

*На правах рукописи*

**Духовная Наталья Игоревна**

**ПОКАЗАТЕЛИ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ В  
ВОДОЕМАХ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

03.01.01 – «Радиобиология»

**Автореферат**  
диссертации на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Москва-2011

Работа выполнена в Федеральном государственном учреждении науки «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» Федерального медико-биологического агентства Российской Федерации, г. Челябинск

**Научный руководитель**

доктор биологических наук  
**Пряхин Евгений Александрович**

**Официальные оппоненты**

доктор биологических наук, профессор,  
**Мамихин Сергей Витальевич**

доктор биологических наук, профессор,  
**Гераськин Станислав Алексеевич**

**Ведущая организация**

Институт экологии растений и животных УрО  
РАН, г. Екатеринбург

Защита диссертации состоится «\_\_» июня 2011 г. в \_\_\_ часов на заседании диссертационного совета Д 501.001.65 при Московском государственном университете им. М.В. Ломоносова по адресу: 119899, Москва, Ленинские горы, МГУ, Биологический факультет, ауд. 557.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

Автореферат разослан «\_\_» апреля 2011 года

**Ученый секретарь диссертационного совета,**  
доктор биологических наук

Т.В. Веселова

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

**Актуальность проблемы.** В настоящее время в условиях возрастающей антропогенной нагрузки на биосферу и развития атомных технологий защита окружающей среды от техногенного загрязнения, в том числе радиоактивного, является важной проблемой. Сформировавшаяся в последние годы эгоцентрическая система взглядов предполагает, что охрана здоровья человека требует сохранения природных экосистем (Conservation Medicine 2002; Ecosystems and human well-being 2005). В рамках этого подхода необходимо как исследование состояния окружающей среды в зоне влияния хозяйственных объектов, так и определение безопасных уровней воздействия, изучение закономерностей реакции экосистем на неблагоприятные факторы.

В водных биоценозах особенности биоты определяют скорость и эффективность процессов самоочищения, условия формирования физико-химических свойств воды (Константинов А.С. 1986; Одум Ю. 1975). Фитопланктон - важнейший компонент гидробиоценоза, это первичное звено трофической цепи водоема, чутко реагирующее на любые изменения внешних факторов. (Михеева Т.М. 1983; Константинов А.С. 1986; Трифонова И.С. 1990; Баринаева С.С. и др. 2006; Белякова Р.Н. 2006). Изменения в структуре альгоценоза непременно повлекут за собой цепь реакций в других звеньях водной экосистемы (Алимов А.Ф. 1989; Сопрунова О.Б. 2005; Хахинов В.В. и др. 2007).

В Челябинской области расположено одно из крупнейших предприятий атомной промышленности и ядерного оружейного комплекса России – производственное объединение «Маяк», в 1948 г. начавшее свою деятельность по наработке оружейного плутония. В санитарно-защитной зоне ПО «Маяк» с 50-тых – 60-тых годов XX века эксплуатируются уникальные с радиэкологической точки зрения водные объекты – специальные промышленные водоемы-хранилища жидких радиоактивных отходов. Так называемые водоемы В-11, В-10, В-4 являются хранилищами низкоактивных отходов (активность воды в ряду В-11 – В-4 увеличивается от 2 до 10 кБк/л), в водоемах В-17 и В-9 (озеро Карачай) депонированы среднеактивные отходы (активность воды 2 и 10 МБк/л соответственно). Гидробиологические исследования состояния данных гидробиоценозов проводились нерегулярно и в малом объеме (Марей и др. 2009; Смагин А.И. 2006, 2007, 2008; Токарская З.Б. 1995), а изучение биоценозов водоемов-хранилищ среднеактивных радиоактивных отходов В-9 и В-17 ранее не проводилось.

Существующие работы по изучению влияния радиационного воздействия на фитопланктонные сообщества преимущественно основаны на данных модельных экспериментов (Гилева Э.А. 1964; Захаров И.А., Кривиский А.С. 1972; Куликов Н.В., Молчанова И.В. 1975; Тимофеева-Ресовская Е.А. 1963; Шевченко В.А. 1979; Anderson S.L., Harrison F.L. 1986; Franz E.H., Woodwel G.M. 1973; Chankova S.G. 2005; Joiner M.C. 1994). Ограничено число работ, посвященных изучению состояния фитопланктона при

многолетнем радиационном воздействии в естественных условиях (Гусева В.П. и др. 2006; Сиренко Л.А. и др. 1991; Шевченко Т.Ф. 1999; Трапезников А.В. и др. 2008), а также попыткам проследить зависимость состояния фитопланктонного сообщества от уровня радиационной нагрузки (Щербак В.И. 1998; Wilson R.C. 2010). Промышленные водоемы ПО «Маяк» подвергнуты радиоактивному загрязнению разной степени, удельная активность воды возрастает в ряду водоемов В-11 – В-10 – В-4 – В-17 – В-9. Это дает уникальную возможность изучения закономерностей «доза-эффект» для различных параметров водных экосистем в естественных, натуральных условиях.

**Цель работы:** определить закономерности изменения состава и структуры фитопланктонных сообществ радиоактивно-загрязненных водоемов в зависимости от уровня радиационного воздействия.

**Задачи исследования:**

1. Дать характеристику техногенного (радиоактивного и химического) загрязнения специальных промышленных водоемов ПО «Маяк» (В-11, В-10, В-4, В-17, В-9) и рассчитать мощности поглощенной дозы на фитопланктон.
2. Оценить влияние радиационного воздействия на количественные параметры развития фитопланктона (численность, биомассу).
3. Оценить влияние радиационного воздействия на видовое разнообразие фитопланктонных сообществ.
4. В лабораторных экспериментах оценить влияние природной воды исследуемых водоемов на рост зеленых водорослей *Scenedesmus quadricauda*.

**Научная новизна работы**

Впервые описаны количественное развитие и видовой состав фитопланктонных сообществ в водоемах с максимальными известными в биосфере уровнями радиоактивного загрязнения (до 10 МБк/л). Впервые изучены фитопланктонные сообщества, существующие в естественных условиях водоемов, подвергнутых разному уровню радиоактивного загрязнения (с удельной активностью воды от 1 кБк/л до 10 МБк/л). На основании полученных данных определено, что при мощности поглощенной дозы для фитопланктона до 80 мГр/сут сохраняется видовое богатство фитопланктона, сообщество не проявляет признаков деградации.

**Теоретическая и практическая значимость работы**

В работе определены дозовые зависимости изменения числа видов и видового богатства фитопланктона, выявлено отсутствие таких зависимостей для численности и биомассы фитопланктона. Обнаруженные планктонные сообщества в водоемах с максимально высоким известным в биосфере содержанием радионуклидов расширяют представления о возможностях адаптации водных экосистем в целом и планктонных водорослей в частности к радиоактивному загрязнению.

Полученные закономерности могут быть использованы при разработке

нормативных документов, регламентирующих допустимое радиационное воздействие на гидробиоценозы; при разработке стратегии безопасной эксплуатации водоемов – хранилищ низкоактивных жидких радиоактивных отходов. Результаты исследований внедрены в практику экологического производственного мониторинга специальных промышленных водоемов ПО «Маяк», а также используются в учебном процессе на кафедрах радиобиологии и биоэкологии ГОУ ВПО «Челябинский государственный университет» и на кафедре ботаники, экологии и методики преподавания биологии ГОУ ВПО «Челябинский государственный педагогический университет».

**Основные положения, выносимые на защиту:**

1. Показатели видового разнообразия фитопланктонных сообществ являются более чувствительными к радиационному воздействию, чем показатели количественного развития фитопланктона.
2. В малопроточных пресноводных экосистемах видовое разнообразие фитопланктона закономерно снижается с увеличением мощности поглощенной дозы, что позволяет использовать эти закономерности для определения уровня приемлемого радиационного воздействия на фитопланктон.
3. В малопроточных пресноводных экосистемах при экстремально высоких уровнях радиоактивного загрязнения формируются фитопланктонные сообщества, демонстрирующие признаки экологического регресса, в пределе представляющие собой монокультуру одного вида цианобактерий (*Geitlerinema amphibium*).

**Апробация материалов работы.** Основные положения диссертационной работы были представлены и обсуждены на II международной научно-практической конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды» (Челябинск, 2008); III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова (Борок, 2008); всероссийской научно-практической конференции «Экология в высшей школе: синтез науки и образования» (Челябинск, 2009); международной конференции «Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды» (Сыктывкар, 2009); V международной научно-практической конференции, посвященной 10-летию создания Северского биофизического научного центра ФМБА России «Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения» (Северск, 2010); III всероссийской научно-практической конференции «Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования» (Нижний Тагил, 2010); VI съезде по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (Москва, 2010); международной конференции EPRBioDose 2010 (Неаполь, 2010); IV международной конференции «Хроническое радиационное воздействие: эффекты малых доз» (г. Челябинск, 2010).

