



ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

Журнал освещает теоретические и прикладные проблемы изучения природных вод: формирование водных ресурсов и управление ими, динамику водной среды, качество и охрану вод, гидрохимические и гидроэкологические процессы в водных объектах.



НАУКА

— 1727 —

Российская академия наук

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

Том 52 № 3 2025 Май–Июнь

Журнал основан в декабре 1972 г.

Выходит 6 раз в год

ISSN: 0321-0596

Журнал издается под руководством

Отделения наук о Земле РАН

Главный редактор

В.И. Данилов-Данильян член-корр. РАН

Редакционная коллегия:

М.В. Михайлова канд. геогр. наук, ИВП РАН (заместитель главного редактора),
Т.Д. Миллионщикова канд. геогр. наук (ответственный секретарь),
В.В. Беликов докт. техн. наук, С.Д. Беляев докт. техн. наук, М.В. Болгов докт. техн. наук,
Е.В. Веницианов докт. физ.-мат. наук, Е.Ж. Гармаев член-корр. РАН, Б.И. Гарцман докт. геогр. наук,
А.Н. Гельфан член-корр. РАН, Ю.С. Дашенко докт. геогр. наук, В.К. Дебольский докт. техн. наук,
Р.Г. Джамалов докт. геол.-мин. наук, С.Г. Добровольский докт. геогр. наук,
П.О. Завьялов член-корр. РАН, А.Т. Зиновьев докт. физ.-мат. наук,
В.П. Карликов докт. физ.-мат. наук, С.А. Кондратьев докт. физ.-мат. наук,
С.К. Коновалов член-корр. РАН, Н.И. Коронкевич докт. геогр. наук,
Л.С. Кучмент докт. физ.-мат. наук, В.Ю. Лаврушин докт. геол.-мин. наук,
Ю.Н. Лукина докт. биол. наук, Т.И. Моисеенко член-корр. РАН,
Ю.Г. Мотовилов докт. геогр. наук, И.И. Мохов акад. РАН, С.П. Поздняков докт. геол.-мин. наук,
Л.В. Полищук докт. биол. наук, В.А. Румянцев акад. РАН, В.А. Семенов акад. РАН,
Ю.А. Федоров докт. геогр. наук, Н.Н. Филатов член-корр. РАН, М.В. Флинт акад. РАН,
Н.Л. Фролова докт. геогр. наук, В.В. Шамо́в докт. геогр. наук

Заведующая редакцией М.Г. Сушинцева

E-mail: waterres@iwp.ru

Адрес редакции: 119333 Москва, ул. Губкина, 3, редакция журнала «Водные ресурсы»
тел. 8(499) 135-54-04

Москва

ФГБУ «Издательство «Наука»

СОДЕРЖАНИЕ

Том 52, номер 3, 2025

Водные ресурсы и режим водных объектов

Проникновение клина солоноватых вод в реку Преголю как причина перекрытия водозаборов г. Калининграда

Н.В. Двоеглазова, Б.В. Чубаренко

3

Гидрохимия, гидробиология, экологические аспекты

Биоаккумуляция микроэлементов высшей водной растительностью некоторых заливов Иваньковского водохранилища

Е.С. Гришанцева, Л.П. Федорова

18

Оценка методами ГИС биотопов речной части Шекснинского водохранилища и их использование зообентосом

К.Н. Ивичева, И.В. Филоненко, А.С. Комарова

35

Биотические и абиотические компоненты в системе “водоток и его водосбор” малой реки Полежаевки (бассейн р. Амур)

Л.А. Гаретова, Е.Л. Имранова, Н.К. Фишер

43

Мониторинг галогенорганических соединений в реке Северная Двина с применением параметра массовой концентрации адсорбируемых органически связанных галогенов

Т.А. Королева, В.М. Быков, Е.А. Москалюк, Е.В. Корепина

57

Применение статистических критериев идентификации выбросов при анализе гидрохимических характеристик малых озер Карелии

В.Ю. Крылова, Н.В. Игнатьева

70

Металлы в иловых водах техногенных отложений малых рек Санкт-Петербурга и риски вторичного загрязнения

А.Ю. Опекунов, М.Г. Опекунова

85

Исследование частиц микропластика в трещинно-карстовом водоносном горизонте (г. Звенигород, Россия)

*Е.А. Филимонова, Л.О. Гутникова, А.Е. Преображенская, А.В. Чистякова,
А.А. Ефимова, Р.В. Веселовский*

100

Соляные озера Крыма. 1. Современные гидрохимические особенности озер Евпаторийской группы

Е.П. Каюкова, М.В. Чарыкова, В.И. Васенко, А.А. Ижетникова

112

Искусственные (^{90}Sr , ^{137}Cs) и природные (^{40}K , ^{232}Th и ^{238}U) радионуклиды в днепровской воде Северо-Крымского канала и орошаемых вдоль него поливных сельскохозяйственных угодьев (2022–2023 гг.)

*Н.Ю. Мирзоева, О.Н. Мирошниченко, И.Г. Сидоров, И.Н. Мосейченко,
С.И. Архипова*

128

Исчисление вреда водным объектам при сбросе сточных вод с повышенным содержанием загрязняющих веществ

К.В. Крутикова, Л.И. Ушакова

145

Диатомовые водоросли микроперифитона водозаборного тоннеля ТЭЦ-2 г. Владивостока

А.А. Бегун, А.Ю. Звягинцев, С.И. Масленников

151

Применение роботизированного подводного аппарата для лимнологических исследований (на примере озера Глубокого, Рузский округ, Московская область)

*А.Г. Островский, А.Г. Зацепин, О.Ю. Кочетов, Д.А. Швоев, А.Н. Дроздова,
Н.М. Коровчинский*

161

Использование водных ресурсов, экономические и правовые аспекты

Построение оптимальной конфигурации диспетчерского графика управления водными ресурсами комплекса “оз. Байкал – Иркутское водохранилище” на основе многокритериального анализа и теории компромиссов

А.Л. Бубер, М.В. Болгов, В.Б. Бубер

174

Хроника

К 80-летию со дня рождения Валерия Николаевича Зырянова

192



УДК 504.454

**ПРОНИКНОВЕНИЕ КЛИНА СОЛОНОВАТЫХ ВОД В РЕКУ ПРЕГОЛЮ
КАК ПРИЧИНА ПЕРЕКРЫТИЯ ВОДОЗАБОРОВ г. КАЛИНИНГРАДА¹**© 2025 г. Н. В. Двоеглазова^a, *, Б. В. Чубаренко^a^aИнститут океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва, 117997 Россия

*e-mail: nadya2eyes@mail.ru

Поступила в редакцию 10.07.2024 г.

После доработки 03.10.2024 г.

Принята к публикации 25.10.2024 г.

Интенсивные нагонные явления перераспределяют воды устья р. Преголи и препятствуют работе водозабора для нужд г. Калининграда. Невозможность осуществить водозабор при длительном (10–20 сут) проникновении солоноватых вод может создавать проблемы с водоснабжением. Данные (2020–2024 гг.) о перекрытии водоснабжения на водопроводной станции как индикаторы интенсивности проникновения клина солоноватых вод вверх по реке показали межгодовой рост количества и продолжительности таких случаев. Было проведено сравнение результатов измерений солёности в контрольной точке в середине устьевом участке реки с данными хлорности на водозаборе. Рассмотренные примеры остановки водоснабжения на 7–20 сут в августе и октябре 2023 г. позволили оценить условия по воздействию ветра, подъёму уровня и начальному положению солёностного клина, способствующие его продвижению вверх по руслу реки вплоть до точки водозабора. Предложена регрессионная зависимость между величинами хлорности на водозаборе и солёности в середине устьевом участке р. Преголи, которая в первом приближении может быть использована для оценки значений хлорности на водозаборе в случае проникновения солоноватых вод.

Ключевые слова: эстуарии, устьевая зона смешения, штормовые нагоны, солёностный клин, интрузии солоноватых вод, натурные данные, водоснабжение, Юго-Восточная Балтика.

DOI: 10.31857/S0321059625030018 **EDN:** SZCNOS**ВВЕДЕНИЕ**

Образование в реках клина солоноватых вод [15, 20, 23, 26], сезонные вариации его положения [22, 24] оказывают воздействие на водоснабжение городов, расположенных на устьевых участках этих рек [21].

Наиболее активному проникновению солоноватых вод вглубь реки Преголи, расположенной в Юго-Восточной Балтике (рис. 1), способствует влияние нагонных явлений. Усиление повторяемости и скорости западных ветров, подъём уровня воды и уменьшение речного стока, действуя в совокупности, создают условия для движения солоноватых вод зоны смешения вверх по реке. Ранее наибольшая дальность распространения солоноватых вод (изогалина 1‰) от устья, регистрируемая натурными измере-

ниями, составляла 8–9 км [32, 33], 13.5 км [3, 30, 36] и 17 км [17] и, согласно недавно опубликованным данным [31] — 21 км (2000 г.). Модельный прогноз [13] подтвердился натурными данными в 2023 г., когда было зафиксировано проникновение более чем на 17 км вверх по реке [9, 31].

В р. Преголе (рукав Нижняя Преголя) интенсивные нагонные процессы приводят к активному проникновению солоноватых вод вверх по руслу, что обеспечивает несвойственное нормальному речному режиму осолонение вод устьевом участка и создает проблемы для функционирования расположенных на реке водозаборов системы водоснабжения г. Калининграда (рис. 1) [3, 6, 7, 9, 17, 32, 33]. Когда хлорность [28] воды на водозаборах превышает предельно допустимые значения (0.350 г/л), происходит прекращение на потребление воды из водохранилищ, рассчитанных на поддержание водоснабжения в течение 10–20 сут [6, 7, 9, 17]. Поэтому от продолжительности периодов нагонных явле-

¹ Анализ данных в рамках настоящего исследования выполнен за счет государственного задания ИО РАН № FMWE-2024-0025.

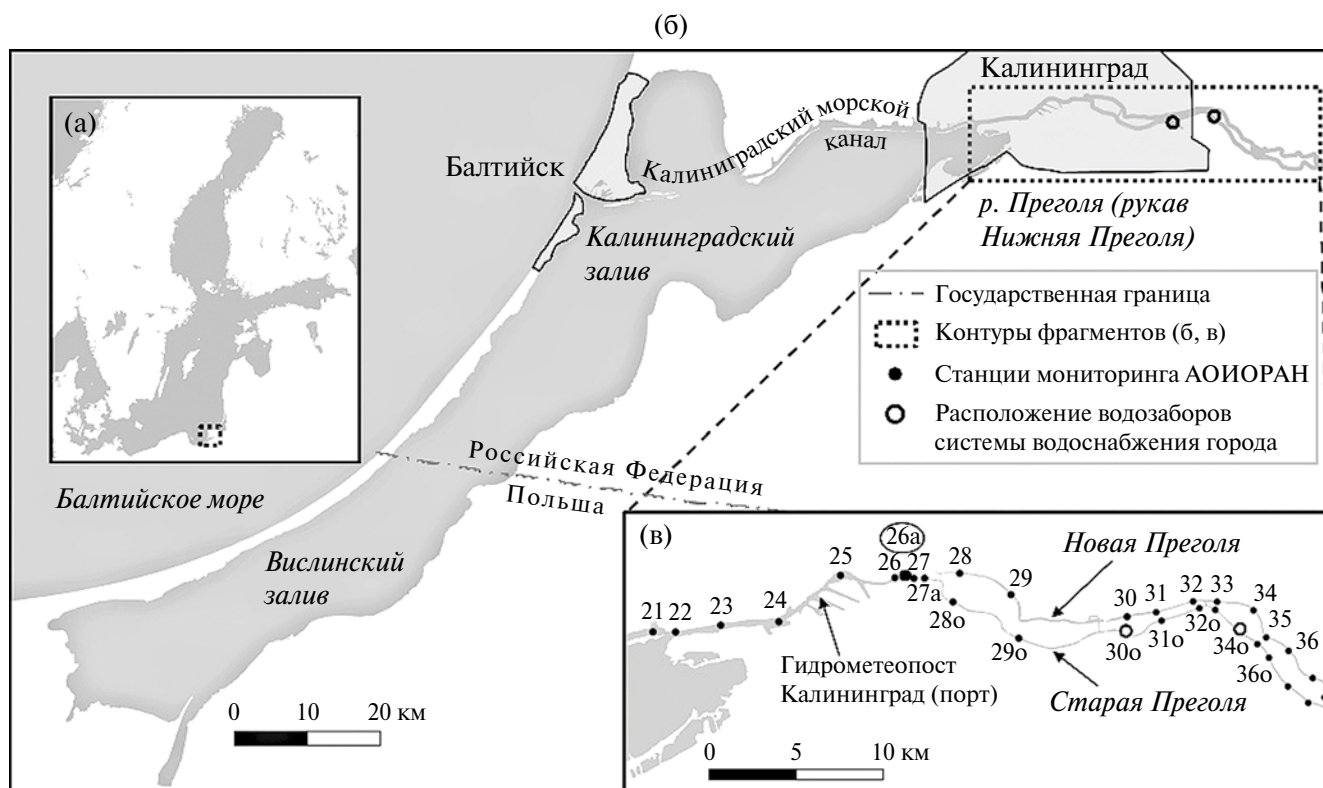


Рис. 1. Расположение станций гидрологических зондирований в пределах устьев участка рукава Нижняя Преголя (протоки Новая и Старая Преголя): а – локализация района исследований в юго-восточной части Балтийского моря; б – область смешения морских и пресных вод р. Преголи (Калининградский залив, Калининградский морской канал, устьевой участок Нижней Преголи); в – расположение точек регулярного мониторинга АО ИО РАН (точка 26а – контрольная точка гидрологических зондирований) и водозаборов системы водоснабжения г. Калининграда (точки 30о и 34о).

ний зависит, способны ли резервные водохранилища обеспечить работу системы водоснабжения без перебоев.

Распространение солоноватых вод в рук. Нижняя Преголя изучалось эпизодически с помощью натурных наблюдений [12, 30, 32, 33] и моделирования [3, 13], но без использования измерений, ведущихся на самой водозаборной станции. Повторяемость возможных перерывов в водоснабжении анализировалась по статистическим данным ГПКО “Водоканал” [4, 16, 17], но совместного анализа данных о распределении солености вдоль самой реки во время проникновения солоноватых вод и данных о величинах солености на водозаборах в этих работах не проводилось.

Ранее была предложена концепция мониторинга внедрения солоноватых вод Калинин-

градского залива в устьевой участок рук. Нижняя Преголя с помощью учащенных измерений вертикальной структуры вод (по солености) в контрольной точке [31]. В качестве таковой была предложена точка на причале Росморпорта в пределах территории Музея Мирового океана, расположенная на 400 м ниже по течению от МС “Витязь”.

Такие наблюдения за изменениями гидрологической структуры рук. Нижняя Преголя под воздействием проникновения солоноватых вод вверх по течению, проводившиеся с помощью ежедневных измерений в контрольной точке, позволили более детально изучить связь дальности проникновения с гидрометеорологическими условиями и идентифицировать механизмы проникновения в зависимости от изменения стратификации [31, 35]. Но эти данные также не были подкреплены параллельными измерениями на ЮВС-2.

Цель статьи — собрать коллекцию событий, во время которых проводилось перекрытие водозаборов ЮВС-2, и их характеристик (продолжительность, сопутствующие гидрометеорологические условия), проанализировать возможную связь между соленостью на водозаборе и в контрольной точке в г. Калининграде для получения оценочной эмпирической зависимости для значений хлорности на ЮВС-2 в случае проникновения солоноватых вод вверх по реке.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе анализируются данные о концентрации хлоридов на водозаборе ЮВС-2 за период 3.5 года (13.07.2020–13.02.2024) [10, 31] и данные о событиях перекрытия водозабора и, соответственно, перехода на резервное водоснабжение, полученные в ходе текущей работы ГПКО “Водоканал” г. Калининграда [6]. Они содержат ежедневную (и даже чаще, собираемую в нерегулярном режиме во время событий перекрытия водозабора) информацию о времени, количестве хлоридов в месте забора воды. Лабораторный анализ проб в ГПКО “Водоканал” проводится в соответствии с требованиями СанПиН 1.2.3685-21 [29] методом титрования азотнокислым серебром. Данные представляются в граммах на литр (г/л), что соответствует единице измерения — промилле (‰).

Качество воды, забираемой на ЮВС-2 из рук. Нижняя Преголя с глубины 1.5 м, контролируется на соответствие с указанными в нормативных документах предельно допустимыми концентрациям (ПДК). Забор воды прекращается, если значения хлорности воды в реке превышают значения 0.350 (г/л или ‰) [6, 29].

Для анализа использовались сведения об уровне воды по данным гидропоста Калининград — Рыбный порт и метеоданные для г. Калининграда [27] для всего периода наблюдений.

Инструментальные наблюдения (вертикальные зондирования гидрологическим зондом “Idronaut Ocean Seven 316Plus Multiparameter Probe”) за временной динамикой толщины и внутренней структуры солоностного клина со-

лоноватых вод проводились в контрольной точке, расположенной в центральной части устьевой зоны смешения рук. Нижняя Преголя [10] (причал “Росморпорта” в 8 км от устья выше по течению, выступающий в сторону фарватера до глубин 7 м (рис. 1)). Разовые зондирования выполнялись ежедневно в интервале 8:00–10:00 местного времени с 21.10.2022 по 02.12.2023 и с 18.04.2023 по 01.02.2024 [8, 31]. Из этого массива в статье использовались измерения в периоды с 7 по 14 августа (8 дней) и с 3 по 24 октября (21 день) 2023 г., во время которых происходили перекрытия водозабора.

Также в работе использовались данные гидрологических разрезов (точки 22–27а, 28о–36о, 27.07.2023, 16.08.2023, 13.09.2023, 09 и 27.10.2023) вдоль русла рук. Нижняя Преголя (протока Старая Преголя, где находится водозабор). На точках выполнялись вертикальные зондирования зондом “Idronaut Ocean Seven 316Plus Multiparameter Probe”.

Величина солености определялась по инструментально измеряемым зондом значениям электропроводности и температуры. Из-за вариаций солености воды в речном потоке, связанных с естественной пятнистостью [11, 31], измерения солености имеет смысл учитывать с точностью до десятых долей процента. При пересчете практической солености (psu, Practical Salinity Unit) в абсолютную (г/кг или ‰) с помощью Ocean Calculator ODV [37] разница в значениях составила до 0.03 psu (при максимальной солености 6 psu); т. е. количественно (при используемой точности записи до десятых долей) показания (‰) и (psu) совпадают. Далее в качестве основной единицы измерения солености будут использованы промилле (количество твердых минеральных растворенных веществ в 1 кг воды).

Из литературы известно несколько способов пересчета величин хлорности в величины солености. Во всех формулах ниже: S — соленость, ‰; Cl — концентрация хлоридов, ‰.

Способ определения солености по концентрации хлора [1, 19] позволяет определять значение с точностью до 0.01‰:

$S‰ = 0.030 + 1.8050 Cl‰.$ (1)

Другой способ рекомендован в [25, 28]:

$S‰ = 1.80655 Cl‰.$ (2)

Для акватории Балтийского моря, имеющей невысокую соленость, применяют формулу (3) с поправкой [14, 19, 34]:

$S‰ = 0.115 + 1.805 Cl‰.$ (3)

Для солоноватых вод устья р. Преголи применимость формулы (3) неочевидна, так как по своему солево-му составу морская и речная вода различны: в морской воде с соленостью >3‰ преобладают ионы хлора, а в устьях рек с соленостью 1–3‰ и менее солевой состав меняется на противоположный с преобладанием карбонатов (гидрохимический барьер в [2, 18, 21]).

Также может быть применена формула (4), применявшаяся ранее для р. Волги и р. Урал [18] и для распресненных районов Каспийского моря [21]:

$S‰ = 0.14 + 2.36 Cl‰.$ (4)

Для сопоставления величин солености, полученных ГПКО “Водоканал” химическими методами, и величин, измеренных мультипараметрическим зондом Idronaut Ocean Seven, были применены расчетные методы (1)–(4), а также построена регрессионная зависимость (5).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Прямое сравнение показаний зонда и результатов аналитического определения солености

Для сопоставления значений солености, полученных расчетным способом из хлоридов, с инструментально измеренными зондом “Idronaut Ocean Seven” был проведен 3.02.2024 совместный с ГПКО “Водоканал” анализ одной и той же пробы воды (табл. 1).

Сотрудники ГПКО “Водоканал” выполнили отбор пробы из трубы, по которой вода из реки подается на станцию. Далее часть пробы без консервации была отправлена для лабораторного гидрохимического анализа, а другая часть была залита в пятилитровую пластиковую тару, куда был помещен зонд “Idronaut Ocean Seven”.

Сопоставление значений (табл. 2) выделило формулу (4) как наиболее подходящую для диапазона малых величин хлоридов, в то время как

Таблица 1. Значение хлорности пробы Cl_{исх}, полученное на ЮВС-2, результаты расчета ее солености S по формулам (1)–(4) и по измерению зондом Idronaut Ocean Seven (полужирный шрифт – инструментальное измерение пробы)

Дата	ЮВС-2 Рыбное (дополнительные измерения)					Idronaut, ст. 34о
	Cl _{исх} , ‰	S (1), ‰	S (2), ‰	S (3), ‰	S (4), ‰	
13.02.2024	0.018	0.1	0.03	0.15	0.2	0.2

Таблица 2. Значения солености, измеренные зондом “Idronaut Ocean Seven” в русле Старой Преголи возле ЮВС-2 (ст. 34о), в сравнении с данными, рассчитанными по формулам (1)–(4) из данных по хлорности на ЮВС-2 (подчеркнутый шрифт – измерения, наиболее близкие по значению к результатам зондовых измерений)

Дата	Время	Idronaut, ст. 34о	ЮВС-2 Рыбное				
		S, ‰	Cl _{исх} , ‰	S (1), ‰	S (2), ‰	S (3), ‰	S (4), ‰
30.06.2023	8:50	0.3	0.06	0.1	0.1	0.2	<u>0.3</u>
27.07.2023	12:09	0.4	0.08	0.2	0.2	<u>0.3</u>	<u>0.3</u>
16.08.2023	12:11	0.6	0.24	0.5	0.4	<u>0.6</u>	0.7
13.09.2023	12:20	0.3	0.50	0.1	0.1	0.2	<u>0.3</u>
09.10.2023	13:19	4.4	2.44	<u>4.4</u>	<u>4.4</u>	<u>4.5</u>	5.9
16.10.2023	14:36	3.7	1.74	3.2	3.1	<u>3.3</u>	4.3
27.10.2023	10:50	0.5	0.21	0.4	0.4	<u>0.5</u>	0.6
27.12.2023	11:40	0.3	0.06	0.1	0.1	0.2	<u>0.3</u>

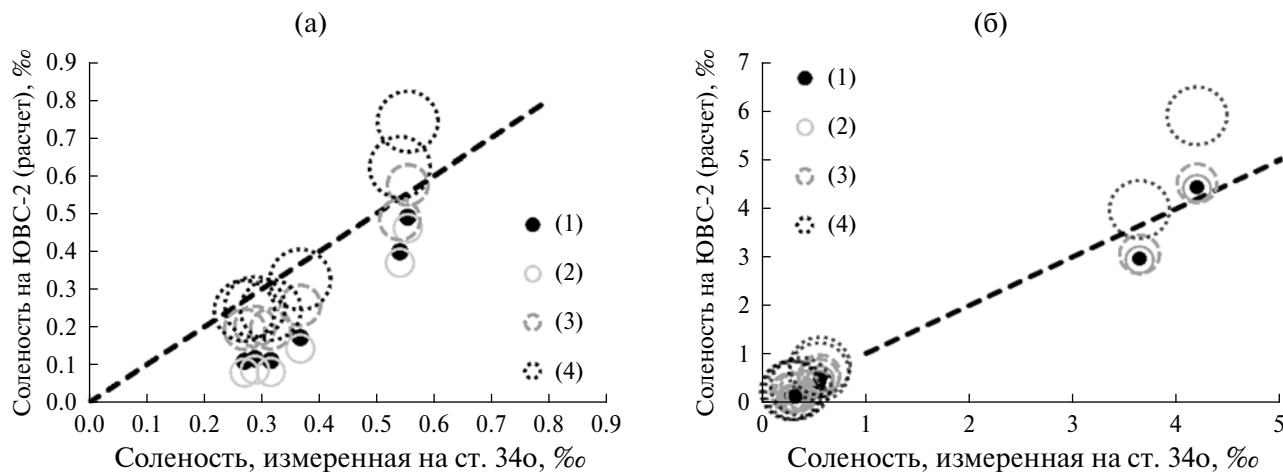


Рис. 2. Визуализация соотношения между значениями солёности, измеренными *in situ* на станции 34о и рассчитанными с помощью формул (1)–(4) по величине хлорности в пробах на ЮВС-2. На фрагментах указана главная диагональ, по отношению к которой проводится сопоставление измеренных и рассчитанных значений солёности.

результаты применения формул (1)–(3) показали заниженные значения (0.03–0.15‰). Если воспользоваться формулой (4) для пересчета ПДК (0.350‰), то получается, что величина ПДК составляет 1.0‰ или 1.0 рsu по показаниям зонда.

Сравнение значений солёности в реке и показаний на ЮВС-2

Значения солёности измерялись зондом “Idronaut Ocean Seven” на стрежне рук. Старая Преголя в точке 34о (рис. 1), расположенной напротив места забора воды для ЮВС-2. Конечно, некоторые расхождения значений солёности в реке и показаний на ЮВС-2 могут быть связаны с таким несовпадением точки отбора проб, но избежать этого невозможно, так как мониторинг в реке делается всегда на стрежне, а сотрудники водоканала проводят свои отборы вблизи берега, где стоит водозабор. Поэтому такая неопределённость всегда будет присутствовать в результатах.

Сравнение величин солёности по показаниям зонда “Idronaut Ocean Seven” для горизонта 1.5 м с данными на водозаборе ЮВС-2, приведенными к единицам солёности с помощью разных методик (формулы (1)–(4), табл. 2), показало, что разница в значениях варьируется от 0.003 до 0.38‰.

При концентрациях хлоридов в воде < 0.5‰ (т. е. при значениях солёности < 1.3‰) наиболее

близкие к измеренным зондом значения получаются (рис. 2а) по формуле (4), а другие формулы дают результаты, заниженные на 0.1–0.2‰ (рис. 2). При пересчете значений в диапазоне хлорности > 0.5‰ (рис. 2а) наиболее близкие значения к тем, что измерены инструментально, дает формула (3), а при расчетах по формуле (4) получаются завышенные значения. С учетом разницы для разных диапазонов (рис. 2), в целом, можно сказать, что формула (3), рекомендованная для Балтики, является наиболее удачной для применения во всем диапазоне значений (0–6‰).

На основании имеющихся данных в добавлении к формулам (1)–(4) можно построить эмпирическую (рис. 3) пересчетную регрессионную зависимость (5) соответствия величин солёности ($S‰$), измеренных зондом “Idronaut Ocean Seven” на стрежне реки, и содержания хлоридов ($Cl_{исх}‰$) по данным анализа проб на водозаборной станции:

$$S‰ = 0.089 + 1.837 Cl_{исх}‰. \quad (5)$$

Эта зависимость позволяет в дальнейшем анализе перейти к сопоставлению значений, выраженных в промилле солёности, полученных инструментально в речном русле (ст. 34о напротив водозабора), с величинами хлорности (‰), полученных при прямом пробоотборе на водозаборной станции ЮВС-2. Водозабор осуществляется через трубопровод,

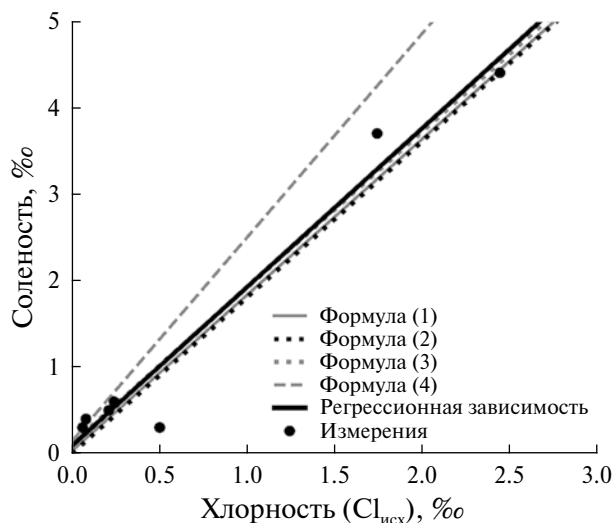


Рис. 3. Регрессионная зависимость между значениями солености, измеренными зондом "Idronaut Ocean Seven" на стрелке протоки Старая Преголя (ст. 34о), и значениями концентрации хлоридов, полученных при пробоотборе на ЮВС-2.

начало которого находится на глубине 1.5 м в русле реки. Отбор проб на хлориды проводится внутри станции ЮВС-2 на конце этого трубопровода.

Повторяемость событий перекрытия водозаборов

Согласно данным с ЮВС-2 [6], наибольшее количество периодов с превышением ПДК по хлорности на водозаборе (сопровождающееся перекрытием водозабора), как и наибольшая их продолжительность, были зарегистрированы в 2023 г. (июль 2023 – январь 2024 г.) (рис. 4). В 2020 и 2021 гг. количество случаев перекрытия водозабора было одинаковым, а их продол-



Рис. 4. Количество и суммарная продолжительность событий перекрытия водозаборов по годам с 2020 по 2023 г.

жительность – короткой (от < 1 до 3–5.5 сут). В 2022 г. более чем вдвое в сравнении с предыдущими годами увеличилось количество случаев перекрытия водозабора, а продолжительность – чуть более чем в 1.5 раза. В 2023 г. также наблюдалось увеличение – как в количестве случаев, так и в их продолжительности: количество случаев перекрытия водозабора увеличилось в 1.2 раза, а их суммарная за год продолжительность – гораздо сильнее – в 2.3 раза по сравнению с предыдущим годом.

В отличие от 2020 и 2021 гг., когда периоды с превышением ПДК по хлорности (или события перекрытия водозабора) отмечались только с сентября по ноябрь–декабрь, в 2022 и 2023 гг. случаи перекрытий пришлись и на летние месяцы – с августа и даже июля (рис. 5а, 5б). Одно измерение, превышающее ПДК по хлорности, было зафиксировано в январе 2024 г.

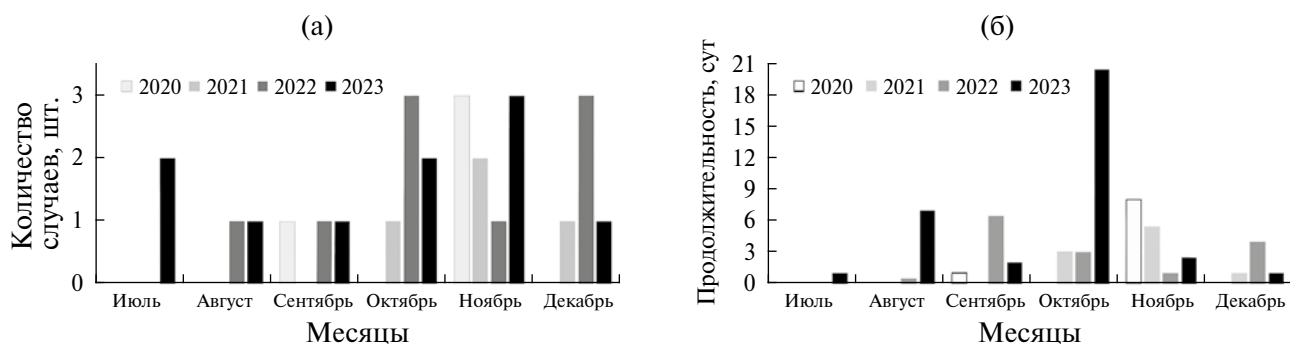


Рис. 5. Количество (а) и продолжительность (б) событий перекрытия водозабора суммарно по месяцам с 2020 по 2023 г.

По результатам наблюдений 2020–2023 гг. на ЮВС-2 заметна тенденция увеличения продолжительности периода, когда солоноватая вода, двигаясь вверх по реке, достигает водопроводной станции и становится причиной остановки водозабора.

Гидрометеорологические условия накануне и во время перекрытий водозабора

Во время события остановки водозабора в августе 2023 г. насосы водопроводной станции отключали 07.08.2023 в 15:00 (при концентрации хлоридов 0.350‰), а включили ровно через 7 сут – 14.08.2023 в 15:00 (при концентрации хлоридов 0.330‰). В октябре 2023 г. водозабор прекращался два раза: первый – с 30.09.2023 по 02.10.2023 (2 сут), второй – с 03.10.2023 23:00 по 24.10.2023 12:00 (20.5 сут), после чего значения хлоридов держались близкими к ПДК еще 18 ч, а начали снижаться только 25.10.2023 в 06:00. Эти события отмечены теневой заливкой на рис. 6а, 6б.

В августе 2023 г. события развивались следующим образом. За 10 дней до отключения насосов

водозабора (27.07.2023) речная граница устьевой зоны смешения (изогалина 1‰) находилась в 3–4 км от ЮВС-2 ниже по течению (между станциями 30о–31о, рис. 7). По данным метеостанции Калининград (порт), 05–06 августа 2023 г. установился северо-восточный ветер, в результате чего уровень опустился до минимальных отметок (20–25 см) (рис. 6д), что наверняка определило опускание изогалины 1‰ еще ниже по течению. Затем, после непродолжительного штиля, установился юго-западный ветер и, усиливаясь, действовал в течение 13 ч вплоть до момента перекрытия водозабора (07 августа 2023 г. в 15:00). К этому моменту уровень успел возрасти до 60 см (рис. 6д).

Максимальная скорость ветра (средняя 12 м/с, порывы до 19 м/с) (рис. 6в) была зафиксирована 08.08.2023 в 02:00 одновременно с максимальным уровнем воды (1.02 м) (рис. 6д). Согласно утренним ежесуточным измерениям (рис. 6а), значение хлорности на ЮВС-2 составило в этот день 1.350‰ (т. е. 2.6‰ в единицах солёности), но, по данным временно вве-

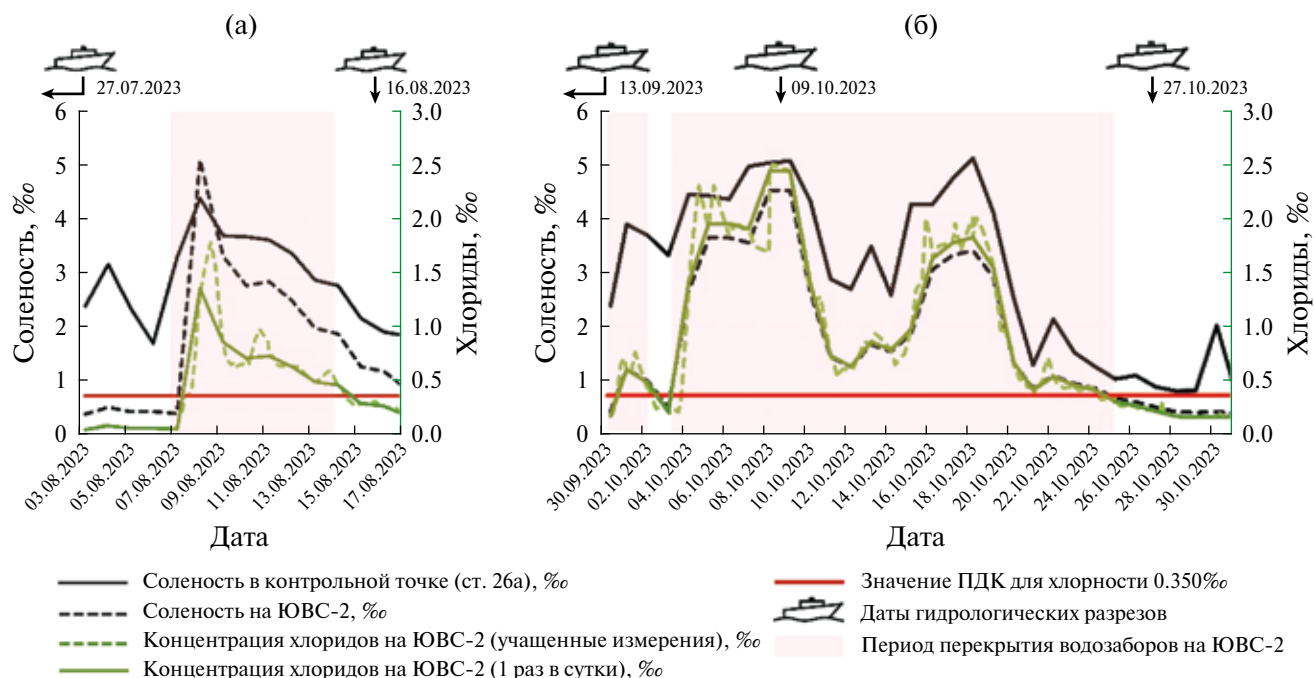


Рис. 6. Изменения по времени гидрологических характеристик в периоды отключения водозабора в августе и октябре 2023 г.: а, б – солёность на горизонте 1.5 м в контрольной точке (26а) и концентрация хлоридов на водозаборе ЮВС-2 (шкалы солёности и хлорности не связаны). (Окончание на след. стр.)

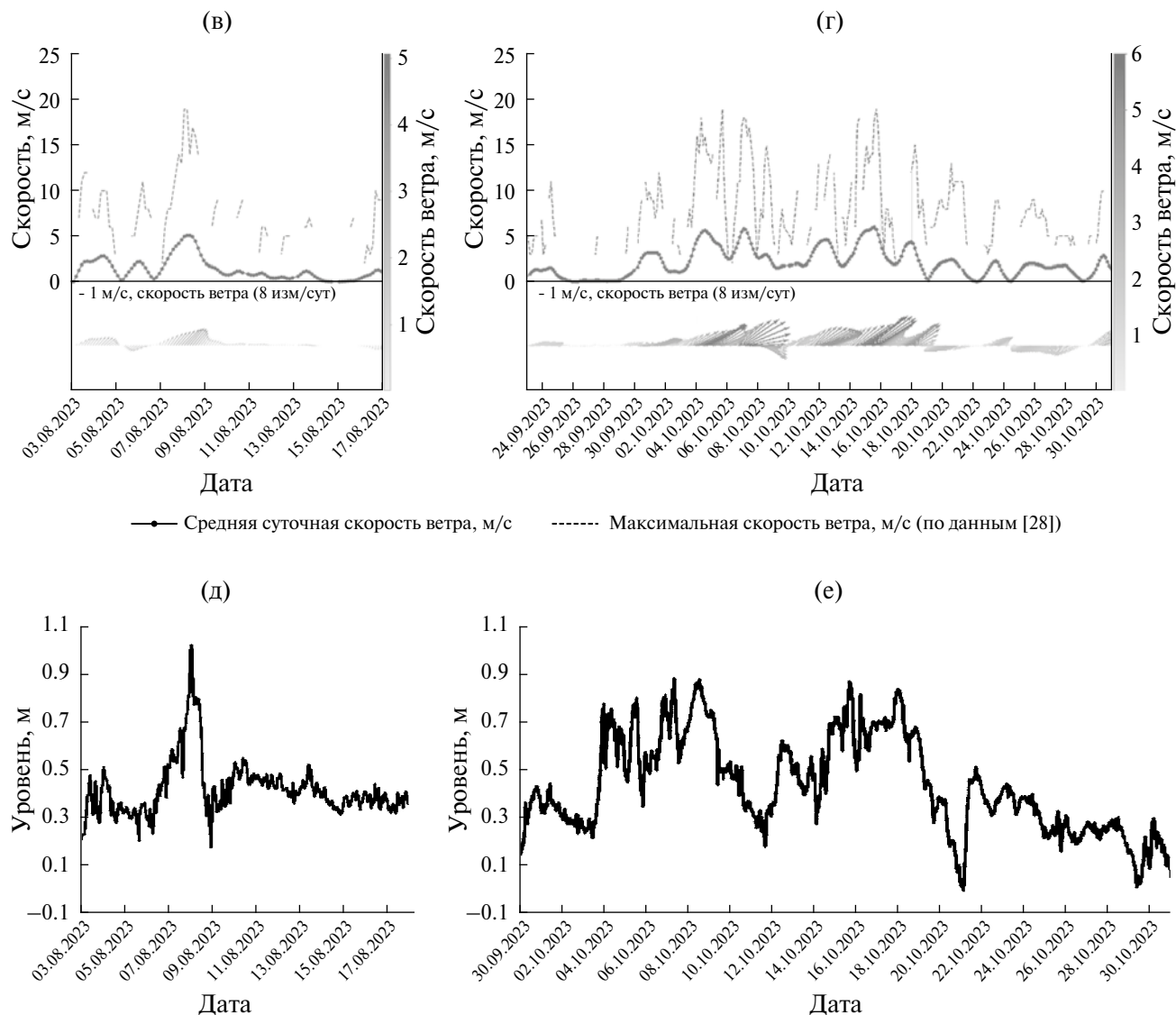


Рис. 6 (окончание). в, г — характеристики ветра в г. Калининграде по данным [27] (графики — средняя и максимальная скорость, стрелочки — векторы ветра, тон стрелочек — сила ветра); д, е — уровень воды в рук. Нижняя Преголя по данным гидропоста Калининград — Рыбный порт.

денного режима учащенных измерений (через каждые 3–6 ч), максимальное значение хлорности составило 1.80‰, что равно значению солености 3.4‰, и оно было зафиксировано только через 12 ч после максимального подъема уровня. Такой учащенный режим нерегулярных измерений устанавливается на непродолжительное время, поэтому приведенный в статье анализ учитывает эти измерения при оценке только максимальных значений концентрации хлоридов, а в остальном базируется на данных регулярных ежесуточных утренних измерений на ЮВС-2, время которых фактически совпада-

ет с временем проведения зондирований в контрольной точке (26а).

В оставшуюся часть периода сохранялись штилевые условия (изредка скорость ветра достигала 1–4 м/с), концентрация хлоридов монотонно снижалась (рис. 6б) и опустилась ниже ПДК только через 6 сут (14.08.2023), близко к фоновым (0.080‰) она приблизилась через 13 сут (21.08.2023).

Через два дня после восстановления водозабора — 16.08.2023 — верхняя граница изогали-

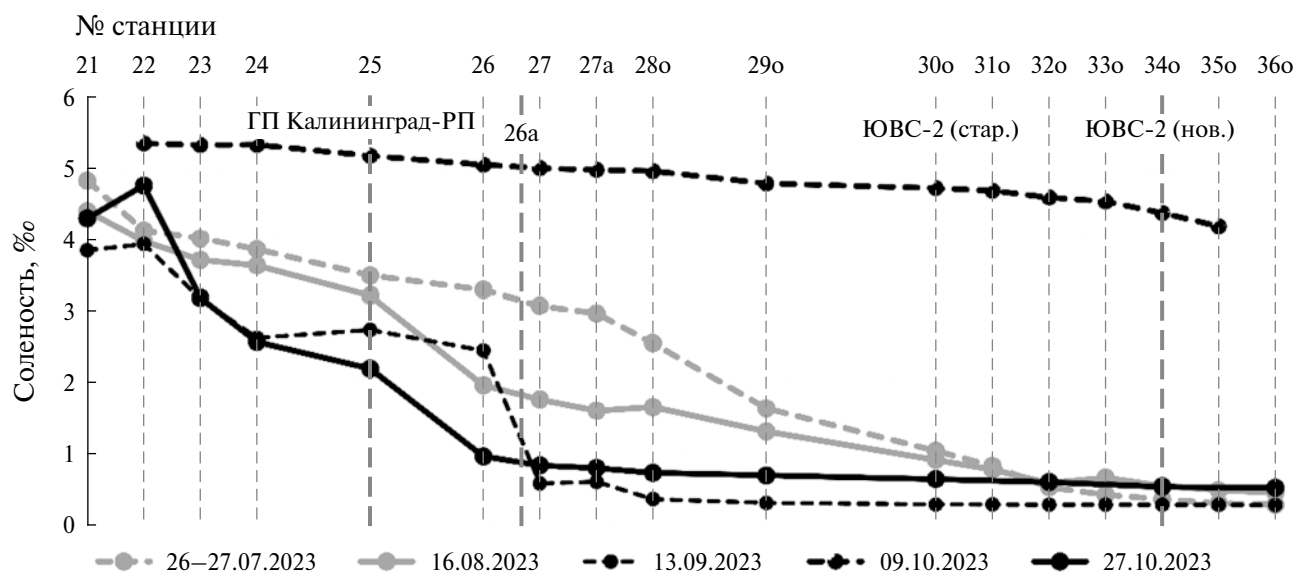


Рис. 7. Горизонтальный профиль солёности на глубине 1.5 м вдоль русла рук. Нижняя Преголя от устья (т. 21) до водозаборов ЮВС-2 (т. 360) для 27 июля, 16 августа, 13 сентября, 09 и 27 октября 2023 г.

ны 1‰ (ПДК) находилась на 3–4 км ниже по течению реки от ЮВС-2 фактически на станции 30о (рис. 7). Это означает, что за двое суток солёностный клин в условиях 1.5-суточного штиля (13.08.2023, 23:00 – 15.08.2023, 11:00) и изменения ветра на северо-восточные румбы (15.08.2023, 23:00 – 18.08.2023, 23:00) вернулся в исходное положение.

После августовского пика уровень воды в реке постепенно снижался до минимального значения (–14 см 20.09.2023), затем опять начал монотонно расти к октябрю 2023 г. Этот рост сопровождался поступлением солоноватых вод, что привело к перекрытию водозаборов.

Продолжительность первого периода перекрытия водозабора в октябре (30.09.2023–02.10.2023) составила всего 2 сут. Накануне этого события (измерения 13.09.2023) (рис. 7) речная граница солёностного клина (изогалина 1‰) находилась существенно дальше от ЮВС-2 по сравнению с данными августа — она располагалась в 14.5 км от ЮВС-2 ниже по течению (точка 27). 24.09.2023, т. е. за 6 сут до перекрытия водозабора, установился штиль с редкими проявлениями слабого ветра (до 5 м/с) разных направлений. Примерно за сутки до отключения насосов ЮВС-2 ветер начал усиливаться, а последние 11 ч перед перекрытием скорость ветра (запад-

ное направление с переходом на ЮЮЗ) росла. За день уровень поднялся на 32 см с минимальных значений этого периода (11 см) до максимальных (43 см) (рис. 6е).

Максимальные скорости ветра были зафиксированы 30.09.2023 в 17:00 (средние скорости до 4 м/с, порывы до 11 м/с) и 01.10.2023 в 14:00 (средние скорости до 5 м/с и порывы до 12 м/с) (рис. 6г), локальные экстремумы уровня — 30.09.2023 в 20:00 (43 см) и 01.10.2023 в 11:00 (44 см) соответственно (рис. 6е).

Изменения хлорности на ЮВС-2 также имеют два небольших скачка: первый — через 10 ч после максимальной активности ветра ($Cl_{\max} = 0.70‰$ или $S_{\max} = 1.4‰$), второй ($Cl_{\max} = 0.750‰$ или $S_{\max} = 1.5‰$) был зафиксирован через 2 ч после первого.

Действие менее сильного ветра, чем в августе (средние скорости до 5 м/с, порывы до 12 м/с), спровоцировало небольшой скачок уровня (всего на 32 см) (рис. 6е) и кратковременное повышение концентрации хлоридов на ЮВС-2 (2 сут) (рис. 6б) с быстрым (1 сут) возвращением к значениям < ПДК.

Второй период перекрытия водозабора в октябре 2023 г. (с 3 по 24 октября) начался с усиления

ветра южных румбов за 12 ч до момента отключения водозабора (03.10.2023 в 23:00). За это время (12 ч) уровень возрос на 53 см до отметки 75 см (рис. 6е). Почти весь период в целом сопровождался продолжительным действием ветра западных румбов (03.10.2023–19.10.2023), усиливающимся примерно на сутки (средняя скорость достигала 11 м/с, порывы до 10–19 м/с) с периодичностью 2–3 дня. В конце периода (19.10.2023–21.10.2023) было отмечено действие северо-восточных румбов. За периоды ветрового затишья (2–3 дня) уровень воды в реке успел лишь единожды вернуться к исходным значениям (~20 см), а в основном с небольшими колебаниями держался между отметками 50–90 см.

Максимальные значения хлорности за весь продолжительный период перекрытия водозабора были зафиксированы 04, 05, 08, 15, 17 и 18 октября 2023 г.

Первое максимальное значение концентрации хлоридов ($Cl_{\max} = 2.3\text{‰}$, $S_{\max} = 4.3\text{‰}$, рис. 6б) было зафиксировано 04.10.2023 в 19:00 (рис. 6б) – менее чем через сутки после перекрытия водозабора. На 11 ч раньше ему предшествовала максимальная скорость ветра (средние значения до 8 м/с, порывы до 18 м/с) и на 10 ч раньше – максимальное значение уровня воды (75 см) (рис. 6е). Это значение характеризует начало периода поддержания повышенной хлорности (04.10.2023–09.10.2023).

Наибольшее значение хлорности ($Cl_{\max} = 2.5\text{‰}$ или $S_{\max} = 4.7\text{‰}$) (рис. 6б) за второй октябрьский период перекрытия водозабора было зафиксировано 08.10.2023 в 10:00. Исходя из гидрометеобстановки на эту дату, можно предположить, что истинный экстремум хлорности не был зафиксирован измерениями, так как в течение почти суток после предыдущего измерения натурные данные отсутствуют. Предполагаемый максимум ($Cl_{\max} > 2.5\text{‰}$ или $S_{\max} > 4.7\text{‰}$) (рис. 6б) должен приходиться на 09.10.2023 в 01:00–03:00, т. е. через ~ 12 ч после действия максимальной скорости ветра (средней до 6 м/с, порывов до 15 м/с) и максимального уровня воды (88 см, рис. 6е) – оба события 08.10.2023 в 14:00.

Затем, в течение 3 сут в условиях действия более слабых ветров (средние скорости до 6 м/с,

порывы до 10 м/с) юго-западных румбов, а также периодического штиля происходило быстрое уменьшение хлоридов на ЮВС-2. Минимум ($Cl_{\min} = 0.520\text{‰}$ или $S_{\min} = 4.7\text{‰}$) (рис. 6б) пришелся на 11.10.2023 в 17:00, одновременно с низким уровнем воды (18 см) (рис. 6е), но он не был ниже ПДК и водозабор не восстанавливался.

Следующий период, когда в реке возле ЮВС-2 с небольшими колебаниями удерживались высокие значения хлорности (1.6–2.0‰), продолжился с 15.10.2023 по 18.10.2023. Принадлежащий ему первый максимум $Cl_{\max} = 2.0\text{‰}$ или $S_{\max} = 3.8\text{‰}$ (15.10.2023 в 23:30) (рис. 6б) был вызван юго-западным ветром, не стихающим в течение двух предыдущих суток. Экстремумы, согласно гидрометеоданным, наблюдались: средняя скорость ветра до 11 м/с (максимальная – до 18 м/с) – за 10 ч до момента наступления первого максимума, уровень воды (87 см) (рис. 6е) – за 7 ч.

Последний максимум этого периода характеризовался такими же значениями хлорности, как в дату 15.10.2023, но более слабой предшествующей ветровой обстановкой (средняя скорость до 8 м/с, максимальная – до 15 м/с) и меньшей отметкой уровня (84 см). Для нагона воды к ЮВС-2 с тем же содержанием хлоридов, но в условиях меньших скоростей ветра, потребовалось больше времени: реакция на экстремум ветра проявилась в значениях хлорности через 12 ч, а на значениях уровня – 10 ч.

Восстановление речного режима после максимума 15.10.2023 происходило в течение 7 сут в два этапа: быстрый (с 18.10.2023 по 19.10.2023–20.10.2023), когда значения хлорности уменьшались со скоростью 0.9‰/сут до значений 0.5‰ (рис. 6б) под влиянием сильных северо-восточных ветров, и медленный (с 20.10.2023 по 25.10.2023) – под влиянием штиля и со скоростью понижения концентрации 0.1‰/сут вплоть до уровня ПДК.

Во время обследования 27.10.2024 речная граница соленостного клина была зафиксирована на уровне станции 25 (в 14.5 км ниже по течению от ЮВС-2, рис. 7), т. е. через два дня после восстановления речного режима возле ЮВС-2 и открытия водозабора.

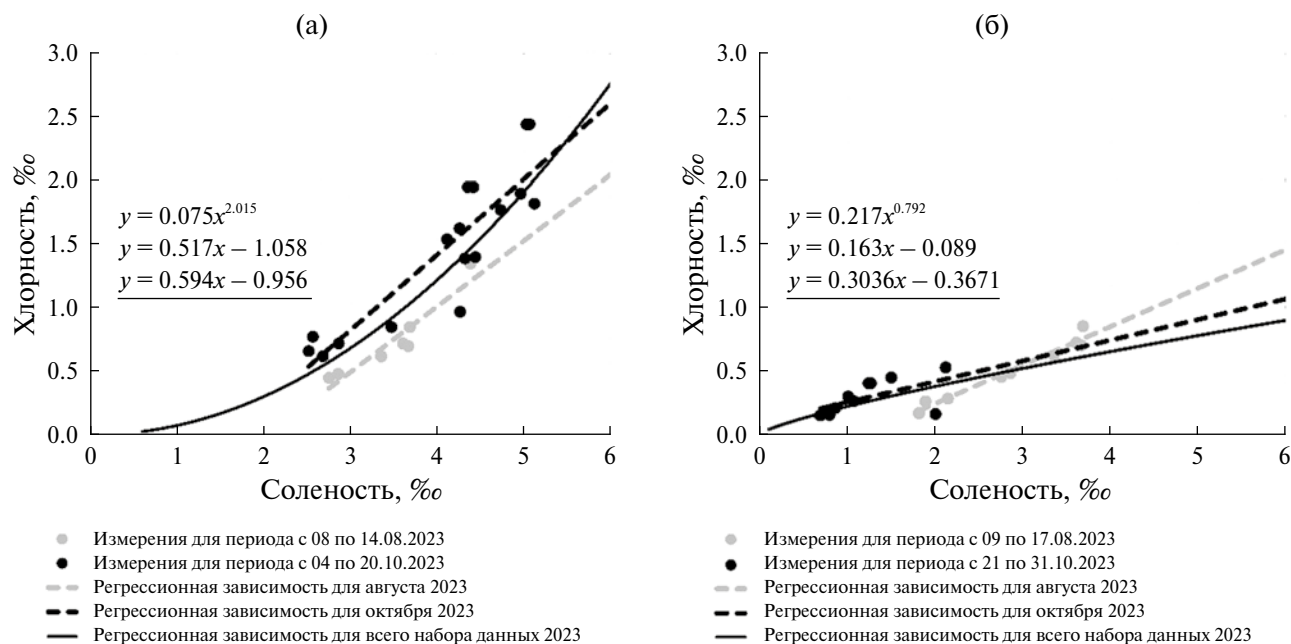


Рис. 8. Регрессионная зависимость между значениями солености, измеренными на контрольной точке (26а) на глубине 1.5 м, и значениями концентрации хлоридов, полученных при пробоотборе на ЮВС-2 с частотой измерений 1 раз/сут для периодов перекрытия водозаборов (а) и для периодов восстановления речного режима (б).

В октябре гораздо более продолжительный, чем в августе, период действия ветра спровоцировал более сильное (на 0.8‰) проникновение солоноватых вод — величина хлоридов на водозаборе ($Cl_{исх}$) достигла 2.5‰. Во всех трех случаях перекрытия водозабора концентрация хлоридов на ЮВС-2 начала увеличиваться через 10–13 ч после начала действия ветра юго-западных румбов, фиксирующихся на метеостанции Калининград (порт). Но разница в продолжительности сильного ветра (2 дня в августе и 20 дней с периодическими затишьями в октябре) являлась решающим фактором для продолжительности периода проникновения солоноватых вод. Этапы восстановления речного режима в оба периода перекрытия водозабора были очень схожи, продолжительность составила 6–7 дней.

Связь между соленостью в контрольной точке и на водозаборе во время событий перекрытия водозаборов

Сопоставление изменений по времени солености в контрольной точке (26а) и хлоридов на водозаборе (рис. 6а, 6б) (‰) демонстрирует их синхронность (во время события нагона) на суточном масштабе времени. Коэффициен-

ты корреляции значений солености на глубине 1.5 м в контрольной точке, измеренной зондом “Idronaut Ocean Seven”, и хлорности на ЮВС-2, определенной в лаборатории, для августовского и октябрьского события достаточно высокие (0.82 и 87 соответственно).

Для августовского периода 03.08.2023–14.08.2023 (рис. 6а) разница между соленостью на глубине 1.5 м в контрольной точке (26а) и соленостью на водозаборе изменялась в пределах от 1.2 до 3.1‰ (в среднем разница составила 2.0‰ со стандартным отклонением 0.5‰). Для октябрьского периода 30.09.2023–31.10.2023 (рис. 6б) — изменения происходили в пределах от 0.3 до 2.9‰ (со средней разницей 1.2‰ и стандартным отклонением — 0.8‰). Эта разница обычно больше в начале периода распространения солоноватых вод и меньше в фазе его окончания.

Для августа и сентября 2023 г. были построены регрессионные зависимости (линейная и степенного вида) значений хлорности на ЮВС-2 от солености в контрольной точке: для периода роста хлорности (после превышения ПДК) и ее стабилизации на высоких значениях (рис. 8а, формулы

(6)–(8)), а также для периода восстановления речного режима, т. е. периода понижения солености в реке (рис. 8б) (формулы (9)–(11)):

$$y = 0.075x^{2.015}, \quad (6)$$

$$y = 0.517x - 1.058, \quad (7)$$

$$y = 0.594x - 0.956, \quad (8)$$

$$y = 0.217x^{0.792}, \quad (9)$$

$$y = 0.304x - 0.367, \quad (10)$$

$$y = 0.163x - 0.089, \quad (11)$$

где $y(\text{‰})$ – значения хлорности на ЮВС-2, $x(\text{‰})$ – значения солености в контрольной точке (26а).

Линейные зависимости (7) и (8) построены для августовского и октябрьского периодов соответственно, а нелинейная зависимость (6) – для всего набора данных по росту солености. Линейные зависимости (10) и (11) построены для августовского и октябрьского периодов соответственно, а нелинейная зависимость (9) – для всего набора данных по снижению солености.

Полученные регрессионные зависимости (6)–(11) в первом приближении позволяют оценивать значения хлорности возле ЮВС-2 по данным измерений солености в контрольной точке (26а). Они подразумевают под собой приближение “вмороженного” соленостного клина. Формулы (6)–(8) дают увеличение хлорности на водозаборе пропорционально увеличению солености на контрольной точке (при продвижении клина вверх по реке), а формулы (9)–(11), наоборот, падение солености на водозаборе при снижении солености в контрольной точке.

Работа по уточнению этих зависимостей должна продолжаться по мере накопления данных, так как в настоящий момент степенная регрессионная зависимость (6) и (9), выбранная из соображений, что нулевой солености в контрольной точке должна обязательно соответствовать нулевая соленость на водозаборе, диктует, что даже минимальное повышение солености в контрольной точке сопровождается

повышением хлорности на водозаборе ЮВС-2, что не соответствует действительности, так как соленостный клин, распространяясь вверх по реке, приносит соленую воду к водозаборах с некоторым опозданием. С этой точки зрения линейные регрессионные зависимости (7), (8), которые указывают, что хлорность на водозаборе начинает расти только после того, как соленость в контрольной точке превысит 1.5‰, более правдоподобны; т. е. именно с этого момента возрастает вероятность, что речная граница соленостного клина при своем продвижении вверх по реке может достигнуть водозаборов и хлориды там превысят ПДК.

Регрессионная зависимость фактически получена в рамках представлений о “вмороженном” соленостном клине, и поэтому она является только первым приближением к оценке реального поведения проникновения солоноватых вод. Но в этих рамках она может быть также использована для предсказания – насколько далеко при нагонных явлениях может продвинуться солоноватая вода из устьевой части реки (где находятся г. Калининград, портовые акватории, сбросы сточных вод) и принести с собой различные типы загрязняющих веществ, включая и частицы микропластика.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Для сопоставления величин хлорности, получаемых ГПКО “Водоканал” химическими методами (пробы из подающей трубы), и величин солености, измеренных мультипараметрическим зондом “Idronaut Ocean Seven 316Plus” на стрежне реки, наиболее подходящей формулой в диапазоне наблюдаемых величин хлорности 1–6‰ оказалась формула (3), предложенная для Балтийского моря [13, 19, 34].

По данным наблюдений на ЮВС-2 для 2020–2023 гг. (4 года), прослеживается тенденция увеличения количества и общегодовой продолжительности случаев перекрытия водозаборов в связи с продвижением соленостного клина вверх по реке, а также расширяется сезонное окно, в пределах которого происходят эти события.

На основе двух рассмотренных периодов (ав-

густ и октябрь 2023 г.) возрастания солёности и перекрытия водозаборов можно отметить, что рост хлорности (солёности) на ЮВС-2 до значений, превышающих ПДК, происходил менее чем за сутки. Значения > ПДК держались в течение 2–7 сут, но в экстремальных условиях октября 2023 г. ~20 сут (04.10.2023–24.10.2023). Восстановление речного режима (снижение солёности от максимальных значений до ПДК) происходило за период до 7 сут.

Рассмотренные два периода глубокого проникновения клина солоноватых вод в августе и октябре 2023 г. показали, что продвижение солёностного клина вверх по реке вплоть до блокировки водозаборов возможно даже при не очень сильном ветре западных и юго-западных румбов (со средними и максимальными скоростями 3–5 и 7–10 м/с) продолжительностью 12–24 ч, но только при условиях одновременного резкого подъёма уровня воды на 50–70 см за предшествующие 1–2 дня и, главное, исходного расположения клина достаточно близко к водозаборами. Оказалось, что при указанных условиях подъёма уровня и ветра солёностный клин способен продвинуться на 3–14 км вверх по реке и достичь водозаборов.

Предложена регрессионная зависимость между величинами хлорности на ЮВС-2 и солёности в середине устьевом участке р. Преголи (на глубине 1.5 м на контрольной точке 26а, территория Музея Мирового океана, г. Калининград), которая в первом приближении может быть использована для оценки значений хлорности на ЮВС-2 в случае проникновения солоноватых вод вверх по реке и, наоборот, в случае восстановления речного режима.

Авторы выражают благодарность сотрудникам Калининградского управления Северо-Западного бассейнового филиала “Росморпорта”, оказавшим содействие при проведении работ, сотрудникам “Водоканала” и Калининградского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, оказавшим поддержку на этапе сбора натурных данных, С.Н. Красильникову (АО ИО РАН) за помощь в проведении инструментальных измерений, а также анонимным рецензентам за внимательное прочтение руко-

писи и доброжелательные комментарии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Архипкин В.С., Добролюбов С.А.* Океанология: основы термодинамики морской воды: учебное пособие для вузов. М.: Юрайт, 2024. 155 с. ISBN 978-5-534-04358-7 // Образовательная платформа Юрайт. <https://urait.ru/bcode/539264> (дата обращения: 20.02.2024)
2. *Байдин С.С., Глуховский Б.Х., Ющак А.А., Костяницын М.Н.* Руководство по расчету элементов гидрологического режима в прибрежной зоне море и в устьях рек при инженерных изысканиях. М.: Московское отделение Гидрометеоздата, 1973. 537 с.
3. *Беликов В.В., Милитеев А.Н.* Численная модель морских нагонов в приустьевых участках рек // Сб. науч. тр. КаГУ. Калининград, 1993. С. 15–23.
4. *Великанов Н.Л., Наумов В.А., Маркова Л.В.* Изменчивость качества воды реки Преголя // Вода: химия и экология. 2016. № 8 (98). С. 82–88.
5. ГОСТ 27065-86. Качество вод: термины и определения. М.: Изд-во стандартов, 1988. С. 1–11.
6. ГПКО “Водоканал”. Государственное предприятие Калининградской области “Водоканал” (ГП КО “Водоканал”). <https://www.vk39.ru/o-vodokanale/vodosnabzhenie/> (дата обращения: 04.02.2024)
7. *Двоеглазова Н.В.* Возможное блокирование водозаборов г. Калининграда на реке Преголе интрузиями вод с повышенной солёностью // VII Всерос. науч. конф. молодых ученых “Комплексные исследования Мирового океана”. Сб. материалов конф. КИМО-2023. СПб., 2023. С. 430–432.
8. *Двоеглазова Н.В.* Краткопериодная изменчивость вертикальной термохалинной структуры вод реки Преголи в устьевой зоне // Географическое пространство: сбалансированное развитие природы и общества: Материалы III Международ. науч.-практ. конф. Челябинск: Край Ра, 2023. С. 90–96.
9. *Двоеглазова Н.В., Чубаренко Б.В.* Натурное изучение проникновения вод Калининградского залива вверх по реке Преголе (Юго-Восточная Балтика) // Материалы Всерос. науч.-практ. конф. “Гидрометеорология и физика атмосферы: современные достижения и тенденции развития”. СПб.: Издательско-полиграфическая ассоциация высших учебных заведений, 2023. С. 252–255. ISBN 978-5-91155-218-3
10. *Двоеглазова Н.В., Чубаренко Б.В.* Изменения в структуре гидрологических характеристик устьевой зоны смешения реки Преголи (Юго-Восточная Балтика) в период осеннего осолонения // Гидрометеороло-

- гия и экология. 2024. № 74. С. 87–104. <https://doi.org/10.33933/2713-3001-2024-74-87-104>
11. Двоеглазова Н.В., Шушарин А.В. Учет эффекта естественной пятнистости гидрологических характеристик при изучении устьевой зоны смешения реки Преголи (Юго-Восточная Балтика) // Береговая зона морей России в XXI веке // Тез. докл. XXX всерос. конф. М.: Геогр. фак. МГУ, 2024. С. 30–33. ISBN: 978-5-89575-269-2
 12. Домнин Д.А., Пилипчук В.А., Карманов К.В. Формирование затока солоноватых вод в лагунно-эстуарной системе водосборного бассейна Вислинского залива и реки Преголи в результате сгонно-нагонных явлений // Естествен. техн. науки. 2013. № 6. С. 206–211.
 13. Домнин Д.А., Соколов А.Н. Особенности и закономерности затока солоноватых масс в лагунно-эстуарной системе Калининградский залив – Преголя – Куршский залив посредством данных контактных измерений и моделирования // Изв. КГТУ. 2014. № 35. С. 11–20.
 14. Жуков Л.А. Общая океанология / Под. ред. Ю.П. Дорошина. Л.: Гидрометиздат, 1976. 376 с.
 15. Зырянов В.Н., Чебанова М.К., Филатов Н.Н. Интрузия морских вод в устья рек // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 5. С. 492. <https://doi.org/10.7868/S032105961505020X>
 16. Маркова Л.В. Анализ Качества воды на Южной водопроводной станции города Калининграда // Вестн. молодежной науки. 2016. № 5 (7). 7 с.
 17. Маркова Л.В., Наумов В.А. Качество воды, поступающей из реки Преголи на Южную водопроводную станцию города Калининграда // Водохозяйственные проблемы региона. Сб. науч. тр. / Отв. ред. В.А. Наумов. Калининград: Калининградский гос. техн. ун-т, 2016. С. 60–67.
 18. Михайлов В.Н. Гидрология устьев рек. М.: Изд-во МГУ, 1998. 176 с.
 19. Михайлов В.Н., Добролюбов С.А. Гидрология: учебник для вузов. М.; Берлин: Директ-Медиа, 2017. 752 с.
 20. Михайлов В.Н., Косарев А.Н., Повалишников Е.С., Савенко В.С. Процессы смешения речных и морских вод в устьевых областях рек // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 1997. № 5. С. 15–21.
 21. Михайлов В.Н., Михайлова М.В., Магрицкий Д.В. Основы гидрологии устьев рек. Уч. пособие. М.: РИУМФ, 2018. 314 с. ISBN 978-5-89392-818-1
 22. Михайлова М.В. Особенности гидрологических процессов в арктическом устье реки (на примере р. Колвилл, Аляска, США) // Вод. ресурсы. 2009. Т. 36. № 1. С. 29–45.
 23. Михайлова М.В. Процессы проникновения морских вод в устья рек // Вод. ресурсы. 2013. Т. 40. № 5. С. 483–498. <https://doi.org/10.7868/S0321059613050052>
 24. Михайлова М.В., Белотти П., Валери П., Тортора П. Проникновение морских вод на устьевой участок Тибра // Вод. ресурсы. 1999. Т. 26. № 6. С. 757–764.
 25. Океанографические таблицы. Л.: Гидрометиздат, 1975. 477 с.
 26. Повалишников Е.Д. Причины проникновения морских вод в реки и его экологические последствия // Вестн. Московского ун-та. 2001. 5 (3). С. 20–28. EDN: XSSXGL
 27. “Расписание погоды”. Лицензированная гидрометеорологическая кампания. <http://www.rp5.ru> (дата обращения: 09.09.2023)
 28. РД 52.10.243-92 Руководство по химическому анализу морских вод. СПб.: Росгидромет, 1992. 265 с.
 29. СанПиН 1.2.3685-21 Постановление об утверждении санитарных правил и норм “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”. М., 2021. С. 1–469.
 30. Чубаренко Б.В. Зонирование Калининградского залива и устьевого участка реки Преголи по показателям гидролого-экологического состояния и в целях оптимизации мониторинга // Комплексное исследование процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна (проект программы “Исследование природы Мирового океана” федеральной целевой программы “Мировой океан”). Вып. 2. Апатиты: Кольский НЦ РАН, 2007. С. 591–602.
 31. Чубаренко Б.В., Двоеглазова Н.В., Боскачев Р.В., Шушарин А.В. Пространственно-временная изменчивость гидрологических характеристик в зоне смешения реки Преголи (Юго-Восточная Балтика) и методические подходы к ее изучению // Океанологические исследования. 2024. № 52 (1). С. 157–176. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2024.52\(1\).8](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2024.52(1).8)
 32. Чубаренко Б.В., Шкуренок В.И. Особенности гидрологической структуры вод в эстуарии реки Преголи и в точке стоянки НИС “Витязь” // Экологические проблемы Калининградской области и Юго-Восточной Балтики. Калининград: КГУ, 1999. С. 41–47.
 33. Чубаренко Б.В., Шкуренок В.И. Физические механизмы проникновения соленых вод вверх по реке Преголе с учетом влияния рельефа дна // Физические проблемы экологии (экологическая физика). 2001. № 7. С. 80–88.
 34. Шамраев А.В., Шишкина Л.А. Океанология. Учебник для гидрометеорол. техникумов / Под ред. А.В. Не-

- красова, И.П. Карновой. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 382 с.
35. Boskachev R.V., Chubarenko B.V. Bottom Intrusions of Brackish Water from the Vistula Lagoon into the Downstream Pregolya Branch // *Water Resour.* 2025. V. 52. № 1. P. 102–116.
36. Chubarenko B., Domnin D., Navrotskaya S., Stont Zh., Chechko V., Bobykina V., Pilipchuk V., Karmanov K., Domnina A., Bukanova T., Topchaya V., Kileso A. Transboundary Lagoons of the Baltic Sea // *The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence* / Ed. R. Kosyan. Switzerland: Springer Verlag, 2017. P. 149–191. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43392-9_6
37. IOC, SCOR and IAPSO, 2010. The international thermodynamic equation of seawater — 2010. Calculation and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission, Manuals and Guides No. 56, UNESCO (English). 196 p.

The saltwedge intrusion in the Pregolya River as a reason for blocking the water intakes of Kaliningrad City

N. V. Dvoeglazova*, B. V. Chubarenko

Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997 Russia

**e-mail: nadya2eyes@mail.ru*

Intense wind surges redistribute the waters of the Pregolya River mouth and impede the operation of the water intake for the needs of Kaliningrad. The inability to withdraw water during long-term (more than 10–20 days) brackish water penetration can create problems with water supply. Data (2020–2024) on water supply shutdowns at the water supply station (reflected the intensity of brackish water wedge penetration upriver) showed an interannual increase in the number and duration of such cases. A comparison was made of the salinity measurements at a control point in the middle of the river mouth section with the chlorine data at the water intake. The considered examples of water supply shutdowns for 7–20 days in August and October 2023 made it possible to assess the conditions (wind exposure, water level rise and the initial position of the salinity wedge), which all facilitating the movement of wedge up to the water intake point. A regression relationship is proposed between the values of chlorinity at the water intake and salinity in the middle of the estuary of the Pregolya River, which, as a first approximation, can be used to estimate the values of chlorinity at the water intake in the case of penetration of brackish water.

Keywords: estuaries, estuarine mixing zone, wind surges, saltwedge, brackish water intrusions, field data, water supply, South-Eastern Baltic.

УДК 550.47; 504; 574.5

БИОАККУМУЛЯЦИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ НЕКОТОРЫХ ЗАЛИВОВ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА¹

© 2025 г. Е. С. Гришанцева^{а, *}, Л. П. Федорова^б

^аМосковский государственный университет им. Ломоносова, геологический факультет, Москва, 119234 Россия

^бИнститут водных проблем РАН, Ивановская НИС, Конаково Тверской обл., 171251 Россия

*e-mail: shes99@mail.ru

Поступила в редакцию 01.06.2022 г.

После доработки 09.04.2024 г.

Принята к публикации 25.10.2024 г.

Представлены результаты определения объемов биологического накопления микроэлементов (V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn) в восьми видах и редкоземельных элементов (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) в двух видах высших водных и прибрежно-водных растений трех зарастающих заливов приплотинной части Ивановского водохранилища — Новосельского, Федоровского и Коровинского. Изучен флористический состав растительных сообществ заливов, определены фитомассы доминирующих ассоциаций заросших участков, продукция и площади, занимаемые высшей водной растительностью. Сравнение данных за 1977 с данными 2005 г. показало, что произошло значительное увеличение совокупной годовой продукции за счет роста продукции двух экологических групп макрофитов Ивановского водохранилища — воздушно-водных (гелофитов) и гидрофитов свободноплавающих и укореняющихся со сменой видов-эдификаторов и возрастом ведущей роли воздушно-водных (гелофитных) видов растительности в образовании зон зарастания. В период с 1990 по 2005 г. произошла стабилизация процесса зарастания и продуктивность всех эколого-биологических групп растительности сохранялась на одном уровне. Суммарно в Новосельском, Федоровском и Коровинском заливах в период максимального развития (июль–август) в сухой биомассе макрофитов накапливается 4657.8 кг тяжелых металлов: из них 2.58 V, 1.98 Pb, 9.75 Cr, 0.78 Co, 0.82 Mo, 16.76 Cu, 45 Zn, 6.1 Ni, 1977 Fe, 171 Sr, 2426 кг Mn. В сухой биомассе манника большого и рдеста пронзеннолистного трех заливов связано 0.33 кг редкоземельных элементов. Самая большая масса тяжелых металлов накапливается растительностью Коровинского и Федоровского заливов. В Коровинском заливе, где значительно возрастает доля погруженных укореняющихся видов в совокупной фитомассе, получены самые высокие значения биоаккумуляции тяжелых металлов и редкоземельных элементов. Главными видами-аккумуляторами являются телорез алоэвидный, манник большой и рдест блестящий. Показано, что процесс зарастания заливов, сопровождающийся сменой растительных сообществ, все большим площадным доминированием и увеличением годовой продукции воздушно-водных видов, способствует росту биологической аккумуляции тяжелых металлов.

Ключевые слова: зарастание, продуктивность, водная растительность, Ивановское водохранилище, тяжелые металлы, редкоземельные элементы.

DOI: 10.31857/S0321059625030023 EDN: SZAGNK

ВВЕДЕНИЕ

Высшая водная растительность (ВВР) — главный продуцент органического вещества в экосистеме водохранилища, выступает ключевым звеном в биогеохимических циклах как биогенных

элементов, так и токсичных химических элементов. Играя ведущую роль в биогеохимических процессах в экосистеме водохранилища, ВВР способна накапливать в тканях и клетках микроэлементы из воды и донных осадков, изменять формы их нахождения, связывая их и снижая

¹ Часть работы, связанная с аналитическими и биогеохимическими исследованиями, выполнена в рамках Государственного задания МГУ (№ 121071200143-2 “Экспериментальные исследования форм нахождения, адсорбции, миграции и геохимических циклов микроэлементов в гидротермальных системах и водах континентальной литосферы”). Часть работы, связанная с экспедиционными и гидробиологическими исследованиями, выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (FMWZ-2025-0002 “Исследования процессов формирования качества поверхностных и подземных вод, природных и антропогенных механизмов изменения экологического состояния водных объектов, разработка методов и технологий управления водными ресурсами и качеством вод”).

токсичность и миграционную способность их соединений, что влияет на качество воды, способствует процессам самоочищения водоема и улучшает его экологическое состояние. Аккумуляция тяжелых металлов (ТМ) макрофитами происходит не только в результате биоаккумуляции внутри организмов, но и в результате процессов комплексобразования, сорбции и образования осадка на поверхности живых и отмерших растений [14, 21]. Макрофиты в водоемах играют важную роль при формировании трофических цепей [13, 14]. Водная растительность широко используется в целях фиторемедиации как в России, так и за рубежом для восстановления естественных и искусственных водоемов до нормального экологического состояния [19, 33].

Объект исследования — Иваньковское водохранилище — одно из самых мелководных и заросших водной растительностью среди Волжских водохранилищ. Большая часть заросших мелководий Иваньковского водохранилища приходится на крупные заливы Шошинского и Нижневолжского плесов, а также на отдельные участки Верхневолжского плеса. Именно в Новосельском, Федоровском и Коровинском заливах Нижневолжского плеса находятся максимальные по площади нерестилища рыб [5]. Степень зарастания Иваньковского водохранилища ~28% [15, 24], что значительно выше оптимального уровня 8–12% [9], необходимого для устройства нерестилищ фитофильными рыбами. Чрезмерное развитие водной растительности ведет к эвтрофированию водоема, ухудшению биологического и гидрохимического режима. В работе Минеевой Н.М. [11] показано, что в 2005 г. Иваньковское водохранилище сохраняло свой эвтрофный статус.

На водохранилищах процесс зарастания и формирования растительного покрова начинается с момента создания водохранилища и продолжается до настоящего времени. Начальная стадия процесса зарастания Иваньковского водохранилища описана в работах Калининой А.В., Потапова А.А., Шмелевой Ю.Д. [28], последующее его развитие также достаточно полно освещено в литературе [15, 23, 24, 29]. Видовой состав растительности мелководной зоны Иваньковского водохранилища вполне сфор-

мировался уже через двадцать лет с момента его создания и включал 220 видов 53 семейств [28]. В настоящее время список растений пополнился ранее не встречавшимися видами и состоит из 227 видов 55 семейств, включая гибридные виды [15]. Процессы зарастания заливов Иваньковского водохранилища хорошо изучены с точки зрения их влияния на гидродинамические условия и процессы формирования донных осадков [7]. Вместе с тем объемы накопления микроэлементов ВВР в процессе зарастания заливов Иваньковского водохранилища не определены. Несмотря на то, что Иваньковское водохранилище является источником питьевого водоснабжения г. Москвы, на территории его водосбора находятся крупные города, промышленные и сельскохозяйственные предприятия. ТМ наряду с нефтепродуктами, синтетическими поверхностно-активными веществами, пестицидами, солями, фенолами — одни из главных загрязнителей воды, существенно ухудшающих ее качество. Ранее считалось, что редкоземельные элементы (РЗЭ) — слабо и средне распространены в гидросфере и не рассматривались в качестве загрязнителей. В настоящее время РЗЭ используются в высокотехнологичных, стратегических отраслях промышленности (производство электроники и техники), в энергетике, в медицине, сельском хозяйстве, т. е. они могут поступать в окружающую среду на протяжении всего жизненного цикла от стадии производства до стадии утилизации и объемы их использования, а следовательно, и поступления в окружающую среду постоянно растут [1, 2, 32]. Антропогенные потоки РЗЭ приводят к образованию аномалий в водных экосистемах [32], однако данных об уровнях биоаккумуляции РЗЭ в водной растительности и гидробионтах, о накоплении или передаче по пищевым цепям, о токсичности и их экологической опасности очень мало. Это обуславливает актуальность получения количественной оценки процесса биологического накопления микроэлементов, включая ТМ и РЗЭ, высшей водной растительностью Иваньковского водохранилища и ее участия в биогеохимических и миграционных процессах связывания элементов-загрязнителей в водоеме. В предыдущих работах авторов была установлена высокая аккумулирующая способность различных видов водной растительности Иваньковского водохранилища по отношению

к ТМ и РЗЭ [2, 22]. Величины коэффициентов биологического поглощения (КБП) различными видами макрофитов относительно донных отложений достигали для Cu 5.7, Zn 31.6, Ni 16.4, Cr 5.6, Pb 7, Co 16.4, Cd 24, Mn 3.7. Для рдеста пронзеннолистного и манника большого КБП РЗЭ относительно воды составляли от 806 до 11266 и от 250 до 3142 соответственно.

Цель настоящей работы — оценка объемов биологического накопления микроэлементов высшей водной растительностью трех зарастающих заливов приплотинной части Ивановского водохранилища (Новосельского, Федоровского, Коровинского). Задачи исследования следующие:

- 1) сравнить годовую продукцию основных эколого-биологических групп водной растительности Ивановского водохранилища в 1977, 1990 и 2005 гг.;
- 2) определить фитомассу и продукцию наиболее массовых видов высшей водной и прибреж-

но-водной растительности, измерить площади зарастания заливов и оценить запасы надземной фитомассы в заливах — Новосельском, Федоровском, Коровинском;

- 3) рассчитать объемы биологического накопления ВВР микроэлементов: V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn и РЗЭ: La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, а также сравнить аккумулирующую способность доминирующих видов из различных экологических групп.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования водной растительности проводились в 1990 и 2005 гг. во время совместной экспедиции ИВП РАН и кафедры географии Тверского Государственного университета, направленной на изучение аквальных комплексов литоральных участков и защищенных прибрежных мелководий Ивановского водохранилища. Натурные наблюдения проводились в Нижне-



Рис. 1. Карта отбора проб ВВР на Ивановском водохранилище. Δ — места отбора проб растительности для определения микроэлементного состава: 1 — Безбородово, 2 — Низовка-Волга, 3 — Мошковический зал., 4 — Бабенский залив, 5 — Малый Корчевской залив, 6 — Перетрусовский залив, 7 — Новосельский залив.

волжском плесе Иваньковского водохранилища в трех крупных заливах с высокой степенью зарастания — Новосельском, Федоровском, Коровинском (рис. 1) — в период максимального развития водной растительности в июле—августе. Площадь Новосельского залива составляет 200 га, Федоровского — 350 га, Коровинского — 767.8 га. Максимальная глубина в заливах 2.6, 3.1, 3.56 м соответственно.

В полевых условиях по методике Катанской В.М. [8] были сделаны описания растительности со сбором гербария и определены доминирующие ассоциации ВВР заросших участков. Сбор информации (видовой состав растений, проективное покрытие, высота растений и пр.) проводили на учетных площадях размером 10×10 м. В наиболее однородных частях доминирующих растительных сообществ брали укосы с пробных площадок площадью 1 м² в двух-трех повторностях. Донные осадки заливов были представлены в основном илами с большим количеством растительных остатков.

Для составления картосхем распределения растительных сообществ в заливах использовали катер с малой осадкой и GPS-приемник геодезического класса “мобильный” (“Garmin GPSMAP-62S”, Тайвань), с помощью которого при движении катера вдоль полосы зарослей по периметру заливов отмечали точные координаты границ фитоценозов. Ширину зарослей при возможности выхода на берег измеряли мерным шнуром, при невозможности выхода на берег — глазомерно, в соответствии с методикой [16]. Выбранные участки с помощью вех разбивали на квадраты, в пределах которых на картосхему наносились контуры растительных сообществ, подсчитывали площади, которые занимают виды-доминанты.

В лабораторных условиях укосы с площадок разбирали по видам, надземную часть растений промывали в воде, очищали от взвеси и взвешивали с точностью до 10 г в сыром виде для определения веса пробы при естественной влажности. Затем растения высушивали на воздухе и досушивали в сушильном шкафу при 65°C до постоянной массы, взвешивали с точностью до 0.1 г на лабораторных весах марки “AR 2140

ОНАУС”, Швеция (№ в ГРСИ РФ 18785-00) для определения воздушно-сухого веса пробы. Величины сырой и сухой биомассы определяли как отношение соответствующего веса к площади пробной площадки (1 м²). Рассчитаны средний вес укоса с единицы площади и его стандартная ошибка, выражающая интервальную оценку выборочной характеристики, которая составила 0.21–0.90.

Для определения содержания микроэлементов и РЗЭ в ВВР отбор проб проводился в июле—августе 2005 г. на семи участках: Безбородово, Низовка-Волга, в заливах Мошковический, Бабенский, Малый Корчевской, Перетрусовский, Новосельский (рис. 1). Всего отобрано 77 образцов. Укос отбирали с пробной площадки 1 × 1 м в местах наибольшего зарастания и в лаборатории разбирали по видам. Сухой растительный материал измельчали, отквартовывали для получения средней представительной пробы, озоляли в муфельной печи при температуре 450°C 4.5 ч. Концентрации V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn в золе восьми доминирующих видов растений определяли методом атомно-эмиссионного спектрального анализа на спектроаналитическом комплексе с многоканальным анализатором спектров (МАЭС, ВМК-Оптоэлектроника) [3]. Определение содержаний РЗЭ (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) проводилось в двух видах — в маннике большом и рдесте пронзеннолистном — методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на масс-спектрометре “ELEMENT-2” (“Thermo Scientific”) с предварительным разложением золы растений в смеси концентрированных кислот (HF+HNO₃+HCl) [2]. Каждую пробу анализировали в трех повторностях. Пределы обнаружения элементов в анализируемом растворе составляли (нг/л): La — 0.1, Ce — 0.07, Pr — 0.03, Nd — 1.1, Sm — 0.04, Eu — 0.2, Gd — 0.09, Tb — 0.04, Dy — 0.06, Ho — 0.07, Er — 0.04, Tm — 0.02, Yb — 0.02, Lu — 0.03. Величина относительного стандартного отклонения изменялась от 0.1 до 10% в зависимости от области измерения концентрации и элемента. Анализы проводились авторами на кафедре геохимии геологического факультета МГУ. Контроль полноты разложения образцов и оценку правильности результатов анализа проводили по Государственным стандартным образ-

цам ЭК-1 (элодея канадская), ЛБ-1 (листья березы), ТР-1 (травосмесь) производства института геохимии СО РАН.

Камеральная обработка заключалась в составлении карт растительности на топографической основе 1 : 10000, измерении площадей, занимаемых основными формациями водной растительности. Годовую продукцию рассчитывали по общепринятой методике И.М. Распопова [20], запасы водной растительности определяли путем вычисления продукции на площадь зарастания. Объемы накопления в биомассе определяли как произведение средней для водохранилища концентрации элемента в конкретном виде растения на запасы надземной фитомассы в каждом заливе. Расчеты проводили в программе Microsoft Office Excel 2003.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Растительный покров некоторых заливов Иваньковского водохранилища

В момент проведения натурных наблюдений авторами были зарегистрированы 40 видов растений зоны обводнения. В соответствии с методическими рекомендациями [8] и правилом В.Г. Папченкова [15], авторы включали в флористический список изучаемого водного объекта только те виды, которые в момент обследования исследователь видит растущими на покрытом водой грунте. Авторы использовали эколого-фитоценологическую классификацию водной растительности В.М. Катанской [8], которая разделяет тип – водная травянистая растительность – на два класса формаций: настоящая водная растительность (гидрофиты) и воздушно-водная растительность (гелофиты). Настоящая водная растительность включает группу гидрофитов, свободно плавающих в толще воды; гидрофитов, погруженных укореняющихся; гидрофитов с плавающими на поверхности воды листьями растений.

Наиболее массовыми видами, являющимися доминантами в растительных сообществах исследованных заливов, в момент наблюдения были *Equisetum fluviatile* L., *Carex acuta* L., *Scirpus lacustris* (L.) Palla, *Glyceria maxima* Holmb., *Phragmites australis* Trin., *Typha angustifolia* L.,

Potamogeton natans L., *Potamogeton lucens* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Stuckenia pectinata* (L.) Börner, *Myriophyllum spicatum* L., *Polygonum amphibium* L., *Stratiotes aloides* L., в последние два десятилетия значительного развития достигла *Zizania latifolia* Turcz., интродуцированная в водохранилище в середине XX в. Это хорошо согласуется с данными В.Г. Папченкова [17], который описал такие же виды-доминанты, занимающие наибольшие площади, для Иваньковского водохранилища в целом. Приводим краткую классификационную схему растительности рассматриваемых заливов.

Тип растительности. Водная растительность – *Aquiphytosa*.

I. Класс формаций – настоящая водная (гидрофитная) растительность – *Aquiphytosa genuina*.

1. Группа формаций гидрофитов, свободно плавающих в толще воды – *Aquiphytosa genuina demersa natans*:

1) формация роголистника темно-зеленого – *Ceratophylleta demersi*:

– асс. роголистника темно-зеленого *Ceratophylletum demersi*.

2. Группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов – *Aquiherbosa genuina submersa radicans*:

1) формация рдеста блестящего – *Potameta lucentis*:

– асс. *Potametum lucentis*;

2) формация рдеста пронзеннолистного – *Potameta perfoliati* – асс. *Potametum perfoliate*;

3) формация рдеста гребенчатого – *Stuckenieta pectinata* – асс. *Stuckenieta pectinata*:

– асс. *Potameto perfoliati-Stuckenietum pectinata*;

4) формация урути колосистой – *Myriophylleta spicati*:

– асс. *Myriophylletum spicati*;

– асс. *Myriophylletum verticillato-spicati*.

3. Группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на поверхности воды листьями – *Aquiherbosa genuina radicans foliis natantibus*:

1) формация рдеста плавающего – *Potameta natantis*:

- асс. *Potametum natantis*;
- 2) формация горца земноводного – *Persicarieta amphibii*:
 - асс. *Persicarietum amphibii*;
- 3) формация кубышки желтой – *Nuphareta luteae*:
 - асс. *Nupharetum luteae*;
 - асс. *Lemna-Nupharetum luteae*;
 - асс. *Equiseteto-Nupharetum luteae*;
 - асс. *Potameteto perfoliati* – *Nupharetum luteae*;
- 4) формация кувшинки чисто-белой – *Nymphaeeta candidae*:
 - асс. *Nymphaeetum candidae*;
 - асс. *Nuphareto-Nymphaeetum candidae*;
- 5) формация телореа алоэвидного – *Stratioteta aloidis*:
 - асс. *Stratiotetum aloidis*;
 - асс. *Hydrocharieto-Stratiotetum aloidis*;
 - асс. *Lemneto minoris-Stratiotetum aloidis*.

II. Класс формаций – воздушно-водная (гелофитная) растительность – *Aquiherbosa helophyta*.

1. Группа формаций низкотравных гелофитов (разнотравье) – *Aquiherbosa helophyta humilis mixtum*:

- 1) группа простых ассоциаций, построенных одним видом:
 - асс. *Equisetetum fluviatilis*;
 - асс. *Menyanthetum trifoliatae*;
 - асс. *Butometum umbellate*;
 - асс. *Sagittarietum sagittifoliae*.

2. Группа формаций высокотравных гелофитов – *Aquiherbosa helophyta procera*:

- 1) формация тростника обыкновенного – *Phragmiteta australis*:
 - асс. *Phragmitetum australis*;
 - асс. *Typheto-Phragmitetum australis*;
- 2) формация рогоза узколистного – *Typheta angustifoliae*:
 - асс. *Typhetum angustifoliae*;
- 3) формация рогоза широколистного – *Typheta latifoliae*:
 - асс. *Typhetum latifoliae*;
 - асс. *Glycerieto-Typhetum latifoliae*;
 - асс. *Equiseteto-Typhetum latifoliae*;
 - асс. *Phragmiteto-Typhetum latifoliae*;
- 4) формация манника большого – *Glycerieta maximae*:

- асс. *Glycerietum maximae*;
- асс. *Phragmiteto-Glycerietum maximae*;
- асс. *Typheto latifolia-Glycerietum maximae*;
- асс. *Equiseteto-Glycerietum maximae*;
- 5) формация цицании широколистной – *Zizanieta latifoliae*:
 - асс. *Zizanietum latifoliae*;
- 6) формации камыша озерного – *Scirpeta lacustris*:
 - асс. *Scirpetum lacustris*.

Характер зарастания исследованных заливов
Иваньковского водохранилища

Зарастание указанных заливов происходит по типичной схеме. В устьевых участках, испытывающих воздействие ветровых волн, вдоль берегов полоса 5–10-метровой ширины представлена воздушно-водной растительностью (тростник обыкновенный, рогоз узколистный, цицания широколистная) и отдельными куртинами камыша озерного. В верховьях заливов – местах затишных, мало подверженных волно-прибойному воздействию, и при наличии органических грунтов – также мощное развитие имеют воздушно-водные виды (манник большой, хвощ приречный, вахта трехлистная) и на их основе – сплавины (рогозово-манниковые, хвощево-манниковые, вахтовые и др.), достигающие в ширину нескольких десятков метров. Огромные массивы телореа алоэвидного чередуются с группировками погруженной растительности и растений с плавающими листьями (рдесты блестящий и стеблеобъемлющий, уруть колосистая и мутовчатая, роголистник темно-зеленый, кувшинка чисто-белая, кубышка желтая) и занимают всю центральную часть, разрастаясь от края сплавин.

В соответствии с поставленными задачами был проведен анализ результатов собственных исследований состояния высшей водной растительности Иваньковского водохранилища в 1990 и 2005 гг., а также выполнено сравнение полученных результатов с данными других авторов за 1977 г. (табл. 1). В период с 1977 по 1990 г. произошло уплотнение растительных ассоциаций за счет еще большего доминирования ВВР из группы воздушно-водных растений, сопровождающееся увеличением их годо-

Таблица 1. Сравнительная характеристика годовой продукции экологических групп водной растительности Иваньковского водохранилища в 1977, 1990 и 2005 гг. (прочерк — нет данных)

Эколого-биологические группы растений	Годовая продукция, тыс. т в год					
	[5]		данные авторов настоящей статьи			
	1977 г.		1990 г.		2005 г.	
	сырой вес	возд.-сухой вес	сырой вес	возд.-сухой вес	сырой вес	возд.-сухой вес
<i>Aquiherbosa helophyta</i>	112.6	33.3	208.7	45.5	193.4	45.3
<i>Aquiphytosa genuina demersa natans</i> + <i>Aquiherbosa genuina radicans foliis natantibus</i>	52.0	4.05	64.0	6.3	63.8	7.5
<i>Aquiherbosa genuina submersa radicans</i>	19.4	2.35	4.97	0.5	3.85	0.5
<i>Splaviny complexus</i>	—	—	—	—	44.6	9.5
Всего	184.0	39.7	277.7	52.3	305.7	62.8

вой продукции, одновременно со снижением годовой продукции погруженных укореняющихся видов. Анализ данных многолетней динамики годовой продукции в период с 1977 по 1990 г. показал, что величина годовой продукции воздушно-водной растительности выросла с 33.3 до 45.5 тыс. т. в год на возд.-сух. массу (с 112.6 до 208.7 на сырую); продукция видов из группы укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями увеличилась с 4.05 до 6.3 тыс. т. в год (с 52 до 64 в сырой массе); в то время как годовая продукция погруженных укореняющихся гидрофитов снизилась с 2.35 до 0.5 тыс. т в год в возд.-сух. массе (с 19.4 до 4.97 на сырую массу). Совокупно по всем видам годовая продукция высшей водной растительности выросла на 32% — с 39.7 до 52.3 тыс. т в год на возд.-сух. массу (на 51% с 184 до 277.7 в сырой массе). Таким образом, результаты настоящих исследований показали, что в момент проведения исследования сохранялась тенденция, отмеченная ранее [15, 23, 29]. Изменения наблюдаются в распределении растительности в пределах зоны зарастания и в смене видов эдификаторов — ведущая роль в образовании зон зарастания перешла к воздушно-водным (гелофитным) видам.

В период с 1990 по 2005 г. продуктивность всех эколого-биологических групп растений осталась на прежнем уровне, т. е. в этот период произошла стабилизация процесса зарастания. Рост общей годовой продукции к 2005 г. на 10% в сыром весе произошел за счет образования сплавин (табл. 1), продукция которых в предыдущие годы не учитывалась. В 1977 и 1990 гг. не было

данных о величине годовой продукции сплавин. Таким образом, за период с 1977 по 2005 г. произошло увеличение совокупной годовой продукции макрофитов Иваньковского водохранилища на 41.8% в сырой (на 34% в возд.-сух.) массе за счет увеличения продукции двух экологических групп — водно-болотных (гелофитов) и гидрофитов свободно плавающих и укореняющихся. Это сопровождалось сменой видов-эдификаторов и сохранением ведущей роли высокотравных гелофитов в образовании зон зарастания. Для растений из группы погруженных укореняющихся гидрофитов совокупная годовая продукция, напротив, снизилась на 78% в возд.-сух. весе. Полученные результаты хорошо согласуются с данными В.Г. Папченкова [17]. Такая динамика и характер зарастания Иваньковского водохранилища, по-видимому, типичны для старого руслового водохранилища с озеровидными расширениями в средней полосе России в условиях стабильного гидрорежима.

Особо следует отметить такие образования, как сплавины, состоящие из переплетающихся стеблей болотных растений и поросшие видами *Carex*, *Menyanthes trifoliata*, *Eriophorum vaginatum*, *Comarum palustre*. Результаты настоящих натурных наблюдений свидетельствуют об активно идущем процессе заболачивания мелководий с переходом заросших участков в заболоченный берег. Ранее в работе В.Г. Папченкова [15] при сравнении картосхем 1957 и 1998 гг. было показано, что площадь акватории крупных заливов Нижневолжского плеса уменьшилась на 382.5 га за счет преобразования сплавинных комплексов в берег.

Таблица 2. Фитомасса и продукция ВВР Иваньковского водохранилища в 2005 г.

Основные формации	Фитомасса, кг/м ²		Продукция водной растительности, кг/м ² в год	
	сырой вес	возд.-сухой вес	сырой вес	возд.-сухой вес
Группа формаций высокотравных гелофитов				
<i>Phragmiteta australis</i>	1.333	0.384	1.600	0.461
<i>Typheta angustifoliae</i>	2.499	0.714	2.999	0.857
<i>Glycerieta maximae</i>	3.246	0.489	3.895	1.091
<i>Zizanieta latifoliae</i>	4.190	1.155	5.028	1.386
<i>Scirpeta lacustris</i>	1.610	0.425	1.932	0.510
Группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями				
<i>Nymphaeeta candidae</i>	1.960	0.585	2.352	0.702
<i>Stratioteta aloidis</i>	8.267	0.769	9.920	0.923
Группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов				
<i>Myriophylleta spicati</i> + <i>Myriophylleta verticillati</i>	3.000	0.270	3.600	0.324
<i>Potameta perfoliati</i>	0.559	0.106	0.671	0.127
<i>Potameta lucentis</i>	1.977	0.282	2.372	0.338
Группа формаций низкотравных гелофитов (разнотравье)*				
<i>Equiseteta fluviatilis</i> , <i>Menyantheta trifoliatae</i> , <i>Butometa umbellata</i> , <i>Sagittarieta sagittifoliae</i> et all.	2.787	0.544	3.344	0.653

* Для низкотравных гелофитов определяли общий вес растений с единицы площади, входящих в укос, так как указанное сообщество характеризуется разнообразным, но непостоянным видовым составом.

Наряду с оценкой годовой продукции ВВР изучался вопрос продуктивности основных растительных сообществ (табл. 2). В комплексах сильного зарастания отмечены высокие показатели продукции, достигающие для высокотравных гелофитов 1.60–5.03 кг/м² сырой (0.46–1.40 кг/м² воздушно-сухой) массы в год; для гидрофитов соответственно 0.67–9.92 кг/м² и 0.13–0.92 кг/м² в год. Максимальные показатели фитомассы, достигающие в сыром весе 9.92 кг/м² (0.92 кг/м² в воздушно-сухом), зафиксированы для формации *Stratioteta aloidis*. Средняя продуктивность, по полученным результатам (табл. 2), составляла для Иваньковского водохранилища 0.67 кг/м² в год, что ниже значений, приведенных в монографии К.К. Эдельштейна [27] для Иваньковского водохранилища (0.88 кг/м²); близко к его оценкам для Углического (0.65 кг/м²) и Волгоградского (0.71 г/м²) и выше значений для Горьковского водохранилища (0.54 кг/м²). Падение средней продуктивности в Иваньковском водохранилище в 2005 г. можно объяснить снижением вклада высокопродуктивных зарослей формаций высокотравных гелофитов (манника, рогоза, камыша, тростника) в общий баланс по сравнению с 1990 г. (табл. 1).

С учетом площадей, занимаемых основными формациями водных растений (табл. 3), были определены запасы растительной массы в исследуемых заливах (табл. 4). При этом продукция рассчитывалась из усредненных показателей фитомассы с 1 м² в сыром весе. На долю высокотравных гелофитов в общих запасах наземной фитомассы в Новосельском заливе приходится 54%, в Федоровском – 59.6, в Коровинском – 53.7. Группа погруженных в воду растений составляет 33, 31 и 34% соответственно. На рис. 2 показаны различия в структуре запасов наземной фитомассы трех заливов. Для Новосельского и Федоровского заливов воздушно-водные гелофиты и свободно плавающие и укореняющиеся с плавающими листьями виды вносят основной вклад в запасы наземной фитомассы при весьма скромном вкладе погруженных видов водной растительности. В Коровинском заливе существенно возрастает доля погруженных укореняющихся видов гидрофитов. Такие отличия в структуре наземной фитомассы Коровинского залива связаны с морфометрическими характеристиками залива, который наиболее глубоководный из трех исследованных, что создает благоприятные усло-

Таблица 3. Площади и степень зарастания заливов Иваньковского водохранилища в 2005 г. (прочерк — вид не обнаружен)

Основные формации	Новосельский залив		Федоровский залив		Коровинский залив	
	га	%	га	%	га	%
Группа формаций высокотравных гелофитов						
<i>Phragmiteta australis</i>	6.0	5.0	9.1	5.8	18.0	7.3
<i>Typheta angustifoliae</i>	23.0	19.2	21.3	13.5	39.0	15.9
<i>Glycerieta maximae</i>	28.0	23.3	49.7	31.6	15.0	6.1
<i>Zizanieta latifoliae</i>	7.0	5.9	10.0	6.3	26.0	10.6
<i>Scirpeta lacustris</i>	-	-	6.3	4.0	-	-
всего группа	64	53.4	96.4	61.2	98	39.9
Группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями						
<i>Nymphaeeta candidae</i>	1.8	1.5	8.2	5.2	21.0	8.5
<i>Stratieteta aloidis</i>	28.0	23.3	31.5	20.0	25.0	10.2
всего группа	29.8	24.8	39.7	25.2	46.0	18.7
Группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов						
<i>Myriophylleta spicati</i> + <i>Myriophylleta verticillati</i>	6.0	5.0	3.2	2.0	4.0	1.6
<i>Potameta perfoliati</i>	0.4	0.3	2.2	1.4	34.0	13.8
<i>Potameta lucentis</i>	1.8	1.5	-	-	33.0	13.4
всего группа	8.2	6.8	5.4	3.4	71	28.8
Группа формаций низкотравных гелофитов (разнотравье*)						
<i>Equiseteta fluviatilis</i> , <i>Menyantheta trifoliatae</i> , <i>Butometa umbellate</i> , <i>Sagittarieta sagittifoliae</i> et all.	18.0	15.0	16.0	10.2	30.7	12.6
общая площадь зарослей	120.0		157.5		245.7	100
степень зарастания акватории залива		60		45		32

* Для низкотравных гелофитов определяли общую площадь зарастания, так как указанное сообщество характеризуется разнообразным, но непостоянным видовым составом.

вия для зарастания погруженными укореняющимися гидрофитами.

По полученным данным, в 2005 г. площади зарастания Новосельского, Федоровского и Коровинского заливов составляли 60, 45 и 32% соответственно (табл. 3). Этот показатель существенно выше оптимального уровня зарастания Иваньковского водохранилища, необходимого для сохранения его гидробиологического и гидрохимического режима.

Таким образом, сообщества ВВР трех исследованных заливов имеют высокую продуктивность, следовательно — играют определяющую роль в биогеохимических циклах химических элементов в экосистеме Иваньковского водохранилища. По результатам настоящих исследований (табл. 4), самые высокие величины запасов надземной фитомассы макрофитов получены для Коровинского и Федоровского заливов — 8.5 и 7.33 тыс. т в сыром весе. В Новосельском за-

ливе запасы надземной фитомассы ВВР существенно ниже и составляют 5.91 тыс. т.

Объемы биоаккумуляции микроэлементов высшей водной растительностью

Средние концентрации химических элементов в ВВР Иваньковского водохранилища приведены в табл. 5. Сопоставление полученных содержаний ТМ в водной растительности Иваньковского водохранилища с литературными данными показывает, что концентрации большинства элементов в биомассе ВВР Иваньковского водохранилища заметно выше концентраций в таких же видах Волгоградского водохранилища и Астраханского заповедника и соответствуют уровню содержаний, полученных для растительности Рыбинского и Озернинского водохранилищ (табл. 6), что говорит о невысоком уровне антропогенной нагрузки. Сравнение данных о содержании РЗЭ в рдесте пронзеннолистном из Иваньковского водохранилища с данными

Таблица 4. Запасы надземной фитомассы высшей водной растительности в некоторых заливах Иваньковского водохранилища в 2005 г. (прочерк — вид не обнаружен)

Основные формации	Запасы надземной фитомассы на площади зарастания заливов					
	Новосельский залив		Федоровский залив		Коровинский залив	
	сырой вес, т	возд.-сух. вес, т (% общей биомассы)	сырой вес, т	возд.-сух. вес, т (% общей биомассы)	сырой вес, т	возд.-сух. вес, т (% общей биомассы)
Группа формаций высокотравных гелофитов						
<i>Phragmiteta australis</i>	96.0	27.66 (3.07%)	145.6	41.95 (3.64%)	287.9	82.98 (5.1%)
<i>Typheta angustifoliae</i>	689.8	197.1 (21.88%)	638.8	182.5 (15.8%)	1169.5	334.2 (20.7%)
<i>Glycerieta maximae</i>	1090.7	164.4 (18.25%)	1936.0	291.7 (25.3%)	584.3	88.05 (5.5%)
<i>Zizanieta latifoliae</i>	352.0	97.02 (10.77%)	502.8	138.6 (12.02%)	1307.3	360.4 (22.4%)
<i>Scirpeta lacustris</i>	-	-	121.7	32.13 (2.79%)	-	-
всего группа	2228.5	486.18 (53.98%)	3344.9	686.88 (59.58%)	3349	865.63 (53.7%)
Группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями						
<i>Nymphaeeta candidae</i>	42.4	12.64 (1.4%)	192.8	57.56 (4.99%)	493.9	147.4 (9.1%)
<i>Stratioteta aloidis</i>	2777.8	258.4 (28.69%)	3124.9	290.7 (25.22%)	2480.0	230.7 (14.3%)
всего группа	2849.0	271.04 (30.09%)	3317.7	348.26 (30.21%)	2973.9	378.1 (23.5%)
Группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов						
<i>Myriophylleta spicati</i> + <i>Myriophylleta verticillati</i>	216.0	19.44 (2.16%)	115.2	10.37 (0.9%)	144.0	12.96 (0.8%)
<i>Potameta perfoliati</i>	2.69	0.508 (0.06%)	14.8	2.794 (0.24%)	228.1	43.18 (2.7%)
<i>Potameta lucentis</i>	42.7	6.084 (0.68%)	-	-	782.9	111.5 (6.9%)
всего группа	261.39	26.032 (2.89%)	130.0	13.164 (1.14%)	1155.0	167.64 (10.4%)
Группа формаций низкотравных гелофитов (разнотравье*)						
	602.0	117.5 (13.04%)	535.1	104.5 (9.06%)	1026.7	200.5 (12.4%)
Все группы	5912.1	900.75 (100%)	7327.7	1152.8 (100%)	8504.6	1611.87 (100%)

* Для низкотравных гелофитов определяли общий запас растительной массы на площади зарастания, так как указанное сообщество характеризуется разнообразным, но непостоянным видовым составом.

для водного объекта, испытывающего высокую антропогенную нагрузку [4], позволяет сделать вывод о том, что данные, полученные для Иваньковского водохранилища, соответствуют фоновым содержаниям (табл. 7).

Рассчитанные объемы микроэлементов в биомассе ВВР, накопленные в период максимального развития растительности, приведены в табл. 8, 9. Самая большая совокупная масса ТМ накоплена растительностью Коровинского залива (рис. 3) — 2043 кг: из них 1.06 кг V, 0.93 Pb, 4.28 Cr, 0.37 Co, 0.29 Mo, 6.4 Cu, 14.9 Zn, 2.4 Ni, 1011.8 Fe, 81.1 Sr, 919.7 кг Mn. Почти в 1.5 раза меньшее количество ТМ аккумулировано в растительности Федоровского залива — 1449.9 кг. В Новосельском заливе — самые низкие значения биоаккумуляции ТМ ВВР (суммарно 1162.6 кг). Самое высокое значение совокупного объема биоаккумуляции РЗЭ двумя исследуемыми видами (манником большим

и рдестом пронзеннолистным) также получено для Коровинского залива.

По полученным результатам, в Новосельском и Федоровском заливах растения из группы высокотравных гелофитов и гидрофитов с плавающими листьями вносят основной вклад в биоаккумуляцию микроэлементов, поскольку именно они характеризуются более высокими суммарными содержаниями по сравнению с группой погруженных укореняющихся растений (рис. 3). В этих заливах структура растительных сообществ такова, что основной вклад в формирование запасов надземной фитомассы приходится на растения из этих экологических групп, в отличие от Коровинского залива, где значительно возрастает доля погруженных укореняющихся гидрофитов в совокупной фитомассе (рис. 2); т. е. процесс зарастания водохранилища, сопровождающийся сменой растительных сообществ и все большим площадным доминированием

Таблица 5. Средние концентрации микроэлементов в ВВР Иваньковского водохранилища в 2005 г. (прочерк — нет данных; SE_{хср} — стандартная ошибка среднего)

Вид (n = 7)	Концентрация в воздушно-сухой массе, мг/кг										
	V	Pb	Cr	Co	Mo	Cu	Zn	Ni	Fe	Sr	Mn
Виды высокотравных гелофитов											
<i>Phragmites australis</i>	0.84	0.65	4.73	0.19	1.54	10.5	55	4.3	424	19.4	283
SE _{хср}	0.61	0.12	1.72	0.12	0.45	2.5	14.8	0.9	242	3.6	30
<i>Glyceria maxima</i>	2.6	0.32	8.2	0.37	0.67	13	41	5.6	1419	15.4	333
SE _{хср}	0.7	0.11	3.23	0.12	0.04	2.5	8.4	1.8	433	1.4	53
<i>Typha angustifolia</i>	0.25	0.20	0.3	0.04	0.01	1.9	4	0.07	41	50	504
SE _{хср}	0.11	0.06	0.15	0.02	0.01	0.4	1.2	0.05	19	5.6	46
<i>Scirpus lacustris</i>	0.62	0.6	1.8	0.17	0.5	9	7	1.6	459	12	395
SE _{хср}	0.26	0.1	0.7	0.04	0.1	2.7	2	0.4	67	1.5	54
Виды укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями											
<i>Stratiotes aloides</i>	0.2	0.8	1.8	0.3	0.08	3.8	8.7	1.1	345	103	1878
SE _{хср}	0.1	0.2	0.8	0.13	0.06	1.7	4.4	0.6	60.6	10.5	230
Виды погруженных укореняющихся гидрофитов											
<i>Potamogeton lucens</i>	4.6	4.2	21.5	1.4	0.45	20.8	24.3	8.6	4420	252	1561
SE _{хср}	2.5	2.4	12	0.6	0.1	12.5	20.4	6.2	3050	27	225
<i>Potamogeton perfol.</i>	2.6	1.36	5	1.7	0.35	8.8	7.9	7.1	6000	188	1240
SE _{хср}	1.1	0.6	2.3	0.4	0.1	2.9	5.8	1.8	3059	64	358
<i>Myriophyllum spict.</i>	0.45	1	3	0.95	1.6	14.5	28	1.8	730	111.8	2898
SE _{хср}	0.20	0.5	1.6	0.3	0.5	3.6	12	0.9	302	37	483

Таблица 6. Содержание ТМ в водной растительности Волгоградского, Озернинского, Рыбинского водохранилищ и в дельте р. Волги (в Астраханском заповеднике)

Вид	Концентрация в возд.-сухой массе, мг/кг				
	Pb	Co	Cu	Zn	Ni
<i>Phragmites australis</i>					
Астраханский заповедник [10]	0.2	0.3	1.72	13.27	0.91
<i>Typha angustifolia</i>					
Астраханский заповедник [10]	0.21	0.04	3.85	14.79	0.04
Волгоградское вдхр [26]	-	0.06	0.71	0.52	-
<i>Scirpus lacustris</i>					
Озернинское вдхр [6]	2.5–27.1	-	1.5-7	0.3-51.7	2.4-2.9
Рыбинское вдхр [12]	3.7	2.2	7	78.3	3
<i>Stratiotes aloides</i>					
Озернинское вдхр [6]	2.5–27.1	-	1.5-7	0.3-51.7	2.4-2.9
Рыбинское вдхр [12]	2.9	3.8	2	38.9	2.1
<i>Potamogeton lucens</i>					
Астраханский заповедник [10]	2.29	2.65	7.99	30.67	11.15
Волгоградское вдхр [26]	-	0.07	0.76	0.58	-
<i>Potamogeton perfoliatus</i>					
Озернинское вдхр [6]	0.06–6.4	-	2.4-10.6	0.5-10.4	1.5-2.8
Волгоградское вдхр [26]	-	0.05	0.75	0.58	-
Рыбинское вдхр [12]	2.3–9.6	1.8-4.9	2.3-5.7	13.3-57.4	2-6.8
<i>Myriophyllum spicatum</i>					
Волгоградское вдхр [26]	-	0.06	0.72	0.57	-
Рыбинское вдхр [12]	2.6	2.5	1.2	12.8	1.6

Таблица 7. Средние концентрации РЗЭ в *Glyceria maxima* и *Potamogeton perfoliatus* в Ивановском водохранилище в 2005 г. (1 – *Glyceria maxima*, 2 – *Potamogeton perfoliatus*, SE_{хср} – стандартная ошибка среднего)

Вид (n = 7)	Концентрация в возд.-сухой массе, мкг/кг													
	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
1	41.7	98	7	37.3	4	5.4	4.7	7	4.3	6	2	2	2	2.4
SE _{хср}	9.5	20.4	2.0	9.3	1.8	1.3	1.8	0	1	0	0	0	0	0.4
1 [4]	5000	7000	1150	1150	814	200	872	122	642	144	340	56.8	304	54.7
2	866	1953	202	825	150	49	164	15	128	15	63	3	56	3
SE _{хср}	127	289	29.3	115.4	21.4	4.8	21.8	1.5	17.9	2.8	9.3	0.6	8.8	0.6

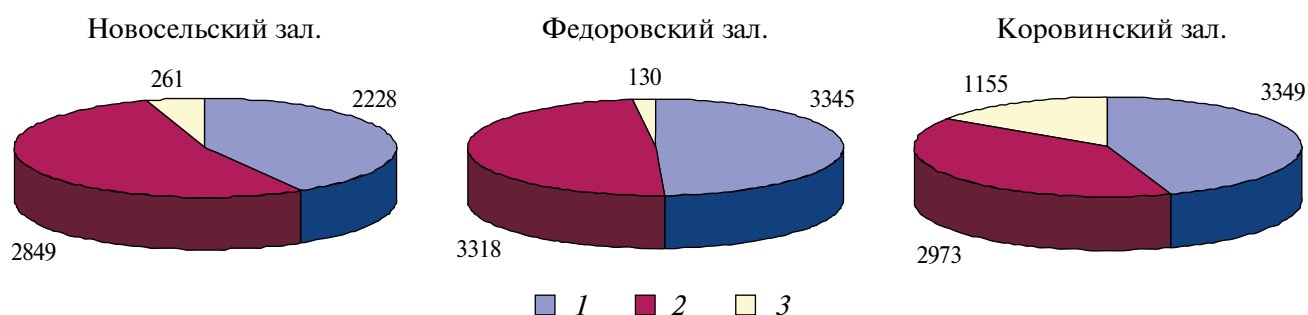


Рис. 2. Вклад отдельных групп водной растительности в запасы сырой фитомассы Новосельского, Федоровского и Коровинского заливов в 2005 г. (т). 1 – группа формаций высокотравных гелофитов, 2 – группа формаций укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями, 3 – группа формаций погруженных укореняющихся гидрофитов.

и увеличением годовой продукции воздушно-водных видов, способствует росту биологической аккумуляции ТМ. В Коровинском заливе ТМ и РЗЭ преимущественно накапливаются погруженными укореняющимися видами. Это объ-

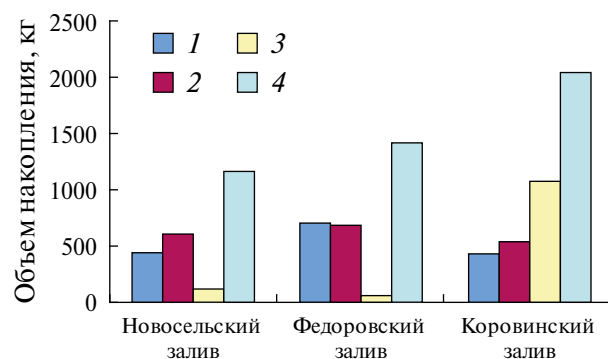


Рис. 3. Объем накопленных ТМ в доминирующих видах ВВР разных экологических групп в заливах Ивановского водохранилища в 2005 г. 1 – высокотравные гелофиты, 2 – укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями, 3 – погруженные укореняющиеся гидрофиты, 4 – сумма.

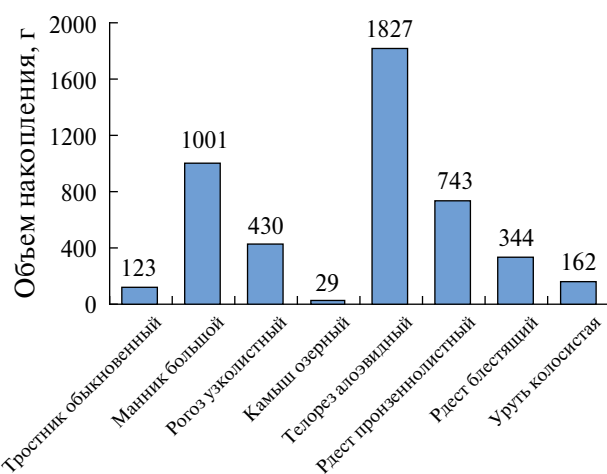


Рис. 4. Сравнительный анализ суммарных объемов биологического накопления ТМ (V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn) различными видами ВВР в трех заливах Ивановского водохранилища в 2005 г.

ясняется тем, что в Коровинском заливе, в отличие от других заливов, большое распространение имеют формации рдеста пронзеннолистного и рдеста блестящего. В том случае, когда залив за-

Таблица 8. Содержание микроэлементов в суммарной сухой биомассе ВВР заливов Иваньковского водохранилища в 2005 г. (прочерк – вид не обнаружен)

Вид	V	Pb	Cr	Co	Mo	Cu	Zn	Ni	Fe	Sr	Mn
	масса, г								масса, кг		
Новосельский залив											
Виды высокотравных гелофитов											
<i>Phragmites australis</i>	23	18	131	5	43	290	1521	119	11.7	0.5	7.8
<i>Glyceria maxima</i>	427	151	1348	61	110	2137	6740	920	233.3	2.5	54.7
<i>Typha angustifolia</i>	49	39	59	8	2	374	788	14	8.1	9.8	99.3
<i>Scirpus lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Всего группа	499	208	1538	74	155	2801	9049	1053	253.1	12.9	161.9
Виды укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями											
<i>Stratiotes aloides</i>	52	207	465	78	21	982	2248	284	89.1	26.6	485.3
Виды погруженных укореняющихся гидрофитов											
<i>Potamogeton lucens</i>	28	26	131	9	3	126	148	52	26.9	1.5	9.5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1	1	3	1	0,2	5	4	4	3.0	0.09	0.63
<i>Myriophyllum spicatum</i>	9	19	58	19	31	282	544	35	14.2	2.2	56.3
Всего группа	38	46	192	29	34,2	413	696	91	44.1	3.8	66.5
Все виды залива	589	461	2195	181	210,2	4196	11993	1428	386.4	43.3	713.6
Федоровский залив											
Виды высокотравных гелофитов											
<i>Phragmites australis</i>	35	27	198	8	65	440	2307	180	17.8	0.8	11.9
<i>Glyceria maxima</i>	758	268	2392	108	195	3792	11960	1633	413.9	4.5	97.1
<i>Typha angustifolia</i>	46	37	55	7	2	347	730	13	7.5	9.1	92
<i>Scirpus lacustris</i>	20	19	58	6	16	289	225	51	14.7	0.38	12.7
Всего группа	859	351	2703	129	278	4868	15222	1877	453.9	14.8	213.7
Виды укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями											
<i>Stratiotes aloides</i>	58	232	523	87.2	23.2	1105	2529	320	100.3	29.9	545.9
Виды погруженных укореняющихся гидрофитов											
<i>Potamogeton lucens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	7	4	14	5	1	25	22	20	16.8	0.5	3.5
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	10	31	10	17	150	290	19	7.6	1.2	30.0
Всего группа	12	14	45	15	18	175	312	39	24.3	1.7	33.5
Все виды залива	929	597	3271	231.2	319.2	6148	18063	2236	578.6	46.4	793.1
Коровинский залив											
Виды высокотравных гелофитов											
<i>Phragmites australis</i>	70	54	392	16	128	871	4564	356	35.2	1.6	23.5
<i>Glyceria maxima</i>	229	81	722	33	59	1144	3610	493	124.9	1.3	29.3
<i>Typha angustifolia</i>	84	67	100	13	3	635	1337	23	13.7	16.7	168.4
<i>Scirpus lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Всего группа	383	202	1214	62	190	2650	9511	872	173.8	19.7	221.2
Виды укореняющихся гидрофитов с плавающими на воде листьями											
<i>Stratiotes aloides</i>	46	184	415	69	19	877	2007	279	79.6	23.8	433.2
Виды погруженных укореняющихся гидрофитов											
<i>Potamogeton lucens</i>	513	468	2397	156	50	2319	2709	959	492.8	28.1	174.0
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	112	59	216	73	15	380	341	306	256.1	8.2	53.5
<i>Myriophyllum spicatum</i>	6	13	39	12	21	188	363	23	9.5	1.4	37.6
Всего группа	631	540	2652	241	86	2887	3413	1288	758.4	37.7	265.1
Все виды залива	1060	926	4281	372	295	6414	14931	2439	1011.8	81.1	919.6

Таблица 9. Содержание РЗЭ в сухой биомассе *Glyceria maxima* и *Potamogeton perfoliatus* в заливах Иваньковского водохранилища в 2005 г.

Элемент	Масса, г								
	Новосельский залив			Федоровский залив			Коровинский залив		
	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Potamog. perfoliatus</i>	сумма	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Potamog. perfoliatus</i>	сумма	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Potamog. perfoliatus</i>	сумма
La	6.86	0.44	7.30	12.17	2.42	14.59	3.67	37.41	41.08
Ce	16.11	0.99	17.10	28.59	5.46	34.05	8.63	84.33	92.96
Pr	1.15	0.10	1.25	2.04	0.56	2.60	0.62	8.74	9.36
Nd	6.13	0.42	6.55	10.88	2.3	13.18	3.28	35.62	38.9
Sm	0.66	0.08	0.74	1.17	0.42	1.59	0.35	6.48	6.83
Eu	0.89	0.03	0.92	1.58	0.14	1.72	0.48	2.11	2.59
Gd	0.78	0.08	0.86	1.38	0.46	1.84	0.42	7.10	7.52
Tb	1.15	0.01	1.16	2.04	0.04	2.08	0.62	0.63	1.25
Dy	0.70	0.07	0.77	1.25	0.36	1.61	0.38	5.54	5.92
Ho	0.99	0.01	1.00	1.75	0.04	1.79	0.53	0.65	1.18
Er	0.33	0.03	0.36	0.58	0.18	0.76	0.18	2.74	2.92
Tm	0.33	0.001	0.33	0.58	0.007	0.59	0.18	0.11	0.29
Yb	0.33	0.03	0.36	0.58	0.155	0.74	0.18	2.40	2.58
Lu	0.40	0.001	0.40	0.71	0.008	0.72	0.21	0.12	0.33
Всего	36.81	2.29	39.1	65.3	12.55	77.9	19.73	194.0	213.7

селяется формациями рдестов, главенствующая роль в биоаккумуляции исследуемых элементов переходит к погруженным укореняющимся гидрофитам, которые механически задерживают взвесь, с которой сорбционно связаны химические элементы. Отличия аккумулирующей способности различных групп макрофитов обусловлены различными механизмами детоксикации ТМ в организмах растений, которые определяются либо преимущественным связыванием металлов клеточными стенками корней (воздушно-водные растения), либо комплексованием ионов металлов при участии различных соединений, синтезируемых в клетках листа (погруженные укореняющиеся растения) [18, 25, 31, 34]. Большую роль в извлечении химических элементов из взвешенного вещества, изменении их форм нахождения и повышении биодоступности металлов играют водорослевые и бактериальные эпифитные сообщества на поверхностях стеблей и листьев макрофитов. В литературе приводятся различные механизмы поступления химических элементов из осажденной на поверхности водных растений взвеси в клетки. Например, известно, что металлы способны проникать через устьица, а коллоидные мицеллы гидроксида трехвалентного железа и адсорбционно связанные с ними металлы способны эффективно по-

глощаться клетками водных растений. Процессы образования слизистой пленки, выделения клеточной органики, гуттации других экзаметаболитов также приводят к переходу соединений химических элементов из взвеси в биодоступные для растений формы [30].

Ниже приведены ряды убывания накопления химических элементов в биомассе макрофитов, которые позволяют выявить особенности накопления различными экологическими группами. В общем виде ряд аккумуляции микроэлементов в группе воздушно-водных растений выглядит следующим образом: Fe > Mn > Sr(Zn) > > Cu > Cr > Ni > V > Pb > Mo > Co. Для группы погруженных укореняющихся растений Новосельского и Федоровского заливов ряд аккумуляции имеет вид: Mn > Fe > Sr > Cu(Zn) > Cr > Ni > > Pb > Co > V > Mo; для Коровинского залива: Fe > > Mn > Sr > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > V > Co > Mo.

Таким образом, установлено, что значительные объемы ТМ связываются ВВР исследованных заливов Иваньковского водохранилища. Приведенные данные могут использоваться при планировании рекультивационных и фиторемедиационных мероприятий для оценки объемов загрязняющих веществ, которые будут выведены из биологиче-

ского круговорота и миграционных процессов в экосистеме водохранилища при удалении ВВР.

Главные виды-аккумуляторы в Ивановском водохранилище — телорез алоэвидный, манник большой, рдест блестящий. Эти виды внутри своих экологических групп являются лидерами по объемам накопления химических элементов в растительной биомассе (табл. 8, 9; рис. 4).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследованные заливы приплотинной части Ивановского водохранилища (Новосельский, Федоровский, Коровинский) характеризуются высокой степенью зарастания. Площади, покрытые водной растительностью, составляют 60 (120 га), 45 (157.5 га) и 32% (245.7 га) соответственно.

Установлено, что в исследуемый период (с 1977 по 2005 г.) произошло значительное увеличение совокупной продуктивности трех экологических групп макрофитов Ивановского водохранилища — воздушно-водной гелофитной растительности; гидрофитов, свободно плавающих в толще воды и укореняющихся гидрофитов с плавающими на поверхности воды листьями. При этом произошли смена видов-эдификаторов и возрастание ведущей роли воздушно-водных видов в образовании зон зарастания. Исключение составляют растения из группы укореняющихся гидрофитов с плавающими на поверхности воды листьями, для которых, напротив, произошло значительное снижение совокупной годовой продукции на 79%. В период с 1990 по 2005 г. продуктивность всех эколого-биологических групп растительности сохранялась на одном уровне, что говорит о стабилизации процесса зарастания в этот период.

Наблюдается большое сходство в структуре растительных сообществ Федоровского и Новосельского заливов. В этих заливах основной вклад в формирование запасов надземной фитомассы вносят высокотравные гелофиты и укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями при незначительном вкладе погруженных, укореняющихся гидрофитов. Иная структура растительных сообществ в Коровинском зали-

ве, где благодаря его глубоководности создаются благоприятные условия для зарастания погруженными укореняющимися гидрофитами. В этом заливе запасы фитомассы погруженных укореняющихся видов существенно выше и самая большая площадь зарастания видами этих экологических групп — 117 га, в то время как в Новосельском и Федоровском заливах площади составляют 38 га и 45.1 га соответственно.

Дана количественная оценка процессов биологического связывания химических элементов и определены объемы ТМ (V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn, Fe, Mn, Sr) и РЗЭ (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu), ежегодно вовлекаемые в биологический круговорот в заливах. Суммарно в Новосельском, Федоровском и Коровинском заливах водной растительностью в период максимального развития растительности (июль—август) накапливается 4657.8 кг ТМ: из них 2.58 V, 1.98 Pb, 9.7 Cr, 0.78 Co, 0.82 Mo, 16.8 Cu, 45 Zn, 6.1 Ni, 1977 Fe, 171 Sr, 2426 кг Mn. Формации манника большого и рдеста пронзеннолистного накапливают совокупно в трех заливах 0.33 кг РЗЭ. Самая большая совокупная масса ТМ и РЗЭ накоплена растительностью Коровинского и Федоровского заливов. В трех исследованных заливах главными видами-аккумуляторами являются манник большой, телорез алоэвидный и рдест блестящий. Они характеризуются высокими значениями годовой продукции, все больше доминируют в сообществах водной растительности заливов и играют положительную роль в связывании ТМ и РЗЭ из поверхностных вод и донных осадков. В том случае, когда заливы зарастают формацией рдестов, как Коровинский залив, ведущая роль в биоаккумуляции ТМ и РЗЭ переходит к этой группе растений.

Приведенные данные дают количественную оценку объема загрязняющих веществ, которые могут быть выведены из миграционных процессов в Ивановском водохранилище при проведении рекультивационных и фиторемедиационных мероприятий. Удаление макрофитов в конце вегетационного периода позволит извлечь значительные количества ТМ и РЗЭ, накопленные растительностью, а также предотвратить вторичное загрязнение придонных вод и донных осадков при их отмирании и разложении. Однако дальнейшее

восстановление водных растительных сообществ и достижение ими высокой продуктивности займет много лет, в течение которых экосистема водохранилища останется без естественных природных фильтров, какими являются заросли водных и прибрежно-водных растений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баренбойм Г.М., Авандеева О.П. Редкоземельные элементы в водных объектах (экологические аспекты) // Вода: химия и экология. 2014. № 5 (71). С. 42–55.
2. Гришанцева Е.С., Бычков А.Ю., Шурупов С.А., Федорова Л.П. Биогеохимические особенности накопления редкоземельных элементов макрофитами Иваньковского водохранилища // Тр. КарНЦ РАН. Сер. Лимнология. 2017. № 3. С. 55–64. DOI: 10.17076/lim539
3. Гришанцева Е.С., Сафронова Н.С., Кирпичникова Н.В., Федорова Л.П. Распределение микроэлементов в высшей водной растительности Иваньковского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2010. № 3. С. 223–231.
4. Елизарова И.Р., Бернадская Д.С., Денисов Д.Б., Разумовская А.В. Биогеохимическая миграция и аккумуляция химических элементов растениями в аквасистеме сбросного канала Кольской АЭС // Геохимия. 2022. Т. 67. № 2. С. 191–202.
5. Ефимова Т.А., Никаноров Ю.И. Перспективы вселения растительноядных рыб в Иваньковское водохранилище // Вопр. ихтиол. 1977. Т. 17. Вып. 4 (195). С. 715–725.
6. Жидков М.В. Накопление тяжелых металлов в высшей водной растительности Озернинского водохранилища // Изв. Самарского НЦ РАН. 2009. Т. 11. № 1 (3). С. 292–294.
7. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н., Бреховских В.Ф. Зарастающие водотоки и водоемы: Динамические процессы формирования донных отложений. М.: Наука, 2004. 310 с.
8. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л., 1981. 176 с.
9. Кутова Т.Н., Пидгайко М.Л., Саватеева Е.Б. Некоторые закономерности гидробиологического режима малых озер в связи с зарастанием // Изв. ГосНИОРХ. 1973. Т. 84. С. 119–127.
10. Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю. Биогеохимия макрофитов дельты Волги // Геоэкология Прикаспия. М.: Геогр.ф-т МГУ, 1998. Вып 4. 83 с.
11. Минеева Н.М. Содержание фотосинтетических пигментов в водохранилищах Верхней Волги (2005–2016 гг.) // Биология внутренних вод. 2019. № 2. С. 33–41.
12. Микрякова Т.Ф. Накопление тяжелых металлов макрофитами в условиях различного уровня загрязнения водной среды // Вод. ресурсы. 2002. Т. 29. № 2. С. 253–255.
13. Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. М.: Наука, 2006. 261 с.
14. Никаноров А.М., Жулидов А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
15. Папченков В.Г. Картирование растительного покрова водоемов и водотоков // Мат-лы VI Всерос. shk.-конф. по водным макрофитам “Гидроботаника 2005”. 2005. С. 135–142.
16. Папченков В.Г. Растительный покров Иваньковского и Горьковского водохранилищ // Экологические проблемы Верхней Волги. Коллективная монография. Ярославль: Изд. ЯГТУ, 2001. С. 151–155.
17. Папченков В.Г., Папченкова Г.А. Динамика и заращение водохранилищ Волги // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 4. С. 402–410.
18. Пасичная Е.А., Арсан О.М., Годлевская О.А. Газообмен макрофитов при воздействии ионов марганца (II) водной среды // Гидробиол. журн. 2009. Т. 45. № 4. С. 101–115.
19. Петракова Е.А. Макрофиты в фиторемедиации и биоиндикации вод. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Брянск: Брянский гос. ун-т, 2017 г. 23 с.
20. Распопов И.М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера // Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука, 1973. С. 123–142.
21. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). М.: НИИ-Природа, РЭФИА, 2004. 220 с.
22. Титаева Н.А., Сафронова Н.С., Шепелева Е.С., Кирпичникова Н.В., Федорова Л.П. Эколого-геохимические исследования водных и наземных экосистем района Иваньковского водохранилища р. Волги // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4, Геология. 2004. № 1. С. 42–53.
23. Тихомиров О.А., Тихомирова Л.К., Кирпичникова Н.В., Федорова Л.П., Сидорова Н.К. Современное состояние аквальных комплексов заливов Иваньковского водохранилища // Экологические аспекты изучения природной среды Тверской об-

- ласти. Тверь: Тверской гос. ун-т, 1997. С. 16–32.
24. Федорова Л.П. Характеристика высшей водной растительности водохранилища // Ивановское водохранилище: Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. С. 210–223.
 25. Феник С.И., Трофняк Т.Б., Блюм Я.Б. Механизм формирования устойчивости растений к тяжелым металлам // Успехи современ. биол. 1995. Т. 115. Вып. 3. С. 261–275.
 26. Фомина А.А., Тихомирова Е.И., Кораблева А.И. Анализ содержания тяжелых металлов в высших водных растениях Волгоградского водохранилища в районе агломерации Саратов-Энгельс // Изв. Самарского НЦ РАН. 2016. Т. 18. №2 (3). С. 822–826.
 27. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
 28. Экзерцев В.А. Флора Ивановского водохранилища // Растительность волжских водохранилищ. М.; Л.: Наука, 1966. С. 104–142.
 29. Экзерцев В.А., Лисицина Л.И., Довбня И.В. Сукцессии гидрофильной растительности в литорали Ивановского водохранилища // Тр. ИБВВ РАН. 1990. Вып. 59 (62). С. 120–132.
 30. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – новый индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами. М.: ИМГРЭ, 2002. 51 с.
 31. Clemans S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // Planta. 2001. V. 212. № 4. P. 475–486.
 32. Lachaux N., Cossu-Leguille C., Poirier L., Gross E.M., Giamberini L. Integrated environmental risk assessment of rare earth elements mixture on aquatic ecosystems // Front. Environ. Sci. 10:974191. doi:10.3389/fenvs.2022.974191
 33. McCutcheon S., Schnoor J. Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants. Environmental Science and Technology: A Wiley-Interscience Series of Texts and Monographs. Hoboken, 2003. 987 p.
 34. Mishra V.K., Tripathi B.D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the tree aquatic macrophytes // Bioresour. Technol. 2008. V 99 (15). P. 7091–7097.

Bioaccumulation of trace elements by higher aquatic vegetation of some bays in the Ivan'kovo Reservoir

E. S. Grishantseva^{a,*}, L. P. Fedorova^b

^aLomonosov Moscow State University, Faculty of Geology, Department of Geochemistry, Moscow, 119234 Russia

^bInstitute of Water Problems of the Russian Academy of Sciences, Ivan'kovo Scientific Research Station, Konakovo, Tver Region, 171251 Russia

*e-mail: shes99@mail.ru

The article presents the results of determining the volumes of biological accumulation of microelements (V, Pb, Cr, Co, Mo, Cu, Zn, Ni, Fe, Sr, Mn) in eight species and rare earth elements (REE) (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu) in two species of higher aquatic and coastal-aquatic plants of three overgrown bays of the dam part of the Ivan'kovo Reservoir – Novoselsky, Fedorovsky and Korovinsky. The floral composition of the plant communities of the bays has been studied, the phytomasses of the dominant associations of overgrown areas, products and areas occupied by higher aquatic vegetation have been determined. A comparison of the data for 1977 with the data for 2005 showed that there was a significant increase in the total annual production due to the increase in the production of two ecological groups of macrophytes of the Ivan'kovo reservoir – air-water (gelophytes) and hydrophytes of free-floating and rooting with the change of species-edifiers and the increasing leading role of air-water (gelophyte) vegetation species in the formation of overgrowth zones. In the period from 1990 to 2005, the overgrowing process stabilized and the productivity of all ecological and biological vegetation groups remained at the same level. In total, 4657.8 kg of heavy metals accumulate in the dry biomass of macrophytes in Novoselsky, Fedorovsky and Korovinsky bays during the period of maximum development (July–August): 2.58 V, 1.98 Pb, 9.75 Cr, 0.78 Co, 0.82 Mo, 16.76 Cu, 45 Zn, 6.1 Ni, 1977 Fe, 171 Sr, 2426 kg Mn. The dry biomass of *Glyceria maxima* Holmb. and *Potamogeton perfoliatus* L. from three bays contains 0.33 kg of rare earth elements. The largest mass of heavy metals accumulates in the vegetation of the Korovinsky and Fedorovsky bays. In the Korovinsky Bay, where the proportion of submerged rooting species in the total phytomass is significantly increasing, the highest bioaccumulation values of heavy metals and rare earth elements have been obtained. The main accumulator species are the *Stratiotes aloides* L., *Glyceria maxima* Holmb., *Potamogeton lucens* L. It is shown that the process of overgrowing of bays, accompanied by a change in plant communities, an increasing area dominance and an increase in the annual production of airborne and aquatic species, contributes to the growth of biological accumulation of heavy metals.

Keywords: overgrowth, productivity, aquatic vegetation, Ivan'kovo Reservoir, heavy metals, rare earth elements.

УДК 574.587

ОЦЕНКА МЕТОДАМИ ГИС БИОТОПОВ РЕЧНОЙ ЧАСТИ ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗООБЕНТОСОМ

© 2025 г. К. Н. Ивичева^{а, *}, И. В. Филоненко^б, А. С. Комарова^с

^аСанкт-Петербургский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии,
Санкт-Петербург, 199053 Россия

^бВологодский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Вологда,
160014 Россия

^сИнститут биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, пос. Борок Некоузского р-на Ярославской обл., 152742 Россия
*e-mail: ksenya.ivicheva@gmail.com

Поступила в редакцию 26.02.2024 г.

После доработки 18.04.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

С помощью ГИС-технологий в речной части Шекснинского водохранилища установлены границы и площади глубоководной зоны, зарослей высшей водной растительности, зоны открытой воды с разными типами грунтов. Приведены количественные показатели и состав доминирующих видов зообентоса в каждом типе биотопа. В заливах биомасса зообентоса ниже, чем в аналогичных биотопах на проточных участках вдоль судового хода. Средневзвешенная биомасса зообентоса составляет 3.9 г/м². По уровню развития зообентоса водоем относится к средnekормным.

Ключевые слова: геоинформационные системы, NDWI, зообентос, биомасса, Шекснинское водохранилище, Вологодская область.

DOI: 10.31857/S0321059625030034 **EDN:** SYVXYL

Зообентос — экологическая группа организмов, на протяжении большей части своей жизни связанная с дном. Видовое богатство и количественные показатели зообентоса зависят от субстрата, наличия и плотности зарослей, гидрологических особенностей местообитаний. Для рыбохозяйственной оценки водных объектов наиболее важны показатели численности и биомассы зообентоса как корма для рыб. По биомассе зообентоса оценивают кормность водоема [17]. Зачастую величину биомассы зообентоса в водоеме получают путем простого усреднения количественных показателей. Такой подход оправдан при малых размерах водоема или при большом количестве проб. При этом необходимо учитывать вклад отдельных биотопов — участков дна, характеризующихся сходными типами грунтов, глубиной и видом зарослей высшей водной растительности (или же их отсутствием). Чем больше протяженность береговой линии и ее изрезанность, тем сложнее учесть разноо-

бразие биотопов в водном объекте. Для оценки кормовых ресурсов крупных рыбохозяйственных водоемов предлагается рассматривать средневзвешенный показатель исходя из площадей различных биотопов [13]. Ранее проводились подобные исследования крупных озер Вологодской области, в том числе в озерной части Шекснинского водохранилища — оз. Белого [20].

Шекснинское водохранилище — один из крупнейших рыбопромысловых объектов Вологодской области. Речная часть Шекснинского водохранилища — наиболее сложный для изучения объект. До затопления в р. Шексне наблюдалась скорость течения 0.5–0.7 м/с, на реке было множество порогов, берега заболочены и покрыты лесом. Затопление водохранилища проходило в 1963–1964 гг. В настоящее время речная часть Шекснинского водохранилища имеет протяженность 120 км, узкие речные участки с быстрым течением сменяются мелководными разливами,

максимальная ширина которых составляет 18 км [12]. Средняя глубина водохранилища ~ 4 м, максимальные глубины на отрезке от устья Шексны до 7–8 шлюза достигают 20 м [1]. В настоящий момент речная часть Шекснинского водохранилища представляет собой чередование разливов и узких речных участков. Значительная доля донных субстратов сформировалась после создания водохранилища, представляя затопленные территории лесов, болот и участки, преобразованные хозяйственной деятельностью. Современная береговая линия речной части водохранилища очень извилистая. Колебания уровней воды подчинены в первую очередь функционированию Волго-Балтийского водного пути и характеризуются постоянным уровнем воды в летний период и сработкой уровня в зимний.

В первые два года существования Шекснинского водохранилища изучение донных сообществ осуществлялось Т.Л. Поддубной [18], которая описывает заморные явления в разливах. Спустя 10 лет О.В. Выголова [4] показала, что в разливах водохранилища количественные показатели зообентоса значительно ниже, чем на глубоководном участке вдоль фарватера. А.И. Баканов [3] подтвердил эти наблюдения данными 1995–1996 гг.

Данные дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) широко используются для анализа зарастания водоемов в разных широтах [22, 24, 25]. В России, например, зарастание Цимлянского и Волгоградского водохранилищ исследовали путем анализа разных каналов с верификацией на местности [10, 11]. Посредством ДДЗ дешифрируются поля зостеры в Японском море [6]; показано, что при идеальных условиях возможна дешифровка дна до глубины 10 м. Для анализа наземной растительности обычно применяется индекс NDVI. При помощи данного метода также возможна оценка площади зарастания гелофитов в пределах водных объектов [23, 28]. В России индекс NDVI применялся для оценки прибрежной полосы на примере Азовского моря [2], для Псковско-Чудского озера [5].

Цель данной работы заключалась в оценке биотопов Шекснинского водохранилища методами ГИС и возможности их использования

зообентосом. Для достижения цели были поставлены следующие задачи: оценить амплитуду колебаний уровня воды в течение года; картировать распределение преобладающих донных субстратов; определить площадь зарастания водными растениями; получить показатель обилия зообентоса для речной части Шекснинского водохранилища в целом.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В работе использовали данные по зообентосу за период 2010–2020 гг. Пробы отбирали со всей акватории водохранилища. Отбор проб проводили ежегодно в мае и августе; с 2015 г. — дополнительно также в марте и ноябре. Разные сезоны сбора материала позволяли учитывать максимальное развитие зообентоса. Для отбора проб использовали гидробиологический скребок и дночерпатели: штанговый ГР-91 (площадь захвата 0.007 м²), Петерсона (0.025 м²) и Ван-Вина (0.025 м²). Грунт промывали через газ с ячейей 250 мкм, фиксировали 40%-м раствором формальдегида. Для каждой станции отбора проб определяли глубину и характер грунта. Камеральную обработку проб осуществляли в лабораторных условиях. Всего было отобрано и обработано 295 проб зообентоса. Схема отбора проб представлена на рис. 1.

Анализ данных ДДЗ проводили в программе ArcGis10. Площадь водного зеркала речной части Шекснинского водохранилища при максимальном уровне воды получена по снимку Landsat 8 (LC08_L1TP_179018_20200523) путем расчета индекса mNDWI [21, 29, 30]. Среднемноголетний уровень определяли по снимкам спутника Sentinel-2 за май 2018 г. (T37VDG_20180510T084559 и T37VDF_20180510T084559), а урез воды при минимальных уровнях — по снимкам за август 2018 г. (T37VDG_20180801T090019 и T37VDF_20180801T090019) с помощью индекса NDWI [26]. Эти же сцены за август использованы для вычисления зоны, занимаемой водной и прибрежно-водной растительностью, путем расчета индекса NDVI [27]. В качестве границ классификации растительности использована площадь водохранилища при максимальных отметках уровня 2020 г. Площадь глубоководной

зоны получена по Атласу Волго-Балтийского водного пути [1] по изобате 4 м. Площадь затопленных лесов рассчитана по оцифрованным в ГИС полигонам, полученным путем комбинирования данных топографических карт, отображающих местность до затопления водохранилища, и границ затопленной растительности из Атласа Волго-Балтийского водного пути [1]. Также в работе использовали данные гидропостов в г. Белозерске

и с. Иванов Бор (даты установки ледяного покрова и освобождения ото льда, ежедневные показатели уровня воды).

РЕЗУЛЬТАТЫ

У с. Иванов Бор (проточный речной участок) наиболее ранняя дата освобождения ото льда — 11 марта, средняя — 26 апреля, поздняя — 16 мая. В разливах вдали от судового хода освобождение ото льда происходит позже и согласуется с датами освобождения Белого озера. По данным гидропоста в г. Белозерске, самая ранняя дата — 23 апреля, средняя — 3 мая, поздняя — 2 июня. Установление ледяного покрова на разных участках происходит также в разное время. У с. Иванов Бор самая ранняя дата — 26 октября, средняя — 18 ноября, поздняя — 6 января. Для г. Белозерска эти даты — 20 октября, 21 ноября и 14 декабря соответственно. Таким образом, в фенологическом отношении организмы зообентоса, зимовавшие в районе судового хода и в заливах, оказываются в разных условиях, поскольку на проточных речных участках освобождение ото льда происходит раньше.

Уровень Шекснинского водохранилища находится в районе одной проектной отметки — 112.8 мБс (метров Балтийской системы). Среднемноголетний уровень воды за период с 1 апреля по 31 октября по гидропосту в г. Белозерске составил 113.01 мБс, минимальные показатели — 112.54 мБс, средний многолетний максимум — 113.18 мБс. В 2020 г. отмечался экстремально высокий уровень воды, который в мае составил 113.6 м. Таким образом, амплитуда колебаний по посту в г. Белозерске в период 2008–2020 гг. составляет 1.24 мБс. Показатели водного зеркала рассчитаны по снимкам ДЗЗ на момент соответствующих показателей гидропостов (рис. 2а). Площадь речной части водохранилища при максимальном уровне в мае 2020 г. составила 382.8 км². За период 2008–2020 гг. подобный высокий уровень отмечен впервые, и обычно такие значения редко достижимы. При среднемноголетнем уровне площадь акватории речной части водохранилища составила 334.5 км², при минимальном уровне — 328.7 км². Таким образом, разница площади водохранилища при максимальном и минимальном уровне составля-

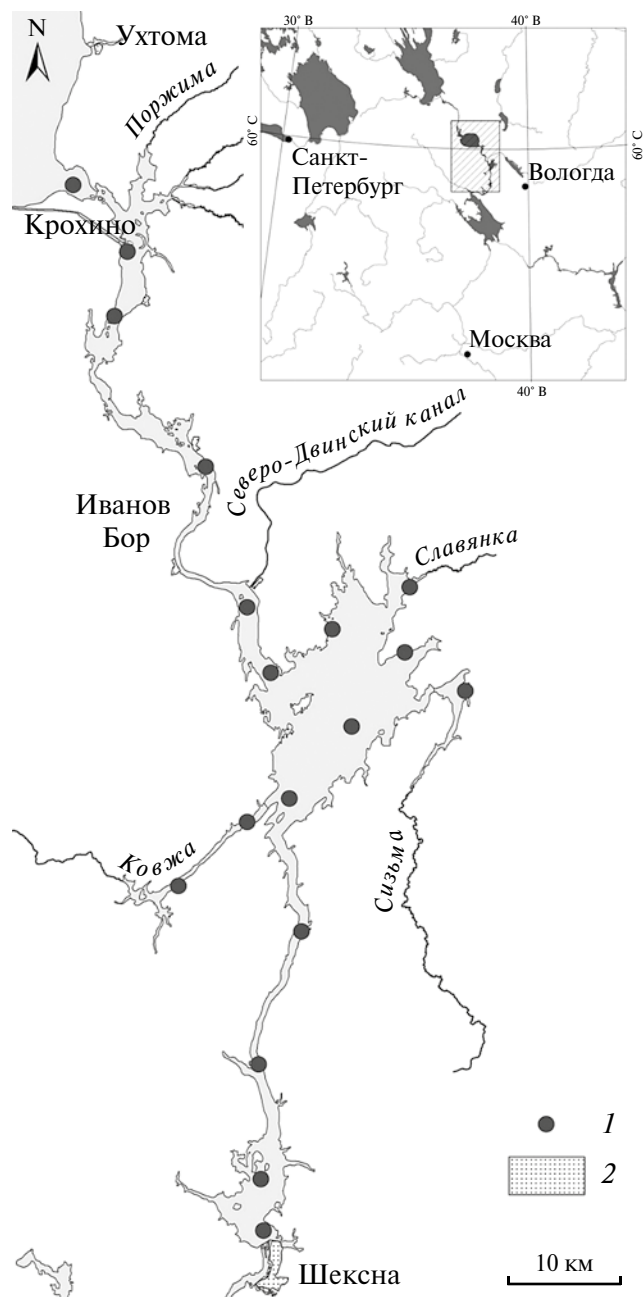


Рис. 1. Картограмма района исследований и станций отбора проб.

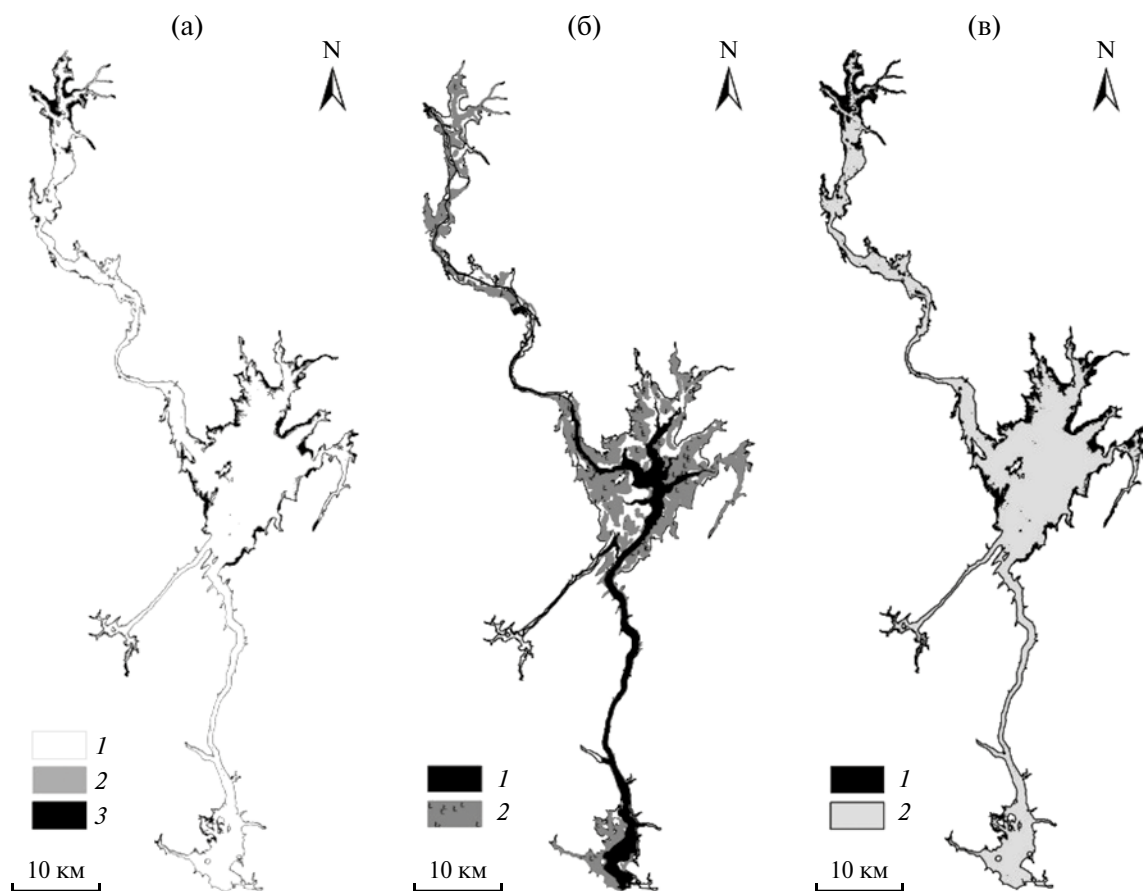


Рис. 2. Площадь акватории речной части Шекснинского водохранилища (а) при разных уровнях воды: минимальном (1), среднемноголетнем максимальном (2), максимальном 2020 г. (3); основные биотопы зообентоса (б) речной части Шекснинского водохранилища: глубоководная часть (1), участки затопленного леса (2); участки высшей водной растительности в границах максимального уровня воды (в): участки высшей водной растительности (1); максимальный уровень воды (2).

ет 14%. При отсутствии экстремального паводка разница между меженным и среднемноголетним уровнем $\leq 2\%$.

Зона водохранилища с глубинами более 4 м (глубоководная часть) расположена в пределах бывшего русла р. Шексны и впадающих в нее рек. Площадь данного участка составляет $\sim 24\%$ общей площади водохранилища (рис. 2б). Судовой ход полностью попадает в эту зону. Грунты здесь представлены илами. Площадь участков затопленного леса составила 46% водохранилища, из них $\sim 6\%$ находится на глубинах > 4 м (рис. 2в). Грунты в зоне затопленных лесов зависят от подстилающих пород и представлены двумя типами: пески (в том числе заиленные пески, пески с примесью глины и щебня, пески,

покрытые растительными остатками) и детрит (торфяные отложения, растительные остатки с примесью илов). Ряд участков с глубинами < 4 м не попал в категорию затопленных лесов, так как до затопления эти участки были лугами. Грунты здесь также представлены детритом.

Высшая водная растительность речной части Шекснинского водохранилища развита, главным образом, в заливах и устьях рек. Вдоль основного русла, где сильно выражено волновое воздействие, макрофиты развиваются фрагментарно, узкими полосами или отсутствуют вовсе [14]. По данным ДЗЗ учитываются только площади, занятые гелофитами (камыш, тростник). Площадь водных растений в границах периода максимального уровня воды 2020 г. составила

17% общей площади водохранилища (рис. 2в). В период снижения уровня воды часть растительности оказывается на суше. На растения, находящиеся постоянно в обводненном состоянии, приходится ~3% акватории. Вдоль судового хода на узких речных участках заросли высшей водной растительности представлены слабо и концентрируются в заливах. Наибольшая плотность зарослей отмечена в разливах водохранилища.

В глубоководной части водохранилища наблюдаются наименьшие численность и биомасса зообентоса среди всех изученных биотопов (табл. 1). Сообщества беспозвоночных здесь представлены крупными олигохетами-тубифицидами и хирономидами. На проточных речных участках наблюдаются максимальные количественные показатели. Так, наибольшая биомасса отмечена на грунтах, где основным компонентом является песок, и составляет 7.6 г/м². Максимальная численность — в зарослях высшей водной растительности (2.9 тыс. экз/м²). В заливах в тех же биотопах количественные показатели зообентоса в 1.5–2 раза ниже, чем в открытой воде.

Во всех литоральных биотопах в сообществах зообентоса доминирует комплекс двустворчатые моллюски — олигохеты — хирономиды. В заливах встречаются участки с торфяными грунтами, где отмечаются единичные особи хирономид. Рачок *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) входит в число доминирующих видов в зарослях макрофитов и на песчаном грунте в открытой воде. Моллюск *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) входит в состав доминирующего комплекса только на песчаных и каменистых грунтах на открытых проточных участках, что обусловлено большей проточностью данных биотопов.

С учетом площади разных зон, оцененных в ГИС, средневзвешенная количественная численность зообентоса Шекснинского водохранилища составляет 1574 экз/м², биомасса — 3.9 г/м².

ОБСУЖДЕНИЕ

По количественным показателям развития зообентоса речная часть Шекснинского водохранилища относится к водоемам средней кормности [17]. Биомасса зообентоса речной ча-

Таблица 1. Количественные показатели и состав доминирующих видов зообентоса речной части Шекснинского водохранилища

Участок водохранилища	Биотоп	Численность, экз/м ²	Биомасса, г/м ²	Доминирующие виды
Глубоководная зона	Русловая часть с глубинами более 4 м — ил	622.5±100.8	2.1±0.46	<i>Tubifex tubifex</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Procladius</i> sp., <i>Microchironomus tener</i>
	Открытая вода — пески	2257.7±296.11	7.6±2.03	<i>Bivalvia</i> gen. sp., <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Lumbriculus variegatus</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Gmelinoides fasciatus</i> , <i>Stictochironomus crassiforceps</i> , <i>Cladotanytarsus mancus</i>
Речные участки	Открытая вода — детрит	1426.7±439.19	6.5±2.76	<i>Bivalvia</i> gen. sp., <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Lumbriculus variegatus</i> , <i>Cryptochironomus defectus</i>
	Заросли высшей водной растительности	2917.6±669.52	6.6±1.64	<i>Bivalvia</i> gen. sp., <i>Tubifex newaensis</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Gmelinoides fasciatus</i> , <i>Cladotanytarsus mancus</i> , <i>Glyptotendipes gripekoveni</i>
Заливы	Открытая вода — пески	2246.4±743.47	3.5±1.01	<i>Bivalvia</i> gen. sp., <i>Tubifex newaensis</i> , <i>Gmelinoides fasciatus</i> , <i>Cladotanytarsus mancus</i> , <i>Stictochironomus crassiforceps</i>
	Открытая вода — детрит	1235.2±320.98	3.2±0.65	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Cladotanytarsus mancus</i> , <i>Glyptotendipes gripekoveni</i>
	Заросли высшей водной растительности	1777.2±325.49	4.2±1.14	<i>Bivalvia</i> gen. sp., <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Lumbriculus variegatus</i> , <i>Gmelinoides fasciatus</i> , <i>Cricotopus</i> sp.

сти Шекснинского водохранилища ниже, чем озерной [20]. Наблюдается снижение биомассы зообентоса с юга на север в ряду Рыбинское водохранилище — Шекснинское водохранилище — водохранилища Вытегорского гидроузла [7, 15]. Все они — части Волго-Балтийского водного пути, расположены друг за другом и вытянуты в меридиональном направлении.

Доли субстратов разных участков водохранилища обуславливают значительные отличия в количественных показателях зообентоса. Так, на речных участках количественные показатели выше, чем в заливах или в глубоководной части. Численность и биомасса зообентоса проточных участков выше, чем в заливах, что описывалось ранее О.В. Выголовой [4]. В первые годы существования Шекснинского водохранилища Т.Л. Поддубная [18] наблюдала заморные явления в разливах Шекснинского водохранилища, связанные с большим количеством органических веществ. Площадь акватории с затопленной древесной растительностью на речных участках достигает 28%. Торфянистые субстраты чередуются здесь с наносами ила и песка. Гелофиты развиты на 18% акватории речных участков. В основном они приурочены к песчаным субстратам. Близкое положение к участкам судового хода не позволяет формироваться крупным массивам зарослей. Постоянное воздействие волн и колебание уровня воды негативно сказываются на условиях обитания зообентоса. В целом более высокие количественные показатели зообентоса на открытых речных участках обусловлены их большей проточностью и, как следствие, благоприятным кислородным режимом. Положительным фактором для обитания зообентоса является сочетание различных компонентов в субстрате — песка, ила и детрита, что особенно заметно в районе свала к фарватеру.

В заливах до сих пор отмечаются затопленные участки леса, грунты здесь представлены торфянистыми субстратами, на которых организмы зообентоса практически отсутствуют. Доля участков с затопленной древесной растительностью в заливах > 70%. В зарослях макрофитов количество бентосных организмов выше, но они часто представлены фитофильными видами из соответствующих зоофитосов. Степень зарастания, оцененная по ГИС, для заливов составляет 23%. Как

правило, это мелководные участки, в значительной степени обсыхающие в меженный период. Как следствие, количество зообентоса сильно меняется в зависимости от амплитуды уровня воды.

В отличие от Волжских водохранилищ, в профундали речной части Шекснинского водохранилища отсутствуют скопления моллюска *Dreissena polymorpha*. Благодаря этому биомасса бентоса в профундали в речной части Шекснинского водохранилища в 10 раз ниже, чем в Рыбинском [15, 16]. Данный вид давно обитает в Шекснинском водохранилище, но никогда не занимал доминирующего положения [4]. В Шекснинском водохранилище наблюдаются скопления крупных *Dreissena polymorpha* на корягах и камнях, мелкие особи часто обитают на стеблях высокотравных гелофитов (тростник, камыш). Для северных водоемов в целом характерно отсутствие субстрата, благоприятного для развития данного вида [19].

Другим важным инвазионным видом, появившимся в Шекснинское водохранилище в конце XX в., является рачок *Gmelinoides fasciatus* [8]. Обитает он исключительно в литорали, на глубине не до 3 м. В число доминирующих видов входит исключительно на песчаных субстратах (как в открытой воде, так и в зарослях). Обитает как в заливах, так и в открытой проточной части. С 2021 г. фиксируем в Шекснинском водохранилище другой инвазионный вид — олигохету *Branchiura sowerbyi* [9]. Этот вид буквально через несколько лет после вселения стал доминировать в нижнем течении р. Дон. Массовое его расселение также вероятно в Шекснинском водохранилище.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Средневзвешенная биомасса зообентоса речной части Шекснинского водохранилища составляет 3.9 г/м². По уровню развития зообентоса водохранилище относится к водоемам средней кормности. Глубоководные участки характеризуются наименьшими количественными показателями зообентоса. На проточных участках численность и биомасса зообентоса в 1.5–2 раза выше, чем в заливах. Площадь заливов значительно выше, чем площадь открытых русловых участков. В зарослях высшей водной раститель-

ности количественные показатели зообентоса отличаются от таковых на открытых участках незначительно. Моллюск *Dreissena polymorpha* встречается единично и не входит в число доминантов, что обусловлено отсутствием подходящих для него субстратов. Рачок *Gmelinoides fasciatus* широко расселился по всей литорали водохранилища. В ближайшие годы вероятно также распространение олигохеты *Branchiura sowerbyi*.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас единой глубоководной системы Европейской части РФ. Т. 3. Ч. 2. Волго-Балтийский водный путь. От Онежского озера до Рыбинского водохранилища. М.: Росречфлот, 2004. 14 с. 53 л.
2. Архипова О.Е. Изменение NDVI как индикатор экологического состояния ландшафтов прибрежной зоны Азовского моря // Экология. Экономика. Информатика. Серия: Геоинформационные технологии и космический мониторинг. 2023. Т. 2. № 8. С. 42–47. DOI 10.23885/2500-123X-2023-2-8-42-47
3. Баканов А.И. Зообентос // Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. С. 165–180.
4. