

Н.И.Атаманюк<sup>1</sup>, Г.А.Тряпицына<sup>1,2</sup>, И.А.Иванов<sup>3</sup>, А.В.Коновалов<sup>3</sup>, Е.А.Пряхин<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Уральский научно-практический центр радиационной медицины, Челябинск;

<sup>2</sup>Челябинский государственный университет;

<sup>3</sup>ФГУП ПО «Маяк», Озерск, Россия

(E-mail: pryakhin@yandex.ru)

## Фитопланктон специального промышленного водоема В-17 ПО «Маяк»

В статье исследован фитопланктон специального промышленного водоема В-17 — хранилища радиоактивных отходов производственного объединения «Маяк». Показано, что радиоактивное загрязнение водоема определяется рядом радионуклидов:  $^{90}\text{Sr}$  ( $1,4 \times 10^5$  Бк/л в воде,  $2,0 \times 10^7$  Бк/кг сухого веса в донных отложениях),  $^{137}\text{Cs}$  ( $3,7 \times 10^4$  Бк/л в воде,  $5,6 \times 10^7$  в донных отложениях),  $^3\text{H}$  ( $1,6 \times 10^6$  Бк/л в воде), а также  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . Рассчитана мощность поглощенной дозы для фитопланктона, которая составила 1,7 Гр/сут. Отмечено, что, помимо радиоактивного загрязнения, для водоема наблюдается высокое содержание нитратов (2,5 г/л). Показано, что фитопланктонное сообщество водоема в 2008–2012 гг. отличалось низким видовым разнообразием, было представлено преимущественно цианобактериями, среди которых 60–99 % от числа всех клеток составляли цианобактерии *Geitlerinema amphibium*. По результатам наблюдений установлено, что уровень загрязнения, свойственный водоему В-17, не сдерживает количественного роста фитопланктона, однако вызывает изменения видовой структуры, снижение видового разнообразия и подавляющее развитие одного, высокоустойчивого вида. Выделено, что по показателям фитопланктона в экосистеме водоема наблюдаются признаки экологического регресса.

*Ключевые слова:* радиоактивное загрязнение, биосфера, водоем, гидробиоценоз, биомасса, депонирование, радионуклиды, фитопланктон, альгоценоз, цианобактерии, камера Горяева, радионуклиды ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ).

### Введение

Водоем № 17 (В-17), или так называемое «Старое болото», является старейшим из промышленных водоемов-хранилищ радиоактивных отходов предприятия атомной промышленности производственного объединения «Маяк» (ПО «Маяк») [1]. В настоящее время этот водоем используется для хранения среднеактивных отходов и сброса низкоактивных радиоактивных отходов (третиевых конденсатов) [1, 2]. В водоем поступают также химические загрязнители — нитрат натрия и высокотоксичные органические соединения. Водоем В-17 по уровню радиоактивного загрязнения уступает только озеру Карачай. В настоящее время это водоемы с самыми высокими уровнями радиоактивного загрязнения в биосфере [3]. На данный момент в водоеме В-17 депонировано около 1 млн Ки среднеактивных отходов.

Радиационная обстановка и показатели загрязнения водоема В-17 постоянно контролируются в рамках программы штатного производственного экологического мониторинга ПО «Маяк». В районе водоема выполнен большой объем экспериментальных работ, однако большая часть из них касается собственно радиоактивного загрязнения, миграции радионуклидов и вопросов промышленной эксплуатации водоема. Комплексные гидробиологические исследования на водоеме В-17 были начаты в 2008 г. [4].

В водных экосистемах особенности биоты определяют скорость и эффективность процессов самоочищения, условия формирования свойств водной среды. Изучение компонентов экосистемы водоема В-17 представляется важной научной задачей с точки зрения исследования адаптации живых организмов к экстремальным уровням радиоактивного загрязнения, разработки эффективных мероприятий по защите окружающей среды и здоровья человека, а также возможности прогнозировать состояние экосистем, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

Важнейшим компонентом водных экосистем, одним из средообразующих факторов, определяющих условия существования других гидробионтов, является фитопланктон. Фитопланктон быстро реагирует на любые изменения внешних условий, а изменения в составе и структуре альгоценоза непременно повлекут за собой цепь реакций в стоящих выше звеньях гидробиоценозов. Обладая огромной площадью сорбционной поверхности и выраженной способностью накапливать радионуклиды, фитопланктон в радиоактивно загрязненных водоемах играет заметную роль в процессах миграции и самоочищения воды [5].

Цель настоящей работы — оценить состояние фитопланктонного сообщества специального промышленного водоема В-17 по результатам наблюдений 2008–2012 гг.

#### *Материалы и методы*

Водоем В-17 представляет собой искусственный водоем, расположенный в естественной впадине рельефа. Начало сбросов радиоактивных отходов в Старое болото относится к 1949 г. В 1952 и 1954 гг. были построены дамбы, исключая попадание воды из водоема В-17 в открытую гидрографическую сеть. Площадь водного зеркала водоема составляет 0,13 км<sup>2</sup>, а объем — 0,36 млн м<sup>3</sup> [1–3]. Максимальная глубина достигает 6,5 м, средняя — 2,8 м.

Пробы фитопланктона, воды, донных отложений отбирали на трех станциях, показанных на рисунке 1. Две станции — В17/1 (глубина 1,3 м) и В17/3 (глубина 1,4 м) располагались у северного и южного концов плотины, станция В17/4 (глубина 2,6 м) — в западной части водоема, напротив устья существовавшего прежде ручья.

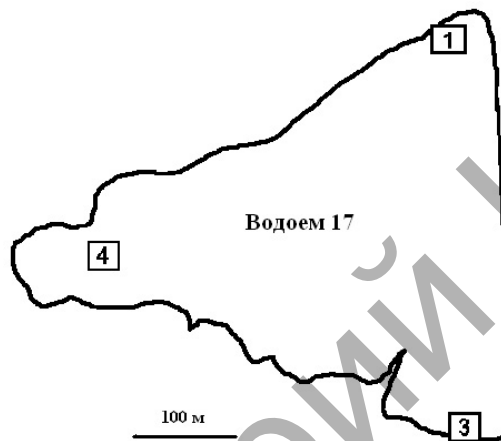


Рисунок 1. Станции отбора проб на водоеме В-17

Пробы воды отбирали из подповерхностного горизонта, донные отложения — с помощью ковшевого дночерпателя. Определение содержания радионуклидов в воде, донных отложениях и фитопланктоне проводили в 2009 г. Фитопланктон отбирали и обрабатывали по стандартным гидробиологическим методам [6, 7]. Исследовали летний комплекс фитопланктона. Пробы отбирали в августе 2008 г., в июне, июле и августе 2009 и 2010 гг., в мае и августе 2011 г., в августе 2012 г.

Для количественного анализа фитопланктона пробы консервировали на месте фиксатором, приготовленным на основе раствора Люголя. В лаборатории пробы концентрировали фильтрационным методом, используя мембранный фильтр МФАС-ОС-2 с диаметром пор 0,45 мкм [6, 7]. Для отбора проб фитопланктона на качественный анализ использовали сачок для фитопланктона из мельничного газа № 160. Отбор проводили в поверхностном горизонте. При определении общего числа видов для каждой станции учитывались виды, определенные в количественной и качественной пробах.

Просмотр проб фитопланктона производился при помощи микроскопа Nikon Eclipse 50i при 400-кратном увеличении, с идентификацией видов в камере Горяева с использованием соответствующих определителей [8–11]. В качестве счетной единицы при определении численности принята клетка.

Биомассу фитопланктона определяли объемно-весовым методом, исходя из оценки численности каждого таксона и объема клеток особей данного таксона, приравнивая удельную массу водорослей к 1 (1 г сырой биомассы приравняется к 10<sup>12</sup> мкм<sup>3</sup>) [12]. Объемы клеток, соответствующие геометрическим фигурам, приравнивали к шару, цилиндру, двум сопряженным конусам, эллипсоиду, вытянутому сфероиду и т.д. [13]. Объемы клеток сложной формы рассчитывали как сумму объемов отдельных простых фигур.

Пробоподготовку и определение удельной активности в пробах воды, донных отложениях и фитопланктоне проводили согласно методическим рекомендациям по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды [14]. Удельную активность радионуклидов в воде и донных отложениях определяли для каждой станции отбора проб, затем рассчитывали среднее значение по акватории водоема.

Концентрацию  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{241}\text{Am}$  в пробах определяли гамма-спектрометрическим методом на установке с полупроводниковым детектором ДГДК-80В-3 и компьютеризированным анализатором типа LP-4900В фирмы Nokia. Погрешность измерений не превышала 20 %. Концентрацию  $^{90}\text{Sr}$  в пробах определяли посредством радиохимического выделения  $^{90}\text{Y}$ , с последующим измерением его активности на малофоновой  $\beta$ -метрической установке типа УМФ-1500 и УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. Погрешность измерения  $^{90}\text{Sr}$  составляла 10 %. Определение изотопов плутония проводили альфа-спектрометрическим методом после концентрирования и очистки на анионообменной смоле и электролитического выделения на стальные мишени. В качестве индикаторной метки использовали  $^{236}\text{Pu}$ . Измерение трития в водных пробах проводилось на альфа-, бета-радиометрической установке Quantulus-1220 жидкостно-сцинтилляционным методом после очистки перегонкой. Изотопы урана в воде определяли альфа-спектрометрическим методом после экстракции ТБФ и электролитическим осаждением на стальные мишени.

С помощью программного комплекса ERICA Assessment Tool 1.0 рассчитывали мощность поглощенной дозы для фитопланктона, обусловленную внутренним и внешним облучением. В расчетах использовали фактические уровни загрязнения воды и донных отложений радионуклидами, а также фактические концентрации  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в фитопланктоне. Для определения мощности поглощенной дозы для альфа-излучающих радионуклидов использовали коэффициенты накопления из библиотеки ERICA. При расчете мощностей доз использовали следующие коэффициенты качества: для альфа-излучения — 10, для бета- и гамма-излучения — 1, для низкоэнергетического бета-излучения — 3. Доля сухого вещества в донных отложениях по результатам собственных определений принималась равной 44,1 % (среднее значение). Геометрия и параметры биологического объекта (фитопланктон) соответствовали стандартным данным библиотеки ERICA.

### Результаты

#### Содержание радионуклидов в воде, донных отложениях, фитопланктоне

В таблице 1 приведены средние значения удельной активности радионуклидов в воде и донных отложениях водоема В-17.

Т а б л и ц а 1

#### Содержание радионуклидов в воде исследуемых водоемов, Бк/л (по данным на 2010 г.)

Радионуклиды	Активность в воде	Активность в донных отложениях
$^{137}\text{Cs}$	$3,7 \times 10^4$	$5,6 \times 10^7$
$^{90}\text{Sr}$	$1,4 \times 10^5$	$2,0 \times 10^7$
$^3\text{H}$	$1,6 \times 10^6$	—
$^{234}\text{U}$	$1,9 \times 10^1$	—
$^{238}\text{U}$	$1,1 \times 10^1$	—
$^{241}\text{Am}$	$5,0 \times 10^1$	$5,8 \times 10^6$
$^{238}\text{Pu}$	$1,7 \times 10^1$	$5,1 \times 10^5$
$^{239, 240}\text{Pu}$	$1,7 \times 10^1$	$3,4 \times 10^6$
$^{60}\text{Co}$	—	$4,7 \times 10^4$

Примечание. «—» — не проводили измерения показателя.

Радиоактивное загрязнение воды определяется главным образом  $^{90}\text{Sr}$  ( $1,4 \times 10^5$  Бк/л),  $^{137}\text{Cs}$  ( $3,7 \times 10^4$  Бк/л) и высоким содержанием трития. Присутствуют также альфа-излучающие радионуклиды. Активность этих радионуклидов в донных отложениях была выше, чем в воде, и составила для  $^{137}\text{Cs}$   $5,6 \times 10^7$  Бк/кг сухой массы, для  $^{90}\text{Sr}$   $2,0 \times 10^7$  Бк/кг сухой массы. Содержание альфа-излучающих радионуклидов ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239, 240}\text{Pu}$ ) в донных отложениях также было значительно выше, чем в воде (от  $5,1 \times 10^5$  для  $^{238}\text{Pu}$  до  $5,8 \times 10^6$  Бк/кг сухой массы для  $^{241}\text{Am}$ ). Кроме того, в донных отложениях было выявлено довольно высокое содержание  $^{60}\text{Co}$ .

По результатам измерений содержания радионуклидов в фитопланктоне удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  составила  $1,3 \times 10^5$  Бк/кг сырого веса, удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  —  $4,2 \times 10^5$  Бк/кг сырого веса. Коэффициенты накопления (отношение активности радионуклида в фитопланктоне к активности в воде) для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  оказались близки — 3,5 и 3 соответственно (табл. 2).

Т а б л и ц а 2

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в фитопланктоне водоема В-17

Радионуклид	Удельная активность в фитопланктоне, Бк/кг сырого веса	Коэффициент накопления
$^{90}\text{Sr}$	$4,2 \times 10^5$	3,0
$^{137}\text{Cs}$	$1,3 \times 10^5$	3,5

Нужно отметить, что для исследуемого водоема характерно также химическое загрязнение, в воде регистрируется высокое суммарное содержание солей, концентрация нитратов в воде составляет 2,5 г/л, что в 63 раза больше предельно допустимой концентрации для водоемов, используемых в рыбохозяйственных целях (40 мг/л), сухой остаток составляет 4 г/л [4].

**Мощность поглощенной дозы для фитопланктона**

Расчитанная мощность поглощенной дозы для фитопланктона водоема В-17 составила 1,7 Гр/сут (табл. 3). Фактически эта величина определялась мощностью только внутреннего облучения.

Т а б л и ц а 3

## Мощность поглощенной дозы для фитопланктона водоема В-17

Мощность поглощенной дозы, Гр/сут		
внешней	внутренней	общей
0,018	1,7	1,7

Расчеты, выполненные с использованием программы ERICA, показали, что мощность поглощенной дозы для фитопланктона определяли альфа-излучающие радионуклиды (1,7 Гр/сут), превышая вклад  $^{137}\text{Cs}$  ( $4,1 \times 10^{-1}$  мГр/сут) и  $^{90}\text{Sr}$  ( $2,2 \times 10^0$  мГр/сут), вместе взятых. Однако для альфа-излучателей при расчете дозы использовались коэффициенты накопления из библиотеки программы ERICA Assessment Tool 1.0. Коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами в программе ERICA были определены для водоемов с более низкими уровнями загрязнения, чем водоемы ПО «Маяк». Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для фитопланктона, полученные в наших исследованиях, оказались ниже значений коэффициентов, предлагаемых программой ERICA. Можно предположить, что мощность поглощенной дозы от альфа-излучающих радионуклидов в данных расчетах несколько завышена. Для прояснения этого вопроса необходимо измерить содержание альфа-излучающих радионуклидов в пробах фитопланктона водоема В-17.

**Фитопланктон водоема В-17**

На протяжении периода наблюдений в фитопланктоне водоема В-17 регистрировалось от 11 до 38 одновременно вегетирующих видов. Среднее число видов, встречаемое в одной пробе, редко превышало 20 (табл. 4). Такие значения существенно ниже числа видов, регистрируемых в пробах других промышленных водоемов ПО «Маяк», с меньшими уровнями антропогенного загрязнения, а также озер Южного Урала, не подверженных радиационному воздействию [15].

Т а б л и ц а 4

## Число видов фитопланктона

Дата	Количество видов общее / в среднем в пробе	Цианобактерии	Зеленые	Диатомовые	Другие
Август 2008 г.	14 / 11	4	5	3	2
Июнь 2009 г.	26 / 18	4	10	8	4
Июль 2009 г.	23 / 16	7	8	5	3
Август 2009 г.	38 / 28	8	14	9	6
Июнь 2010 г.	11 / 11	1	5	4	1
Июль 2010 г.	13 / 13	1	8	3	1
Август 2010 г.	25 / 18	4	14	5	2
Май 2011 г.	14 / 14	1	4	8	1
Август 2011 г.	17 / 12	5	6	5	1
Август 2012 г.	20 / 12	9	7	4	0

Наибольшим видовым разнообразием, как правило, отличались зеленые водоросли. Наблюдения 2009–2010 гг. показали, что видовое разнообразие фитопланктона в водоеме возрастает в августе, что характерно и для других водоемов той же географической области (период «гидробиологического лета», когда в водоемах максимально активны продукционные процессы).

В таблице 5 приведены показатели количественного развития фитопланктона водоема В-17 — численность, биомасса, а также относительный вклад в эти показатели цианобактерий.

Т а б л и ц а 5

## Показатели количественного развития фитопланктона

Дата	Численность, млн клеток/л	% цианобактерий от численности	Биомасса, мг/л	% цианобактерий от биомассы
Август 2008 г.	0,78	64	0,06	35
Июнь 2009 г.	482,0	99	5,56	95
Июль 2009 г.	2 430	99	35,5	45
Август 2009 г.	1 050	98	16,0	71
Июнь 2010 г.	1 449	99	28,6	93
Июль 2010 г.	577,2	99	11,3	93
Август 2010 г.	245,1	69	15,9	21
Май 2011 г.	2 017	70	39,9	90
Август 2011 г.	52,8	86	1,32	91
Август 2012 г.	704,0	98	14,0	98

В разные периоды наблюдения численность фитопланктона колебалась в очень широких пределах — от 780 тыс. кл./л в августе 2008 г. до 2 млрд кл./л в июле 2009 и мае 2011 гг. Биомасса фитопланктона при этом изменялась от 0,06 до 40 мг/л. Численность и биомасса фитопланктона — очень динамичные показатели, которые существенно колеблются в течение вегетационного периода, но изменения в таких широких пределах, происходящие в столь короткие сроки, а также достижение численности клеток водорослей значений в несколько миллиардов не наблюдались нами в других исследованных водоемах Южного Урала [15]. Год от года динамика численности и биомассы фитопланктона в течение лета носила разнонаправленный характер, что может быть связано с климатическими условиями.

В структуре альгоценоза по численности всегда преобладали цианобактерии, составляя от 64 до 99 % от общей численности фитопланктона. Достаточно часто на цианобактерии приходилось также более 90 % (за исключением августа 2008 г., июля–августа 2009 г., августа 2010 г.) от общей биомассы фитопланктона.

В 2008 г. наибольший вклад в численность фитопланктона вносили цианобактерии *Aphanocapsa holsatica* (Lemm.) Cronb. et Kom. и *Geitlerinema amphibium* Ag. ex Gom. (в сумме 64 % от общей численности), при этом 25 % от всего числа клеток приходилось на зеленые водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer.

Начиная с 2009 г. в составе альгоценоза безусловно доминировали цианобактерии *Geitlerinema amphibium* (синоним *Oscillatoria amphibia*). Это эвритопный, широко распространенный, космополитный, планктонно-перифитонный вид [11]. Как правило, на фоне снижения численности *Geitlerinema amphibium* происходило повышение видового разнообразия и численности других водорослей.

В 2009 г. количество клеток этого вида в разное время составляло от 98 до 99 % от общей численности, от 71 до 95 % от общей биомассы.

В начале и конце июня 2010 г. *Geitlerinema amphibium* формировала более 99 % численности и более 93 % биомассы фитопланктона. В августе 2010 г. в фитопланктоне водоема В-17 произошла перестройка: снизились численность и биомасса водорослей, а также относительный вклад в эти показатели цианобактерий. Сформировалась полидоминантная структура с кодоминированием цианобактерий *Geitlerinema amphibium* и зеленых водорослей *Chlorella vulgaris*.

В мае 2011 г. *Geitlerinema amphibium* составляла 70 % от всей численности фитопланктона и 90 % от биомассы, в августе — в среднем 84 % от численности и 85 % от биомассы. На втором месте по количеству снова были зеленые водоросли *Chlorella vulgaris*. Количественные показатели фитопланктона в мае были очень высокими (2 млрд кл./л, 40 мг/л), в августе же снизились в десятки раз (53 млн кл./л, 1,3 мг/л).

В августе 2012 г. на долю *Geitlerinema amphibium* приходилось 98 % численности и 98 % биомассы всего фитопланктонного сообщества.

Среди других видов, встречающихся в водоеме регулярно, можно отметить зеленые водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Brebisson, *Monoraphidium minutum* (Nag.) Kom.-Legn., диатомовые *Chaetoceros Muelleri* Lemm, *Navicula longirostris* Hust. Их вклад в формирование летнего комплекса фитопланктона можно считать несущественным, однако они встречались почти во всех пробах, отобранных на водоеме В-17 в течение 2008–2012 гг. Другие виды были отмечены единично.

Почти все зарегистрированные в водоеме В-17 микроводоросли по своим экологическим характеристикам являются эвритермными, галофильными, алкалофильными, эврисапробными либо индифферентными к перечисленным факторам космополитными видами, обитающими как в стоячих, так и текущих водах [16].

### Обсуждение

За время наблюдений для фитопланктона водоема В-17 были отмечены следующие характерные особенности. Численность и биомасса фитопланктона в летний период достигала очень высоких значений. Доминирующий здесь вид цианобактерий имеет небольшие размеры клеток, и при биомассе 20–40 мг/л общая численность фитопланктона составляла от нескольких сотен миллионов до миллиардов клеток на литр. Хотя были отмечены также и периоды спада массового развития водорослей (минимальные значения — в августе 2008 г.), уровень загрязнения, свойственный для водоема В-17, по всей видимости, не препятствует высокой продукции вегетирующих здесь видов.

Однако более чувствительными к действию загрязнения оказались показатели видового богатства — отмечено низкое число видов планктонных водорослей, структура альгоценоза практически однородна: обычны ситуации, когда на один вид приходится 99 % от общей численности всего фитопланктона. Доминируют в альгоценозе цианобактерии *Geitlerinema amphibium*, очень редко на позицию кодоминанта выходили зеленые водоросли *Chlorella vulgaris*.

Указанные особенности фитопланктона водоема В-17 могут быть проявлениями экологического регресса экосистемы. В благоприятных условиях число видов велико, но каждый из них представлен небольшим количеством особей. В сообществах экстремальных местообитаний нарушаются биоценотические связи из-за выпадения отдельных чувствительных видов, снижается видовое разнообразие, что приводит к ослаблению межвидовой конкуренции, потере устойчивости сообщества (широкие колебания биомассы) и упрощению структуры сообщества (доминирующее развитие одного высокотолерантного, но узкоспециализированного вида) [17].

Причиной такой деградации могут быть как радиационный, так и химический факторы.

Рассчитанная для фитопланктона В-17 мощность поглощенной дозы 1,7 Гр/сут (0,07 Гр/час) представляется заметной величиной. Значения ЛД<sub>50</sub> для фитопланктона находятся в пределах от нескольких десятков до нескольких сотен Гр острого облучения [18]. В литературе приводятся экспериментально определенные дозы ЛД<sub>50</sub> для водорослей в пределах от 45 до 120 Гр [19]. Для сообщества почвенных водорослей в природных условиях было определено, что при мощности дозы более 0,4 Гр/час количественные показатели сообщества снижались, при 0,9 Гр/час это снижение достигало 50 %, при мощности дозы облучения 2,5–3,0 Гр/час сообщество практически исчезало [20]. В другом исследовании рассчитанная с помощью математической модели мощность дозы, при которой в модельном альгоценозе начинали регистрироваться изменения, составила 10,4 мГр/час, а ЛД<sub>50</sub> для фитопланктона, по данным этих же авторов, — 151 Гр [21].

Кроме того, водоем В-17 отличается высоким содержанием нитратов (2,5 г/л), в то время как наиболее благоприятные условия для существования озерного планктона создаются при содержании солей от 0,1 до 1 г/л.

На примере различных соленых водоемов, расположенных по всему миру, было показано, что с увеличением минерализации снижаются видовое разнообразие, численность и биомасса фитопланктона, зоопланктона, зообентоса [22–24]. Отмечено, что для таких водоемов характерно преобладание цианобактерий, в высокоминерализованных озерах регистрировали до 10–40 одновременно вегетирующих видов водорослей [25–28].

В естественных водоемах суши минерализация определяется главным образом хлоридами, сульфатами и карбонатами. Высокий уровень нитратов может оказывать токсическое действие на фитопланктон водоема В-17.

В обзоре, посвященном эффектам загрязнения неорганическим азотом водных экосистем [29], авторы пришли к выводу, что отрицательного воздействия на гидробионтов не оказывает содержание общего азота в пределах 0,5–1,0 мг/л. В водоеме В-17 эти уровни превышены.

В модельных экспериментах по оценке комбинированного действия острого гамма-облучения и нитратов на рост лабораторной культуры зеленых водорослей *Scenedesmus quadricauda* нами было показано, что при сочетанном действии нитрат-иона и радиационного фактора с уровнями, характерными для водоема В-17, угнетение развития зеленых водорослей, вероятнее всего, определяется воздействием нитратов [30].

Для цианобактерий в целом, а для порядка Oscillatoriales (род *Geitlerinema*) в особенности, характерно развитие в самых экстремальных гидрохимических условиях [31]. Цианобактерии являются также обычными обитателями минерализованных вод [22, 27]. Интересно отметить, что *Geitlerinema amphibium* в 2009–2012 гг. в состоянии, близком к монокультуре, развивалась в озере Карачай, превосходящем водоем В-17 по уровню радиоактивного загрязнения и сопоставимом с водоемом В-17 по нитратному загрязнению и общей минерализации [32].

В целом состояние экосистемы водоема В-17 по показателям развития фитопланктона может быть охарактеризовано как нестабильное, проявляющее признаки экологического регресса, обусловленного, по-видимому, комбинированным действием радиоактивного и химического факторов.

### Список литературы

- 1 Стукалов П.М. Промышленный водоем ПО «Маяк» Старое болото. Общая характеристика и история эксплуатации // Вопросы радиационной безопасности. — 2000. — № 1. — С. 50–60.
- 2 Стукалов П.М. Промышленный водоем ПО «Маяк» Старое болото. Динамика радиоактивного загрязнения водоема в 1949–2002 гг. // Вопросы радиационной безопасности. — 2004. — № 4. — С. 19–34.
- 3 Стукалов П.М. Радиоактивное загрязнение промышленного водоема ПО «Маяк» Старое болото. Обзор результатов исследовательских работ (1949–2006 годы) Ч. 1 // Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». — 2007. — № 10. — 136 с.
- 4 Пряхин Е.А., Стукалов П.М., Дерябина Л.В., Гаврилова Е.В., Тряпицына Г.А., Ровный С.И., Аклеев А.В. Некоторые показатели состояния биоты водоема В-17. Пилотные исследования // Вопросы радиационной безопасности. — 2009. — Спец. вып. № 1(8). — С. 87–92.
- 5 Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В. Исследование фито- и зоопланктонных организмов как биоиндикаторов радиоактивного загрязнения воды в районе размещения предприятий ЯТЦ // Вопросы радиационной безопасности. — 2006. — № 4. — С. 70–75.
- 6 Абакумов В.А. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. — СПб., 1992. — 318 с.
- 7 Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона. — М., 2003. — 157 с.
- 8 Определитель пресноводных водорослей СССР. Т. 1–14. — М.-Л., 1951–1986 гг.
- 9 Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. — Киев, 1990. — 207 с.
- 10 Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов северо-запада России / Белякова Р.Н., Волошко Л.Н., Гаврилова О.В. и др. — М., 2006. — 367 с.
- 11 Kotarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. 2nd Part: Oscillatoriales. — Munchen: Elsevier GmbH, 2005. — 760 p.
- 12 Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Фитопланктон и его продукция / Под ред. Г.Г.Винберга. — Л., 1984. — 31 с.
- 13 Брянцева Ю.В., Лях А.М., Сергеева А.В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. — Севастополь, 2005. — 25 с.
- 14 Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н.Мареза, А.С.Зыковой. — М.: Минздрав СССР, 1980. — 36 с.
- 15 Духовная Н.И., Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А., Стукалов П.М. Влияние радиоактивного и химического загрязнения водоемов ПО «Маяк» на состояние фитопланктонных сообществ // Вопросы радиационной безопасности. — 2011. — № 2. — С. 24–36.
- 16 Баринова С.С., Медведев, Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. — Тель Авив: PiliesStudio, 2006. — 498 с.
- 17 Fleeger J.W., Carman K.R., Nisbet R.M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems // Sci. Total Environ. — 2003. — Vol. 317. P. 207–233.
- 18 UNSCEAR Report to the General Assembly. Sources and effects of ionizing radiation. — United nations, New York, 1996.
- 19 Polikarpov G.G. Radioecology of Aquatic Organisms (English translation edited by V.Schultz and A.W.Klement). — New York: Reinhold, 1966.
- 20 Franz E.H., Woodwell G.M. Effects of chronic gamma irradiation on the soil algal community of an oak-pine forest // Radiat. Bot. — 1973. — Vol. 13. — P. 323–329.
- 21 Wilson R.C., Vives i Batlle J., Watts S.J., McDonald P., Jones S.R., Craze A. An approach for the assessment of risk from chronic radiation to populations of phytoplankton and zooplankton // Radiat. Environ. Biophys. — 2010. — Vol. 49. — P. 87–95.

- 22 Balushkina E.V., Golubkov S.M., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F., Shadrin N.V. Effect of abiotic and biotic factors on the structural and functional organization of the saline lake ecosystems in Crimea // Zh. Obshch. Biol. — 2009. — Vol. 70, No. 6. — P. 504–514.
- 23 Alcocer J., Hammer U.T. Saline lake ecosystems of Mexico // Aquatic Ecosystem Health and Management. — 1998. — Vol. 1, No. 3–4. — P. 291–315.
- 24 Medina-Junior P.B., Rietzler A.C. Limnological study of a Pantanal saline lake // Braz. J. Biol. — 2005. — Vol. 65, No. 4. — P. 651–659.
- 25 Salm C.R., Saros J.E., Martin C.S., Erickson J.M. Patterns of seasonal phytoplankton distribution in prairie saline lakes of the northern Great Plains (USA) // Saline Systems. — 2009. — Vol. 5. — P. 1.
- 26 Walker K.F. The seasonal phytoplankton cycles of two saline lakes in central Washington // Limnology and Oceanography. — 1975. — Vol. 20, No. 1. — P. 40–53.
- 27 Khan T.A. Limnology of four saline lakes in western Victoria, Australia: I-II. Physico-chemical parameters. Biological parameters // Limnologia — Ecology and Management of Inland Waters. — 2003. — Vol. 33. — P. 316–339.
- 28 Митрофанова Е.Ю. Фитопланктон озер разной минерализации (на примере системы реки Касмалы, Алтайский край) // Вестн. Алтайского гос. аграрного ун-та. — 2010. — Т. 68. — С. 67–72.
- 29 Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment // Environ. Int. — 2006. — Vol. 32, No. 6. — P. 831–849.
- 30 Тряпицына Г.А., Тарасова С.П., Духовная Н.И., Осипов Д.И., Пряхин Е.А. Экспериментальная оценка сочетанного действия нитратов и острого  $\gamma$ -облучения на рост зеленых водорослей *Scenedesmus quadricauda* // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2012. — Т. 52, № 3. — С. 298–304.
- 31 Сопрунова О.Б. Циано-бактериальные ассоциации — перспективные агенты реабилитации техногенных экосистем // Проблемы и перспективы реабилитации техногенных экосистем: Материалы Междунар. конф. — Астрахань, 2005. — С. 33–38.
- 32 Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Атаманюк Н.И., Осипов Д.И., Иванов И.А., Попова И.Я., Аглеев А.В. Фито- и зоопланктон специального промышленного водоема В-9 (озеро Карачай) // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2012. — Т. 52, № 4. — С. 419–427.

Н.И.Атаманюк, Г.А.Тряпицына, И.А.Иванов, А.В.Коновалов, Е.А.Пряхин

### «Маяк» ОБ В-17 арнайы өнеркәсіптік су қоймасындағы фитопланктон

«Маяк» ОБ радиоактивтік қалдықтарының қоймасы — В-17 арнайы өнеркәсіптік су қоймасындағы фитопланктон зерттелді. Су қоймасының радиоактивтік ластануы бірқатар радионуклидтермен анықталды:  $^{90}\text{Sr}$  ( $1,4 \times 10^5$  Бк/л в воде,  $2,0 \times 10^7$  Бк/кг су түбіндегі қабаттарының құрғақ салмағы),  $^{137}\text{Cs}$  ( $3,7 \times 10^4$  Бк/л суда,  $5,6 \times 10^7$  су түбіндегі қабаттары),  $^3\text{H}$  ( $1,6 \times 10^6$  Бк/л суда) және  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . Фитопланктон үшін игерілген мөлшердің есептелген қуаты 1,7 Гр/тәул. құрады. Радиоактивтік ластанудан басқа, су қоймасында нитраттардың жоғарғы мөлшері (2,5 г/л) анықталды. 2008–2012 жылдары су қоймасындағы фитопланктондық топтанудың әр түрлілігі төмен болды, көбінесе цианобактериялар, соның ішінде 60–99 % *Geitlerinema amphibium* цианобактериялары. Зерттеу нәтижесін қорытындыласақ, В-17 су қоймасының ластану мөлшері фитопланктонның сандық өсуін тежемейді, бірақ түрдің құрылымын өзгертеді және жоғары орнықты түрдің дамуын басады. Фитопланктонның көрсеткіші бойынша су қоймасының экожүйесінде экологиялық регрестің белгісі байқалады.

N.I.Atamanyuk, G.A.Tryapitsyna, I.A.Ivanov, A.V.Konovalev, E.A.Pryakhin

### Phytoplankton in special industrial pond R-17 of the «Mayak» PA

The status of the phytoplankton community in R-17, storage reservoir of liquid medium-level radioactive waste of the Mayak Production Association, Chelyabinsk Region, Russia, is reviewed. The water body is contaminated by a number of radionuclides:  $^{90}\text{Sr}$  ( $1.4 \times 10^5$  Bq L $^{-1}$  in water,  $2.0 \times 10^7$  Bq kg of dry weight $^{-1}$  in the sediments),  $^{137}\text{Cs}$  ( $3.7 \times 10^4$  Bq L $^{-1}$  in water,  $5.6 \times 10^7$  Bq kg of dry weight $^{-1}$  in the sediments)  $^3\text{H}$  ( $1.6 \times 10^6$  Bq L $^{-1}$  in water) and  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{60}\text{Co}$ . The estimated absorbed dose rate for phytoplankton was 1.7 Gy day $^{-1}$ . In addition to the radioactive contamination, an increased level of nitrates was observed in the reservoir — 2.5 g L $^{-1}$ . In 2008–2012 phytoplankton community of the R-17 characterized by low species diversity, algae were represented mainly by cyanobacteria, 60–99 % of all algae cells formed by cyanobacteria *Geitlerinema amphibium*. It can be concluded that the level of pollution of R-17 does not prevent the growth of phytoplankton amount; however, it changes species composition, reduces species diversity and causes the vast development of only one highly resistant species. These are signs of ecological retrogression in the reservoir ecosystem.

## References

- 1 Stukalov P.M. *Problems of radiation safety*, 2000, 1, p. 50–60.
- 2 Stukalov P.M. *Problems of radiation safety*, 2004, 4, p. 19–34.
- 3 Stukalov P.M. *Library of «Problems of radiation safety» Journal*, 2007, 10, 136 p.
- 4 Pryahin E.A., Stukalov P.M., Deryabina L.V., Gavrilova E.V., Tryapitsyna G.A., Rovnyi S.I., Akleyev A.V. *Problems of radiation safety*, 2009, 1(8), p. 87–92.
- 5 Guseva V.P., Chebotina M.Ya., Trapeznikov A.V. *Problems of radiation safety*, 2006, 4, p. 70–75.
- 6 Abakoumov V.A. *Guide to hydrobiological monitoring of freshwater ecosystems*, St. Petersburg, 1992, 318 p.
- 7 Sadchikov A.P. *Methods of study of freshwater phytoplankton*, Moscow, 2003, 157 p.
- 8 To freshwater algae of the USSR, 1–14, Moscow–Leningrad, 1951–1986.
- 9 Carenko P.M. *A short guide to chlorococci algae of Ukrainian SSR*, Kiev, 1990, 207 p.
- 10 Belyakov R.N., Voloshko L.N., Gavrilova O. et al. *The algae that cause «bloom» waters north-west Russia*, Moscow, 2006, 367 p.
- 11 Komarek J., Anagnostidis K. *Cyanoprokaryota. 2nd Part: Oscillatoriales*, Munchen: Elsevier GmbH, 2005, 760 p.
- 12 *Guidelines for the collection and processing of materials for hydro-biological research on freshwater: Phytoplankton and its products*, Ed. G.G. Winberg, Leningrad, 1984, 31 p.
- 13 Bryantseva Yu., Lyakh A.M., Sergeeva A.V. *Calculation of volumes and surface areas of the single-celled algae of the Black Sea*, Sevastopol, 2005, p. 25.
- 14 *Guidelines for sanitary control over the content of radioactive substances in the environment*, Ed. A.N. Marey, A.S. Zykova, Moscow: USSR Ministry of Health, 1980, 36 p.
- 15 Duchovnaya N.I., Osipov D.I., Tryapitsyna G.A., Pryahin E.A., Stukalov P.M. *Problems of radiation safety*, 2011, s2, p. 24–36.
- 16 Barinova S.S., Medvedev L.A., Anisimov O.V. *Biodiversity algae-environmental indicators*, Tel Aviv: PiliesStudio, 2006, 498 p.
- 17 Fleeger J.W., Carman K.R., Nisbet R.M. *Sci. Total Environ.*, 2003, 317, p. 207–233.
- 18 *UNSCEAR Report to the General Assembly. Sources and effects of ionizing radiation*, United nations, New York, 1996.
- 19 Polikarpov G.G. *Radioecology of Aquatic Organisms*, New York: Reinhold, 1966.
- 20 Franz E.H., Woodwell G.M. *Radiat. Bot.*, 1973, 13, p. 323–329.
- 21 Wilson R.C., Vives i Batlle J., Watts S.J., McDonald P., Jones S.R., Craze A. *Radiat. Environ. Biophys.*, 2010, 49, p. 87–95.
- 22 Balushkina E.V., Golubkov S.M., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F., Shadrin N.V. *Zh. Obshch. Biol.*, 2009, 70(6), p. 504–14.
- 23 Alcocer J., Hammer U.T. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1998, 1(3–4), p. 291–315.
- 24 Medina-Junior P.B., Rietzler A.C. *Braz. J. Biol.*, 2005, 65(4), p. 651–659.
- 25 Salm C.R., Saros J.E., Martin C.S., Erickson J.M. *Saline Systems*, 2009, 5, p. 1.
- 26 Walker K.F. *Limnology and Oceanography*, 1975, 20(1), p. 40–53.
- 27 Khan T.A. *Limnologica — Ecology and Management of Inland Waters*, 2003, 33, p. 316–339.
- 28 Mitrofanova E.Yu. *Bulletin of the Altai State Agrarian University*, 2010, 68, p. 67–72.
- 29 Camargo J.A., Alonso A. *Environ. Int.*, 2006, 32(6), p. 831–849.
- 30 Tryapitsyna G.A., Tarasova S.P., Dukhovnaya N.I., Osipov D.I., Pryakhin E.A. *Radiation Biology. Radioecology*, 2012, 52(3), p. 298–304.
- 31 Soprunova O.B. *Problems and prospects of rehabilitation of man-made ecosystems: Int. Conf. Proc.*, Astrakhan, 2005, p. 33–38.
- 32 Pryakhin E.A., Tryapitsyna G.A., Atamanyuk N.I., Osipov D.I., Ivanov I.A., Popova I.Ya., Akleev A.V. *Radiation biology. Radioecology*, 2012, 52(4), p. 419–427.