**Публикации:** по материалам диссертации опубликовано 14 научных работ.

**Структура диссертации.** Диссертация изложена на 136 страницах машинописного текста и состоит из введения, обзора литературы, главы, описывающей материалы и методы исследований, четырех глав, посвященных результатам собственных исследований, заключения, включающего обсуждение полученных результатов, выводов, списка литературы из 176 источников, а также приложений на 37 листах, в которых приведен видовой состав и количественное развитие фитопланктона исследованных водоемов.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

**Исследованные водоемы.** В 1949-1956 гг., в период выполнения Государственной оборонной программы по наработке оружейного плутония, ПО «Маяк» производило регламентные и аварийные сбросы жидких радиоактивных отходов (ЖРО) в р. Теча, что привело к крупномасштабному радиоактивному загрязнению реки и прилегающей территории (Садовников В.И. и др. 2002; Глаголенко Ю.В. 2007; Марей А.Н. 2009). Сбросы ЖРО перед поступлением в р. Теча сначала направлялись в проточный водоем-отстойник В-3, построенный в 1951 г., а затем – в водоем В-4. В 1956 г., в 12 км ниже точки сброса ЖРО, русло реки было перекрыто плотиной и создан водоем В-10, что позволило прекратить поступление радионуклидов в открытую гидрографическую систему. В 1964-1965 гг. ниже по течению реки был сооружен еще один водоем В-11 (рис. 1). На настоящий момент эти специальные промышленные водоемы находятся в санитарно-защитной зоне ПО «Маяк» и содержат свыше 350 млн. м<sup>3</sup> низкоактивных ЖРО суммарной активностью более 130 кКи ( $4,8 \cdot 10^9$  МБк). Активность воды возрастает в ряду В-3 – В-4 – В-10 – В-11. Кроме того, для хранения среднеактивных ЖРО суммарной активностью более 100 млн. Ки ( $3,7 \cdot 10^{12}$  МБк) используются бессточные изолированные от открытой гидрографической системы специальные промышленные водоемы В-17 и В-9 (озеро Карачай) (Батурин В.А., Грешняков А.П. 2003; Глаголенко Ю.В. и др. 2003; Стукалов П.М. 2004, 2007).

Поскольку специальные промышленные водоемы отличаются друг от друга по своим морфометрическим особенностям и гидрологическому режиму, при изучении особенностей фитопланктона данных водоемов использовали три разных водоема сравнения, не подверженных радиоактивному загрязнению.

Водоемы В-11 и В-10 отличаются достаточно большими размерами и глубинами, В-10 – слабопроточный водоем, В-11 – бессточный. В качестве водоема сравнения использовали малопроточную часть Шершневого водохранилища (г. Челябинск), сопоставимого с данными водоемами по объему и времени создания. На водоеме В-11 пробы отбирали трижды в 2007 г. и в июле 2009 г. на 5 станциях; в августе 2008 г. на 10 станциях отбора проб. Станции В11/1, В11/3, В11/5 располагались по старому руслу р. Теча, остальные были прибрежными. На водоеме В-10 пробы отбирали в июне и августе

2009 г. на 5 станциях, в июле 2009 г. на 10 станциях. По старому руслу р. Теча располагались станции В10/1, В10/3, В10/5, остальные характеризовали состояние прибрежных участков. На Шершневском водохранилище пробы отбирали на 3 станциях трижды в 2007 г., трижды в 2009 г.

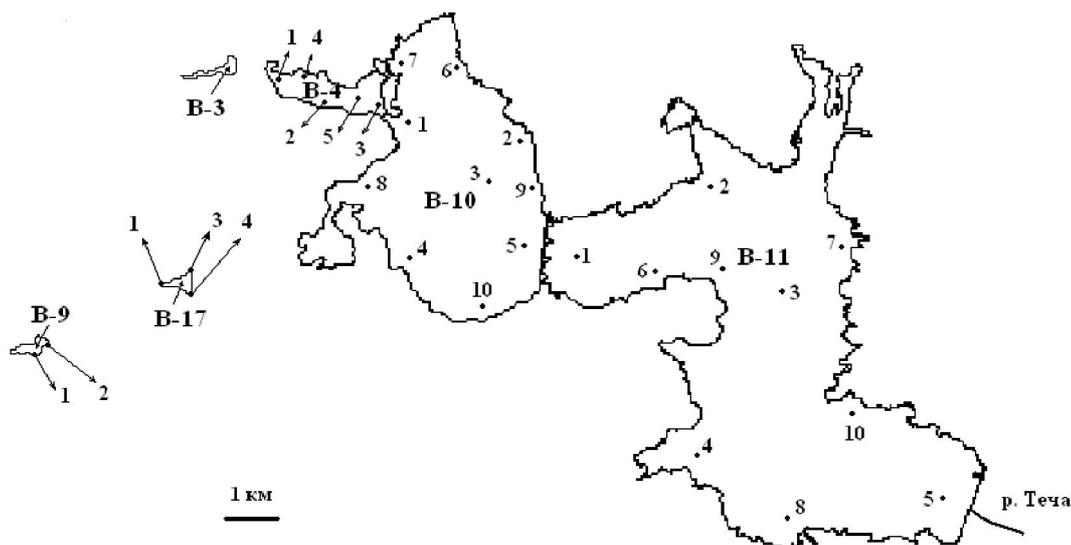


Рис. 1. Исследуемые водоемы и станции отбора проб

Водоем В-4 отличается небольшими размерами и глубинами, а также высоким содержанием органического вещества. В качестве водоема сравнения использовали лог № 2 водоема В-11 (далее – Лог-2), который также подвержен органическому загрязнению и сопоставим с В-4 по размерам и слабому перетоку воды. На водоеме В-4 пробы отбирали в июле 2009 г. на станциях В4/1-3, в июле 2010 г. на станциях В4/1-5. На Лог-2 пробы отбирали в июле 2010 г. на двух станциях. Основные размерные характеристики исследованных водоемов приведены в таблице 1.

Таблица 1

Основные параметры исследуемых водоемов

Параметры	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2	Булдым
Год образования	1965	1956	1951	1949	1951	1965	1965	-
Площадь зеркала, км <sup>2</sup>	44,2*	18,6*	1,3*	0,13	0,07	39,1*	до 3,5	0,19
Объем, млн. м <sup>3</sup>	230*	82,5*	4,0*	0,36	0,16	176,5*	до 8,9	0,4
Максимальная глубина	12,3*	9,3*	3,5*	6,5	5,2	14,1*	4,0	4,0
Средняя глубина, м	5,2*	4,4*	3,1*	2,8	2,2	4,5*	2,5	2,1

Примечание: ШВ – здесь и далее - Шершневское водохранилище; \* - значения при НПУ

Водоемы В-17 и В-9 (оз. Карачай) – это непроточные мелководные водоемы крайне небольших размеров. В качестве водоема сравнения было выбрано небольшое мелководное озеро Булдым, расположенное в 15 км от г. Озерска, пробы отбирали в августе 2010 г. на двух станциях. На водоеме В-17 пробы отбирали на трех станциях

трижды в 2009 г., а также в июне и июле 2010 г. на станции В17/3. Пробы на водоеме В-9 отбирались с берега сотрудниками Центральной Заводской Лаборатории (ЦЗЛ) ПО «Маяк» на двух станциях в августе 2009 г. и августе 2010 г.

**Методы отбора и обработки проб фитопланктона.** Всего в настоящее исследование включено 95 фитопланктонных проб. Отбор и обработку проб проводили согласно стандартным гидробиологическим методам (Руководство по гидробиологическому мониторингу ... 1992; Садчиков В.П. 2003). Для количественного анализа отбирали средневзвешенную пробу с помощью батометра Паталаса. Для качественного анализа видового состава пробу отбирали сачком из полиамидного сита №160. Пробы консервировали на месте фиксатором на основе раствора Люголя. Концентрировали пробы путем фильтрации через мембранный ацетат-целлюлозный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм. Идентификация видов производилась при 400-кратном увеличении в камере Горяева с использованием соответствующих определителей (Определитель пресноводных водорослей СССР 1951-1986гг; Белякова Р.Н. 2006; Царенко П.М. 1990; Komarek J., Agnostidis K. 2005). Для видовой идентификации диатомовых водорослей по структуре панциря часть материала прожигали в хромовой смеси. Биомассу определяли, исходя из численности и объема клеток каждого вида, приравнивая удельную массу водорослей к 1 (1 г сырой биомассы к  $10^{12}$  мкм<sup>3</sup>) (Методические рекомендации 1984; Брянцева Ю.В. и др. 2005).

На каждый период отбора проб рассчитывали средние значения численности, биомассы, число видов в среднем на одну пробу, число всех видов, встреченных в водоеме, определяли виды-доминанты, рассчитывали индекс Шеннона, характеризующий неоднородность структуры фитопланктонного сообщества, и индекс видового богатства Маргалефа (Константинов А.С. 1986; Шитиков В.К. и др. 2003). Индекс Шеннона  $H$  определяли для каждой пробы по формуле (1):

$$H = - \sum_{i=1}^m \frac{\sqrt[3]{N_i B_i}}{\sqrt[3]{N_s B_s}} \log_2 \frac{\sqrt[3]{N_i B_i}}{\sqrt[3]{N_s B_s}} \quad (1)$$

Где  $m$  – число видов в пробе;  $N_i$  – численность вида  $i$ ;  $N_s$  – суммарная численность фитопланктона;  $B_i$  – биомасса вида  $i$ ;  $B_s$  – суммарная биомасса фитопланктона.

Видовое богатство сообщества, которое определяется как отношение числа видов в биоценозе к количеству особей, рассчитывали с помощью индекса Маргалефа  $d$  (формула 2):

$$d = (S - 1) / \ln \sqrt[3]{N_s B_s} \quad (2)$$

Где  $S$  – число видов в пробе;  $N_s$  – суммарная численность фитопланктона;  $B_s$  – суммарная биомасса фитопланктона.

**Отбор проб воды для гидрохимического анализа** проводили параллельно с отбором проб фитопланктона по 2 л воды в поверхностном горизонте. Гидрохимический

анализ проводился в лаборатории по охране окружающей среды ЦЗЛ ПО «Маяк».

**Определение содержания радионуклидов в компонентах экосистем.** Отбирали пробы воды в поверхностном горизонте и донных отложений для определения содержания радионуклидов. Также на водоеме отбирали по одной пробе концентрированного фитопланктона с помощью двухслойной планктонной сети. Первая (внутренняя) сеть из полиамидного сита №76 задерживала более крупные зоопланктонные организмы, вторая (внешняя) сеть из сита №160 задерживала отсеянные через внутреннюю сеть более мелкие клетки фитопланктона. Пробоподготовку проводили согласно методическим рекомендациям по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды (Методические рекомендации 1980). Измерения содержания радионуклидов проводились Отделом внешней среды ФГУН УНПЦ РМ.

**Расчет мощности поглощенной дозы для фитопланктона** проводили с помощью программного комплекса ERICA Assessment Tool 1.0 May 2009. Были оценены мощности поглощенных доз для фитопланктона, обусловленные внутренним и внешним облучением от следующих радионуклидов:  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ . Геометрия и параметры фитопланктона соответствовали стандартным данным библиотеки ERICA. Для водоемов В-4, В-17 и В-9 учитывали внешнее облучение от донных отложений. 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 от других радионуклидов (кроме  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ) использовали коэффициенты накопления из библиотеки ERICA. При расчете мощностей доз использовали следующие коэффициенты качества: для  $\alpha$ -излучения – 10, для  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучения – 1, для низкоэнергетического  $\beta$ -излучения – 3.

**Оценку влияния воды исследуемых водоемов на рост лабораторной культуры водоросли *Scenedesmus quadricauda*** проводили согласно протоколу стандартизированной методики биотестирования ФР.1.39.2007.03223 (2007). В средневзвешенные пробы воды исследуемых водоемов добавляли соли среды Пратта и суспензию клеток *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb. Контролем служила среда Пратта на дистиллированной воде. Через 72 часа культивации рассчитывали относительное изменение численности водорослей в пробе по сравнению с контролем. При относительной численности водорослей в пробе более 100 % и достоверном отличии численности клеток в пробе от численности клеток в контроле (по t-критерию Стьюдента,  $p < 0,05$ ) говорили о стимулирующем эффекте, при снижении относительной численности менее 100 % – о токсическом действии. Всего было протестировано 68 проб.

**Статистическая обработка данных.** Связь между мощностью поглощенной дозы, гидрохимическими параметрами и показателями развития фитопланктона

оценивали с помощью попарных корреляций по Пирсону и факторного анализа (анализ главных компонент с использованием вращения по методу варимакса). Для оценки зависимости показателей развития фитопланктона от мощности поглощенной дозы проводили регрессионный анализ. Для анализа влияния комплекса физико-химических факторов на показатели развития фитопланктона проводили многофакторный дисперсионный анализ признаков сопряженности с использованием обобщенной линейной модели. Во всех случаях нулевую гипотезу отклоняли при  $p \leq 0,05$ . Определение сходства разных водоемов по совокупности химических и гидробиологических показателей проводили с помощью кластерного анализа методом групповых средних, связь внутри группы, мерой расстояния служило евклидово расстояние. Использовали программные пакеты SPSS Statistics 17.0 и GraphPad Prism 5.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

*Гидрохимическая характеристика исследуемых водоемов* включала определение 17 показателей. В таблице 2 приведены наиболее яркие отличительные особенности гидрохимического состава изучаемых водоемов. Особенностью водоема В-11 является высокое содержание сульфатов в воде, пятикратно превышающее ПДК для рыбохозяйственных водоемов (ПДК<sub>вр</sub>), равное 100 мг/л (Гидрохимические показатели 2007). В водоеме В-10 ПДК<sub>вр</sub> для сульфатов превышено втрое, также в три раза больше рекомендованного норматива (0,2 мг/л) содержание сульфатов. Концентрация фосфатов еще выше в водоеме В-4 и соответствующем ему водоеме сравнения – Лог-2. Также в водоеме В-4 отмечены высокие значения перманганатной окисляемости и БПК, что характеризует загрязнение органическим веществом. Для водоемов В-17 и В-9 наиболее существенными особенностями является многократное превышение ПДК<sub>вр</sub> (40 мг/л) по содержанию нитратов и связанная с этим высокая масса сухого остатка (ПДК 1000 мг/л).

Таблица 2

Химический состав воды исследуемых водоемов, 2009 г.

Показатель	Водоем						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2
Хлориды, мг/л	78,2	61,1	46,2	60,0	32,2	9,2	32,4
Сульфаты, мг/л	<b>506,0</b>	<b>294,3</b>	47,3	120,5	86,2	15,0	44,6
Нитраты, мг/л	2,1	1,2	0,3	<b>2781,4</b>	<b>4400,0</b>	0,2	19,6
Фосфаты, мг/л	0,07	<b>0,64</b>	<b>1,65</b>	0,025	0,025	0,07	<b>1,85</b>
Сух. ост., мг/л	1173	871	418	<b>3829</b>	<b>6800</b>	-	307
Окисл. перм., мг O <sub>2</sub> /л	6,5	9,4	<b>15,0</b>	7,5	9,9	6,0	-
БПК <sub>5</sub> , мг/л	2,5	2,8	<b>27,9</b>	-	-	3,3	4,1

Примечание: «-» нет данных

*Содержание радионуклидов в воде и донных отложениях исследуемых водоемов* приведено в таблицах 3 и 4. Содержание <sup>137</sup>Cs в воде возрастает практически на порядок в ряду В-11 - В-10 - В-4, начиная со значения 3,0 Бк/л; в воде водоема В-17 содержание

$^{137}\text{Cs}$  составляет  $3,7 \cdot 10^4$  Бк/л, а в воде В-9  $1,6 \cdot 10^7$  Бк/л. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде водоемов В-11, В-10, В-4 составляет от 1,4 до 4,7 кБк/л, в водоемах В-17 и В-9 соответственно на два и на три порядка больше –  $1,4 \cdot 10^5$  и  $6,5 \cdot 10^6$  Бк/л. Высоко также содержание  $^3\text{H}$ , присутствует спектр  $\alpha$ -излучающих радионуклидов. Содержание радионуклидов в донных отложениях выше, чем в воде (за исключением  $^3\text{H}$ ), в целом градиент увеличения активности схож с ростом активности воды (таблица 4).

Таблица 3

Содержание радионуклидов в воде исследуемых водоемов, Бк/л (2009 г.)

Радионуклид	Водоем						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2
$^{90}\text{Sr}$	$1,4 \cdot 10^3$	$3,3 \cdot 10^3$	$4,7 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$8,3 \cdot 10^{-1}$
$^{137}\text{Cs}$	$3,0 \cdot 10^0$	$3,5 \cdot 10^1$	$4,9 \cdot 10^2$	$3,7 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^0$
$^3\text{H}$	$7,8 \cdot 10^2$	$3,4 \cdot 10^3$	$4,9 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^0$	-
$^{241}\text{Am}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^1$	$2,9 \cdot 10^0$	$4,9 \cdot 10^1$	$1,0 \cdot 10^3$	-	-
$^{60}\text{Co}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$9,4 \cdot 10^{-2}$	$9,4 \cdot 10^{-1}$	$4,4 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^4$	-	-
$^{238}\text{Pu}$	$5,5 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^0$	$1,7 \cdot 10^1$	$5,2 \cdot 10^2$	-	-
$^{239, 240}\text{Pu}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^0$	$1,7 \cdot 10^1$	$5,2 \cdot 10^2$	-	-
$^{241}\text{Pu}$	-	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$5,3 \cdot 10^0$	$1,7 \cdot 10^1$	-	-	-
$^{234}\text{U}$	-	$5,1 \cdot 10^{-1}$	$3,7 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^1$	$5,2 \cdot 10^2$	$4,0 \cdot 10^{-2}$	-
$^{238}\text{U}$	-	$3,6 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^1$	$5,2 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	-

Примечание: «-» нет данных.

Таблица 4

Содержание радионуклидов в донных отложениях исследуемых водоемов, Бк/кг сухой массы (2009 г.)

Радио- нуклид	Водоем						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог-2
$^{90}\text{Sr}$	$4,7 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^7$	$9,4 \cdot 10^8$	$3,3 \cdot 10^1$	$1,7 \cdot 10^3$
$^{137}\text{Cs}$	$2,0 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^7$	$5,6 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^1$	$4,3 \cdot 10^5$
$^3\text{H}$	$7,8 \cdot 10^2$	$3,4 \cdot 10^3$	$4,9 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^0$	-
$^{241}\text{Am}$	$8,8 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^6$	$5,5 \cdot 10^8$	-	-
$^{60}\text{Co}$	$1,5 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^9$	-	-
$^{238}\text{Pu}$	$8,7 \cdot 10^2$	$5,5 \cdot 10^4$	$2,5 \cdot 10^5$	$5,1 \cdot 10^5$	$7,2 \cdot 10^8$	-	-
$^{239, 240}\text{Pu}$	$1,0 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^4$	$2,4 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^6$	$7,2 \cdot 10^8$	-	-
$^{241}\text{Pu}$	-	$1,8 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^5$	$3,5 \cdot 10^6$	-	-	-
$^{234}\text{U}$	-	$2,6 \cdot 10^1$	$1,9 \cdot 10^1$	$9,4 \cdot 10^2$	$2,6 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^0$	-
$^{238}\text{U}$	-	$1,8 \cdot 10^1$	$1,3 \cdot 10^1$	$5,7 \cdot 10^2$	$2,6 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^0$	-

Примечание: «-» нет данных.

Результаты измерений накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  фитопланктоном представлены в таблице 5. Принимали, что сухой вес составляет 15% от сырого веса фитопланктона (Алимов А.Ф. 1989). Были отмечены особенности накопления радионуклидов фитопланктоном разных водоемов: в фитопланктоне Шершневого водохранилища и Лога-2 содержание  $^{137}\text{Cs}$  было выше, чем  $^{90}\text{Sr}$ , для водоемов В-11 и В-10 ситуация была обратной, в водоемах В-17 и В-9 уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  оказались близки.

Таблица 5

Содержание радионуклидов в фитопланктоне исследуемых водоемов, Бк/кг сырого веса

Радио- нуклид	Водоем						
	В-11	В-10	В-4	В-17	В-9	ШВ	Лог
<sup>90</sup> Sr	$2,1 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^5$	$1,5 \cdot 10^5$	$4,2 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^7$	$3,8 \cdot 10^1$	$3,3 \cdot 10^1$
<sup>137</sup> Cs	$2,1 \cdot 10^3$	$9,9 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^7$	$2,1 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^4$

Были рассчитаны коэффициенты накопления <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr фитопланктоном (отношение количества радионуклида в организме к количеству радионуклида в воде). В водоемах с более высоким уровнем радиоактивного загрязнения (В-17 и В-9) эти коэффициенты оказались ниже, чем в водоемах В-11, В-10, В-4 и водоемах сравнения.

**Результаты расчета мощности дозы для фитопланктона.** Суммарная мощность поглощенной дозы в ряду водоемов В-11 - В-10 - В-4 - В-17 - В-9 возрастала на один порядок от 5,4 мГр/сут до 40 Гр/сут (таблица 6) и определялась главным образом мощностью внутреннего облучения от  $\alpha$ -излучающих радионуклидов. Вклад разных радионуклидов в общую мощность дозы оказался различным для разных водоемов. Мощность поглощенной дозы для фитопланктона водоемов В-17 и В-9 представляется заметной величиной по сравнению с приводимыми в литературе значениями ЛД<sub>50</sub> для планктонных водорослей – от 45 до 150 Гр (Захаров И.А., Кривиский А.С. 1972; Куликов Н.В., Молчанова И.В. 1975; Wilson R.C. et al. 2010).

Таблица 6

Мощность поглощенной дозы для фитопланктона исследуемых водоемов, мГр/сут

Водоем	Мощность дозы, мГр/сут		
	внешней	внутренней	общей
ШВ	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$
Лог-2	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$
В-11	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$5,4 \cdot 10^0$	$5,4 \cdot 10^0$
В-10	$5,2 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^1$
В-4	$1,3 \cdot 10^0$	$1,1 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^2$
В-17	$1,8 \cdot 10^1$	$1,7 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^3$
В-9	$4,1 \cdot 10^3$	$3,6 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^4$

### Биоиндикация состояния исследуемых водоемов по показателям сообществ фитопланктона

**Водоемы В-11 и В-10.** Все три водоема характеризуются достаточным для водохранилищ видовым разнообразием. Максимальное число видов определялось при анализе литоральных проб. Наиболее высока насыщенность видами таких отделов как цианобактерии и зеленые водоросли. Водоемы проявляли выраженные признаки «цветения» – массового развития фитопланктона, преимущественно цианобактерий. В среднем более высокие значения численности и биомассы отмечались в водоеме В-10 (рис. 2). Высокий количественный уровень развития фитопланктона и преобладание

цианобактерий, доминировавших по численности и биомассе, характеризует водоемы В-10 и В-11 как эвтрофные (Оксиук О.П. и др. 1993).

Индекс Шеннона, характеризующий неоднородность структуры сообщества, и индекс видового богатства Маргалефа динамично изменялись в течение лета, но оказались сопоставимыми (рис. 2). Безусловным доминантом в фитопланктонном сообществе водоема В-11 в течение всего периода исследований являлись цианобактерии *Oscillatoria agardhii*. В водоеме В-10 в течение лета 2009 г. отмечалась смена доминанта *Anabaena flos-aquae* на *Oscillatoria agardhii*. В доминирующем комплексе видов фитопланктона Шершневого водохранилища были отмечены диатомеи *Aulacoseira granulate*, *Fragilaria crotonensis*, цианобактерии *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria agardhii*, виды рода *Microcystis*.

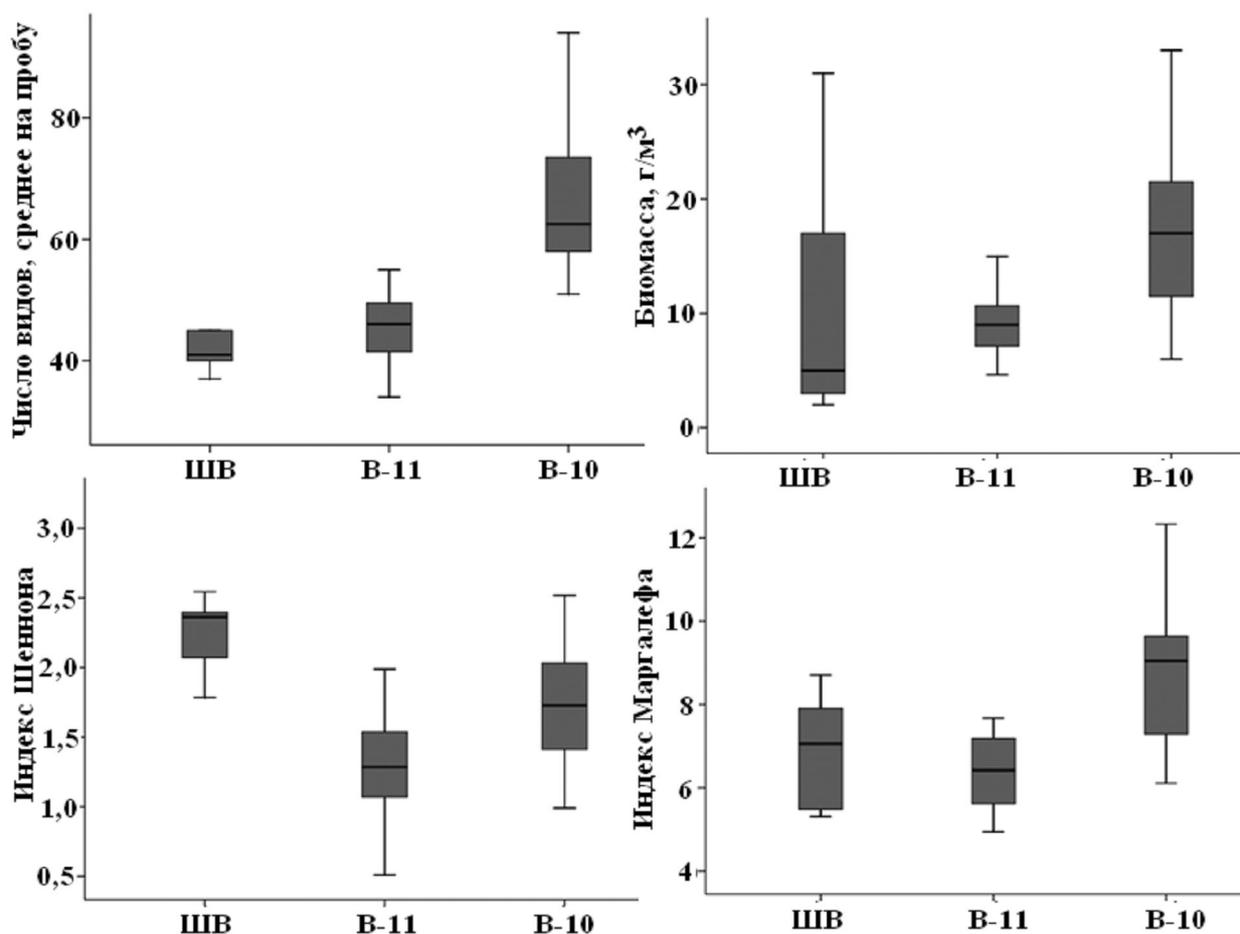


Рис. 2. Показатели развития фитопланктона водоемов В-11 и В-10

Примечание: здесь и далее указаны медиана, интервал в 75 процентилей, максимальные и минимальные значения

Высокое количественное развитие фитопланктона и преобладание *Oscillatoria agardhii* в планктоне водоемов В-11 и В-10 говорят о выраженной эвтрофикации в результате обогащения воды соединениями фосфора и азота (Михеева Т.М. 1983, Трифонова И.С. 1990). Биоиндикация состояния фитопланктонных сообществ водоемов В-11 и В-10 не выявила признаков экологического регресса.

**Водоем В-4.** По видовому разнообразию водоемы В-4 и Лог-2 оказались сопоставимыми (рис. 3). В сообществе Лога-2 численность диатомовых и зеленых водорослей в сумме оказалась равной численности цианобактерий, в то время как в водоеме В-4 последние безусловно доминировали. Цветение водоема В-4 было выражено более сильно, чем водоемов В-11 и В-10. В ряду В-11 – В-10 – В-4 возрастает содержание органического вещества и фосфатов, с чем, вероятно, и связан рост численности и биомассы водорослей (Трифонова И.С. 1990). Индексы Шеннона и Маргалефа для фитопланктона Лога-2 имели существенные отличия на разных станциях отбора проб, но были близки к таковым для В-4 (рис. 3).

Основной облик микроальгоценоза водоема В-4 слагали цианобактерии рода *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. wesenbergii*) и зеленые водоросли рода *Scenedesmus* (*Sc. quadricauda*, *Sc. parvus*, *Sc. subspicatus*). Доминирование видов рода *Microcystis* характерно для малых эвтрофных водоемов со стоячей водой. В водоеме сравнения доминировали цианобактерии *Oscillatoria agardhii*, были заметны также диатомовые водоросли *Aulacoseira ambigua* и виды рода *Cyclotella*.

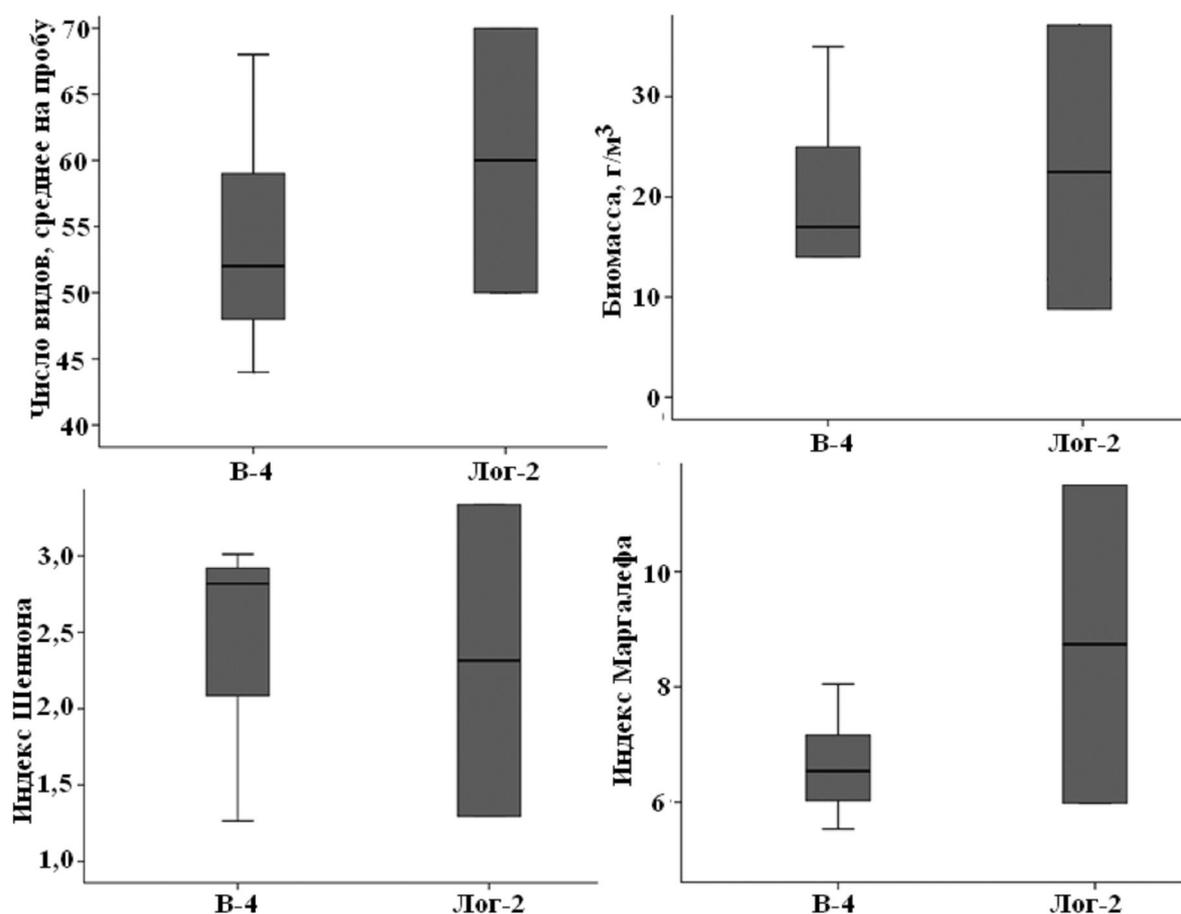


Рис. 3. Показатели развития фитопланктона водоема В-4

Выявленные особенности фитопланктона водоема В-4 говорят о высокой степени эвтрофикации и не позволяют выделить явных признаков деградации сообщества.

**Водоемы В-17 и В-9.** Фитопланктонные сообщества наиболее загрязненных специальных промышленных водоемов В-17 и В-9 проявляли признаки экологического

регресса – снижено число видов (до 38 видов в водоеме В-17, 4 вида в водоеме В-9), отмечены низкие значения индекса видового богатства Маргалефа и индекса Шеннона (рис. 4), как по отношению к водоемам В-11, В-10, В-4, так и к водоему сравнения (озеро Булдым). Была отмечена крайне высокая численность фитопланктона: в водоеме В-17 она достигала 2,4 млрд. кл/л в июле 2009 г. при биомассе 16,1 г/м<sup>3</sup>. Численность и биомасса фитопланктона были подвержены значительным колебаниям (так, для водоема В-9 биомасса составляла 1,9 г/м<sup>3</sup> в 2009 г., 32,8 г/м<sup>3</sup> в 2010 г.). Количественные параметры могут быть как крайне низкими, так и крайне высокими при упрощении сообществ в неблагоприятных условиях (Одум Ю. 1975; Fleeger J.W. et al. 2003; Passy S.I., Legendre P. 2006). В обоих промышленных водоемах более 90% численности, до 90 % биомассы всех планктонных водорослей составляли цианобактерии. Сокращение видового разнообразия происходило в большей мере за счет зеленых и диатомовых водорослей. В В-9 фитопланктонное сообщество оказалось редуцированным фактически до монокультуры эвритопного вида цианобактерий *Geitlerinema amphibium*. Этот же вид безусловно доминировал в альгоценозе водоема В-17. Неравномерность распределения количественных характеристик развития фитопланктона по видам отражена в крайне низком для водоемов В-9 и В-17 значении индекса Шеннона.

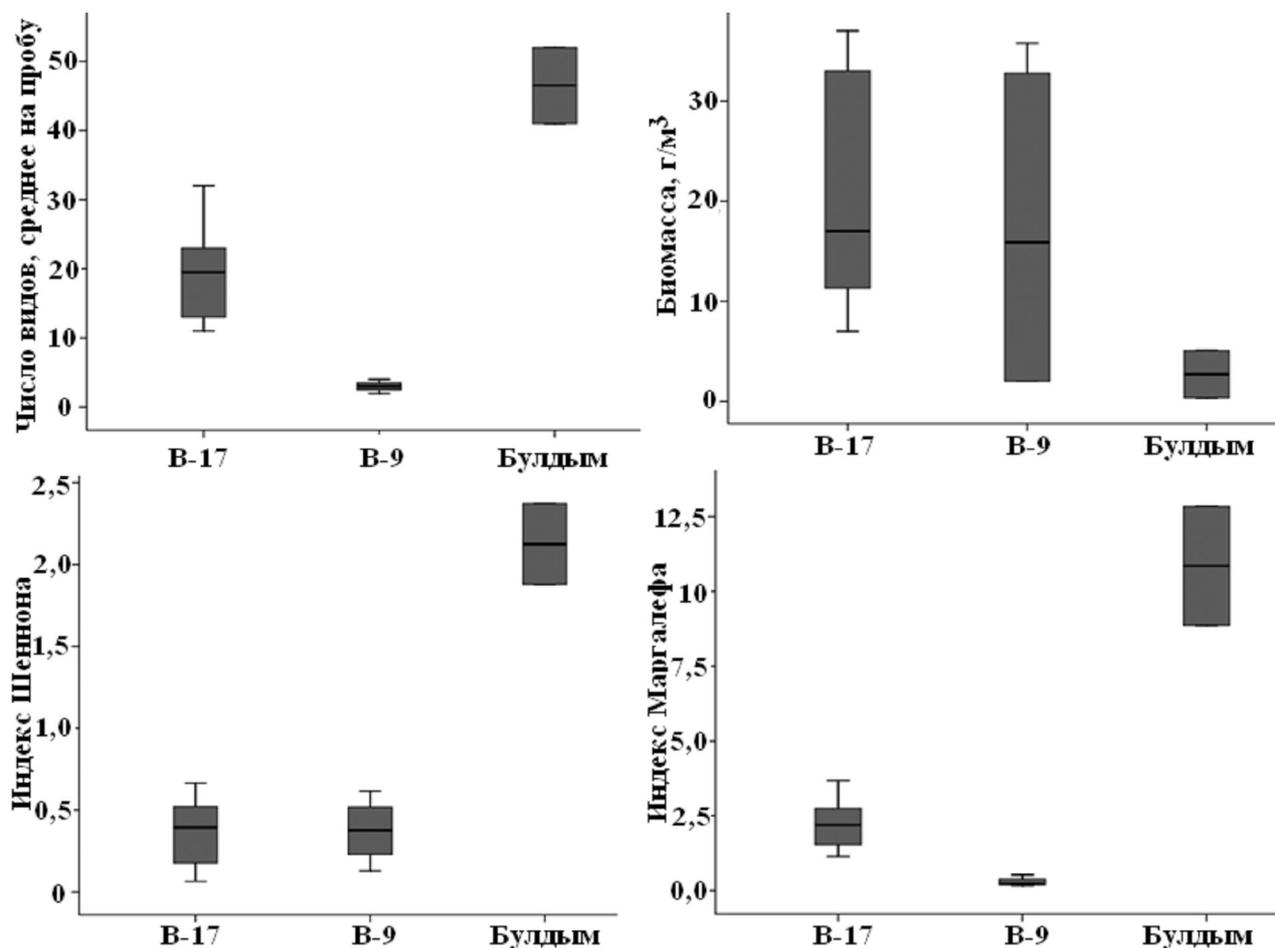


Рис. 4. Показатели развития фитопланктона водоемов В-17 и В-9

Водоем сравнения при высоком видовом разнообразии (обусловленном главным образом диатомовыми и зелеными десмидиевыми водорослями) характеризовался низкой биомассой и численностью фитопланктона (10,5 млн. кл/л, 2,74 г/м<sup>3</sup>).

Низкое видовое разнообразие с преобладающим развитием одного вида, колебания численности и биомассы в широких пределах характеризуют состояние экологического регресса и напоминают состояние экосистем на первых стадиях сукцессии (Gonzalez F., Zoppi de Roa E. 1999). Тем не менее, в биоценозе водоема В-9 присутствуют все три трофических уровня: продуценты (фитопланктон), консументы (зоопланктон) и редуценты (бактериопланктон), что дает возможность развития экосистемы (Тряпицына Г.А. и др. 2010).

**Влияние воды исследуемых водоемов на рост культуры *Scenedesmus quadricauda* в эксперименте.** При культивировании *Scenedesmus quadricauda* в пробах воды водоемов сравнения, водоемов В-11 и В-10 наблюдалась стимуляция роста культуры, что объясняется присутствием в воде природных водоемов биологически активных веществ (рис. 5).

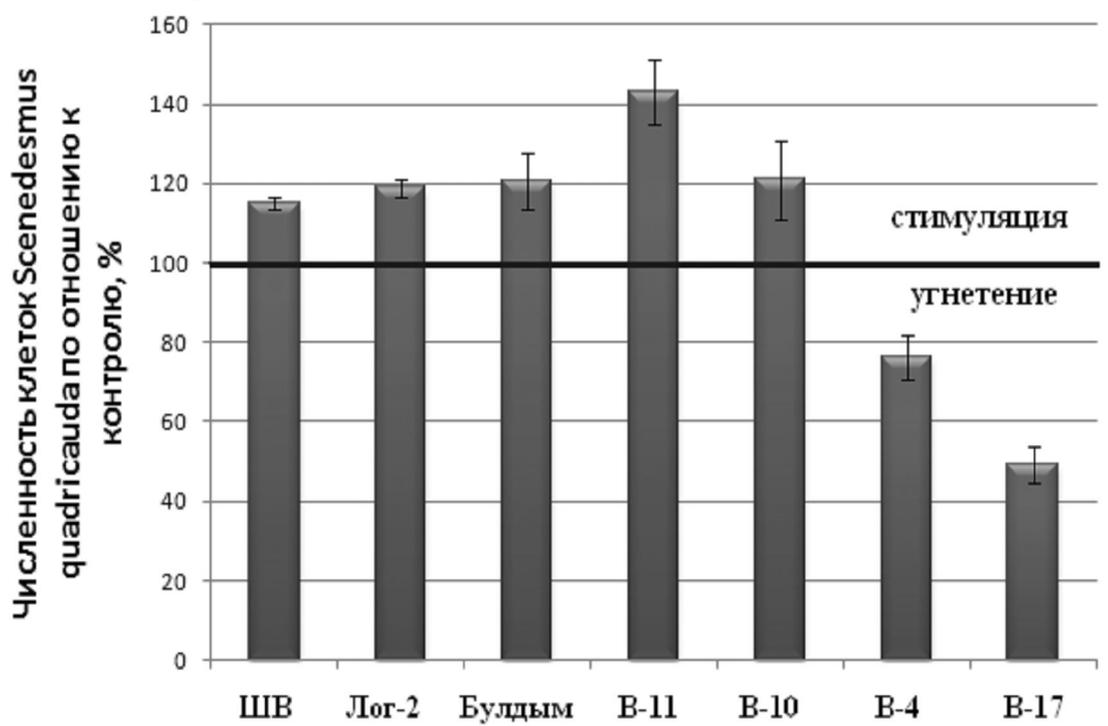


Рис. 5. Влияние воды исследуемых водоемов на рост лабораторной культуры *Scenedesmus quadricauda*

Было отмечено достоверное угнетение продуктивности культуры водорослей в воде водоема В-4, снижение численности в среднем достигло 76 % от контрольного уровня, не смотря на то, что в воде высоко содержание биогенного фосфора (1,65 мг/л). Содержание сульфатов, хлоридов, нитратов сопоставимо с таковыми для описанных выше водоемов. Возможно, проявляется действие радиационного фактора. Еще сильнее эффект угнетения роста водорослей был выражен для воды водоема В-17 (до 49 % от

контрольного уровня). Результаты оценки свойств природной воды в эксперименте согласуются с результатами биоиндикации состояния фитопланктона водоемов.

### **Влияние радиационного и химического факторов на показатели развития фитопланктона**

**Связь физико-химических факторов среды и показателей развития фитопланктона.** Был проведен корреляционный анализ по 42 переменным, полученным для каждой пробы (всего было выбрано 75 фитопланктонных проб). Не выявлено значительных отличий в статистически достоверных корреляциях для проб, отобранных на литорали ( $n = 51$ ) или пелагиали ( $n = 24$ ) водоема, а также для проб, отобранных в июне ( $n = 11$ ), июле ( $n = 29$ ) и августе (35). Обнаружена положительная корреляция числа видов, индекса Шеннона и индекса Маргалефа с такими показателями, как размер водоема (объем воды), содержание фосфатов и аммония; а также отрицательная корреляция этих параметров с мощностью поглощенной дозы, содержанием нитратов, натрия и сухого остатка (таблица 7). Не обнаружено значимых корреляций с физико-химическими факторами биомассы и численности фитопланктона.

Таблица 7

Коэффициенты корреляции Пирсона для некоторых изучаемых параметров ( $p < 0,001$ )

Параметр	Среднее число видов	Индекс Шеннона	Индекс Маргалефа
Объем водоема, млн.м <sup>3</sup>	0,704	-	0,724
Мощность дозы, мкГр/час	- 0,635	- 0,497	- 0,688
Нитраты, мг/л	- 0,842	- 0,528	- 0,827
Фосфаты, мг/л	0,492	0,476	0,464
Аммоний, мг/л	0,625	0,528	0,623
Натрий, мг/л	- 0,815	- 0,385	- 0,748

Аналогичные закономерности выявил факторный анализ. Фактор 1 показал связь числа видов, видового богатства и численности фитопланктона с такими физическими и химическими условиями, как объем водоема, мощность дозы, коэффициент накопления стронция, уровень нитратов, нитритов, БПК и минерального остатка. Корреляция между числом видов (и видовым богатством) с одной стороны, мощностью дозы и содержанием нитратов с другой, оказалась отрицательной и сопоставимой для радиационного и химического факторов. Численность фитопланктона положительно коррелировала с мощностью дозы и концентрацией нитратов.

Фактор 2 показал отрицательную связь индекса Шеннона с мощностью дозы, содержанием сульфатов и хлоридов. Третий фактор выявил положительную зависимость числа видов и индекса Шеннона от содержания фосфатов и показателей, характеризующих общее количество органического вещества в воде (бихроматная

окисляемость и биохимическое потребление кислорода). Биомасса фитопланктона в ходе факторного анализа не показала связи ни с одним из исследуемых показателей и составила фактор 4.

**Зависимость показателей развития фитопланктона от мощности поглощенной дозы** проводили с помощью регрессионного анализа. Использовали отношение исследуемого параметра в загрязненном водоеме (среднее значение по всем станциям на один момент времени) к средней величине этого параметра на тот же момент времени в водоеме сравнения. Было выявлено достоверное влияние мощности дозы на общее число видов и индекс видового богатства Маргалефа, описанное с помощью линейной зависимости изучаемого параметра от логарифма мощности поглощенной дозы (рис. 6).

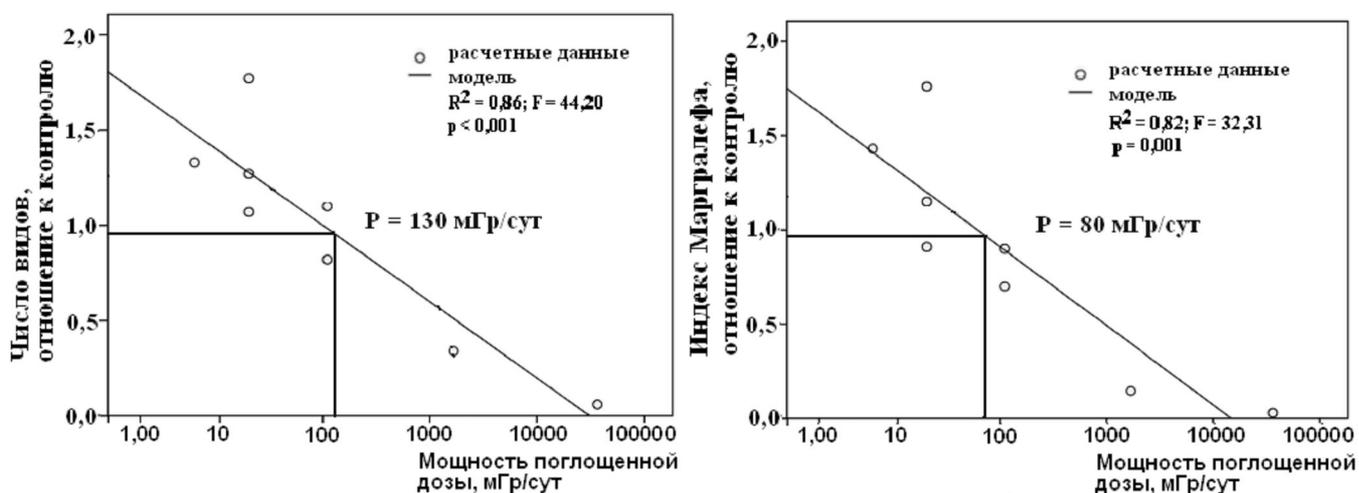


Рис. 6. Зависимость числа видов и индекса Маргалефа от мощности поглощенной дозы

Решение уравнений регрессии показало, что снижение числа видов в водоеме по отношению к соответствующему водоему сравнения на 5 % начинается с мощности дозы 130 мГр/сут (95% доверительный интервал от 31 до 570 мГр/сут), а снижение индекса Маргалефа – при мощности дозы 80 мГр/сут (от 10 до 370 мГр/сут), что может быть принято в качестве приемлемого уровня воздействия для экосистемы с точки зрения сохранения видового разнообразия фитопланктона (Guidelines for Ecological Risk Assessment 1998; European Commission 2003). Расчет мощности поглощенной дозы для фитопланктона исследованных водоемов показывает, что указанные значения превышаются, начиная с водоема В-4 (110 мГр/сут). Таким образом, при повышении мощности дозы в первую очередь из состава сообщества выпадают некоторые виды, нарушается стабильность альгоценоза. Такое сообщество характеризуется существенными колебаниями численности и биомассы, как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения (для этих переменных зависимости от дозы показано не было).

Была получена также зависимость стимуляции роста культуры *Scenedesmus quadricauda* в природной воде в эксперименте от мощности дозы, рассчитанной для данного водоема (рис. 7).

Решение уравнения показало, что рост водорослей снижается относительно контроля при культивировании водорослей в воде водоемов, где расчетная мощность поглощенной дозы для фитопланктона превышает 90 мГр/сут (95% доверительный интервал от 25 мГр/сут до 1,0 Гр/сут). Эта доза превышена в водоемах В-4 и В-17, что согласуется с результатами лабораторных экспериментов.

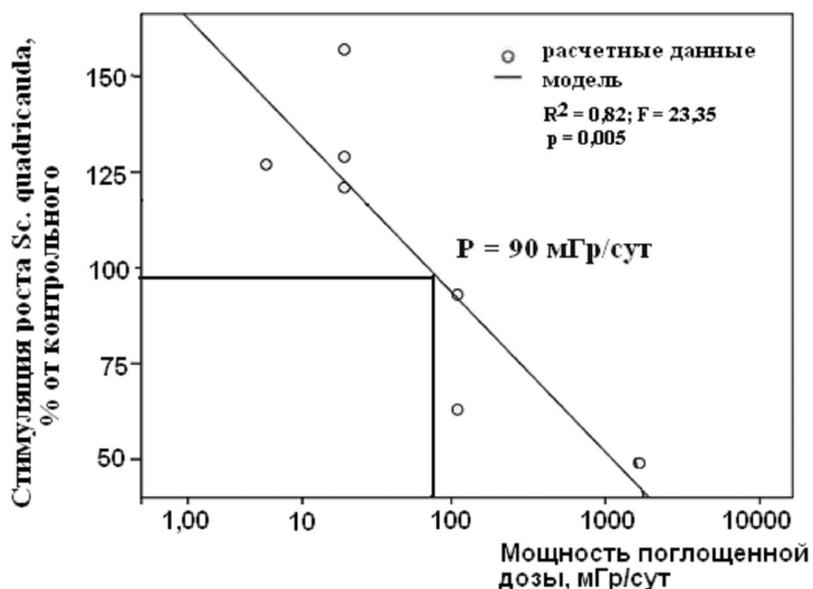


Рис. 7. Зависимость стимуляции роста культуры водорослей в пробе от мощности поглощенной дозы

**Влияние химического и радиационного факторов на показатели развития фитопланктона.** Дисперсионный многофакторный анализ признаков сопряженности с использованием обобщенной линейной модели выявил, что индекс видового богатства Маргалефа и среднее число видов, регистрируемое на одну пробу, хорошо описывается с помощью таких переменных, как мощность дозы, содержание нитратов, фосфатов и сульфатов. При этом повышение мощности дозы и концентрации нитратов приводит к снижению индекса Маргалефа и числа видов, в отличие от увеличения содержания сульфатов и фосфатов. Сравнение критериев Фишера для отдельных факторов указывает на сопоставимый вклад увеличения мощности поглощенной дозы и концентрации нитратов в снижение исследуемых параметров.

Обобщенная линейная модель ( $R^2 = 0,81$ ;  $p < 0,001$ ), описывающая изменение индекса Маргалефа, имела следующий вид:

$$\ln(d) = 1,665 - 0,064 \cdot \ln(P) - 0,075 \cdot \ln(N) + 0,428 \cdot \ln(Ph) + 0,130 \cdot \ln(S)$$

Где  $d$  – индекс видового богатства Маргалефа;  $P$  – мощность дозы, мГр/час (критерий  $F = 20,6$ );  $N$  – содержание нитратов, мг/л (критерий  $F = 20,5$ );  $Ph$  – содержание фосфатов, мг/л (критерий  $F = 19,8$ );  $S$  – содержание сульфатов, мг/л (критерий  $F = 16,0$ ).

Обобщенная линейная модель ( $R^2 = 0,77$ ;  $p < 0,001$ ), описывающая изменение числа видов в пробе, имела вид:

$$\ln(S') = 3,230 - 0,083 \cdot \ln(N) - 0,074 \cdot \ln(P) + 0,183 \cdot \ln(S) + 0,652 \cdot \ln(Ph)$$

Где  $S'$  – среднее число видов на пробу;  $N$  – содержание нитратов (критерий  $F = 20,5$ ), мг/л;  $P$  – мощность дозы, мГр/час (критерий  $F = 14,1$ );  $Ph$  – содержание фосфатов, мг/л (критерий  $F = 11,2$ );  $S$  – содержание сульфатов, мг/л (критерий  $F = 12,2$ ).

Была показана зависимость численности водорослей от содержания в воде нитратов (отрицательная) и фосфатов (положительная). Не было получено

удовлетворительной модели, описывающей изменения биомассы фитопланктона исследуемых водоемов.

**Определение сходства исследуемых водоемов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям** проводили с помощью кластерного анализа. Оптимальным оказалось решение деления объектов на 4 кластера. В один кластер были объединены Шершневское водохранилище, водоем В-4 и Лог-2, что позволяет говорить об отсутствии явно регистрируемых последствий радиоактивного загрязнения на фитопланктон водоема В-4. Второй кластер составили водоемы В-10 и В-11. В отдельные кластеры вошли водоемы В-17 и В-9, имеющие существенные отличия как от остальных изучаемых водоемов, так и друг от друга.

### ВЫВОДЫ

1. Специальные промышленные водоемы ПО «Маяк» характеризуются высоким содержанием радионуклидов в воде, донных отложениях и фитопланктоне. В ряду водоемов В-11 – В-10 – В-4 – В-17 – В-9 расчетная мощность поглощенной дозы для фитопланктона составляет соответственно 5,4 мГр/сут, 20 мГр/сут, 110 мГр/сут, 1,7 Гр/сут, 40 Гр/сут.
2. Для исследуемых водоемов помимо радиоактивного загрязнения, характерно химическое загрязнение воды. В воде водоемов В-11 и В-10 содержание сульфатов составляет 5 и 3 ПДК<sub>вр</sub> соответственно. Водоемы В-10 и В-4 отличаются органическим загрязнением: концентрация фосфатов превышает рекомендованный норматив в 3,2 и 8,3 раза; БПК<sub>5</sub> превышает ПДК<sub>вр</sub> в 1,4 и 14 раз. Для водоемов В-17 и В-9 характерно высокое содержание нитратов – 70 и 110 ПДК<sub>вр</sub> соответственно.
3. Не выявлено зависимости показателей численности и биомассы фитопланктона от мощности поглощенной дозы.
4. Показана линейная зависимость относительного числа видов и индекса видового богатства Маргалефа от логарифма мощности поглощенной дозы в диапазоне от 5 мГр/сут до 40 Гр/сут. Расчетный уровень мощности поглощенной дозы для фитопланктона, при котором регистрируется снижение числа видов и индекса Маргалефа по отношению к данным показателям водоемов сравнения, составляет 130 и 80 мГр/сут соответственно. При мощности поглощенной дозы 40 Гр/сут, рассчитанной для фитопланктона водоема В-9, фитопланктонное сообщество представлено монокультурой цианобактерий *Geitlerinema amphibium*.
5. Выявлено зависимое от мощности поглощенной дозы влияние природной воды исследуемых водоемов на рост лабораторной культуры *Scenedesmus quadricauda*: вода из водоемов В-11 и В-10 стимулировала рост одноклеточных зеленых водорослей, пробы воды из водоема В-4 и водоема В-17 оказывали угнетающее действие на развитие *Scenedesmus quadricauda* в эксперименте. Зависимость относительной численности водорослей в эксперименте от логарифма мощности поглощенной дозы в диапазоне от 5 мГр/сут до 40 Гр/сут носит линейный характер.
6. Состояние фитопланктонных сообществ исследуемых водоемов определяется комбинированным действием радиационного и химического факторов: деградация

фитопланктона в водоемах В-17 и В-9 обусловлена содержанием нитратов и высокой мощностью поглощенной дозы; для водоемов Теченского каскада В-10 и В-4 повышенное содержание фосфатов способствовало сохранению видового разнообразия фитопланктонных сообществ в условиях радиоактивного загрязнения.

### Список работ, опубликованных по теме диссертации

#### *Публикации в изданиях, рекомендованных ВАК РФ*

1. Современное состояние экосистемы водоема В-11 Теченского каскада водоемов / Е.А. Пряхин, Ю.Г. Мокров, Г.А. Тряпицына, Л.В. Дерябина, С.С. Андреев, И.А. Коломиец, Е.В. Гаврилова, С.П. Белоногова, Г.О. Богданов, **Н.И. Духовная**, П.М. Стукалов, О.Н. Александрова, С.И. Ровный, А.В. Аклеев // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – Спец. вып. №1 (8). – С. 30-49.
2. Сравнительный анализ биологических показателей экосистем водоема В-11, Шершневого водохранилища, Оз. Иртяш и оз. Кожаккуль / Е.А. Пряхин, Г.А. Тряпицына, Л.В. Дерябина, **Н.И. Духовная**, Д.И. Осипов, А.В. Аклеев, П.М. Стукалов, Ю.Г. Мокров // Вопросы радиационной безопасности. – 2010. №1. – С. 17-28.
3. Фитопланктон водоема В-11 Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» / Е.А. Пряхин, **Н.И. Духовная**, Г.А. Тряпицына, Л.В. Дерябина, Е.В. Гаврилова, С.С. Андреев, Д.И. Осипов, В.А. Костюченко, П.М. Стукалов, О.Н. Александрова, А.В. Аклеев // Радиационная биология. Радиэкология. – 2010. – Т. 50. – № 4. – С. 423-433.

#### *Другие публикации*

4. Биотестирование воды водоема В-11 Теченского каскада водоемов с использованием водорослей *Scenedesmus Quadricauda* и семян *Lactuca Sativa* / С.П. Белоногова, И.А. Коломиец, Е.В. Сафонова, **Н.И. Духовная**, Г.А. Тряпицына // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 30-33.
5. Биотестирование воды водоема В-11 Теченского каскада водоемов (Челябинская область) с использованием водорослей и семян латука / С.П. Белоногова, Е.В. Сафонова, **Н.И. Духовная**, И.А. Коломиец, Г.А. Тряпицына, Е.А. Пряхин // Матер. III Всероссийской конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова, 11-16 ноября 2008 г., г. Борок. – Борок: Изд-во ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – Часть 3. – С. 6-9.
6. Использование культуры водорослей *Scenedesmus quadricauda* при биотестировании радиоактивно загрязненных экосистем / Г.А. Тряпицына, **Н.И. Духовная**, Е.В. Сафонова, Е.А. Пряхин // Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды: Матер. II Междун. научн.-практич. конф. – Челябинск, 2008. – Т. 1. – С. 37-39.
7. Характеристика видового состава и количественного развития фитопланктона в водоемах, расположенных в районе предполагаемого размещения Южно-Уральской АЭС / Е.В. Гаврилова, **Н.И. Духовная**, В.А. Ячменев, Е.А. Пряхин // Экология в высшей школе: синтез науки и образования: матер. Всерос. науч.-практ. конф., 30

- марта – 1 апр. 2009 г.: в 2 ч. – Челябинск: Изд-во Челяб. Гос. Пед. Ун-та, 2009. – Ч. 1. С. 193 – 195.
8. Современное состояние экосистемы водоема В-11 Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» / Е.А. Пряхин, Ю.Г. Мокров, Г.А. Тряпицына, Л.В. Дерябина, С.С. Андреев, И.А. Коломиец, Е.В. Гаврилова, С.П. Белоногова, Г.О. Богданов, **Н.И. Духовная**, В.А. Костюченеко, П.М. Стукалов, О.Н. Александрова, С.И. Ровный, А.В. Аклеев // Матер. междуна. конф. «Биол. эффекты малых доз ионизир. радиации и радиоактив. загрязнение среды». – Сыктывкар, 2009. С. 267-272.
  9. Характеристика фитопланктона радиоактивно загрязненных экосистем водоемов В-11 и В-17 Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» / **Н.И. Духовная**, Е.В. Гаврилова, Е.А. Пряхин // Мед. и экол. эффекты ионизир. излучения: матер. V междуна. научн.-практич. конф., посвящ. 10-летию создания Северского биофизич. научн. центра ФМБА России, 13-14 апр. 2010, Северск – Томск / Отв. ред. Р.М. Тахауов. – Томск: ООО «Графика», 2010. – С. 125 – 126.
  10. Планктонные сообщества водоемов-хранилищ жидких среднеактивных радиоактивных отходов В-9 и В-17 ПО «Маяк» / Г.А. Тряпицына, **Н.И. Духовная**, Д.И. Осипов, П.М. Стукалов, Е.А. Пряхин // VI Съезд по радиац. исслед. (радиобиология, радиоэкология, радиац. безопасность): Тезисы докладов. Том II (секция VIII-XIV). Москва, 25 – 28 окт. 2010 г. – М.: РУДН, 2010. – С. 75.
  11. Сравнительная характеристика фитопланктона водоема В-10 Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» и Шершневого водохранилища (2009 г.) / **Н.И. Духовная**, Е.В. Гаврилова, Е.А. Пряхин // Биол. системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования: матер. III Всерос. науч.-практ. конф. Нижний Тагил, 1-5 марта 2010. Ч. 1 / Отв. ред. Т.В. Жуйкова, О.В. Семенова, О.А. Тимохина. – Нижний Тагил: Нижнетагил. гос. соц. – пед. акад., 2010. – С. 81 – 83.
  12. Фитопланктон водоемов- хранилищ среднеактивных отходов ПО «МАЯК» (В-17, В-9) / **Н.И. Духовная**, Е.В. Гаврилова, П.М. Стукалов, Е.А. Пряхин // Хронич. радиац. воздействие: эффекты малых доз: Тезисы докладов IV междуна. конф., 9-11 ноября 2010 г., г. Челябинск / Отв. ред. А.В. Аклеев. – Челябинск: Изд-во «Челябинская гос. мед. академия», 2010. – С. 122 – 123.
  13. Экспериментальная оценка комбинированного действия нитратов и острого  $\gamma$ -облучения с использованием одноклеточных зеленых водорослей и высших растений / С.П. Тарасова, Г.А. Тряпицына, **Н.И. Духовная**, Е.А. Пряхин // Хронич. радиац. воздействие: эффекты малых доз: Тезисы докладов IV междуна. конф., 9-11 ноября 2010 г., г. Челябинск / Отв. ред. А.В. Аклеев. – Челябинск: Изд-во «Челябинская гос. мед. академия», 2010. – С. 135 – 136.
  14. Use of phytoplankton characteristics as biomarkers of water ecosystem radioactive pollution / **N.I. Dukhovnaya**, E.V. GavriloVA, G.A. Tryapitsyna, E.A. Pryakhin // EPRBioDose 2010 International Conference. Abstract book. Mandelieu-La Napoule (France), October 10-14, 2010. – Rome: Pioda Imaging, 2010. – P. 137.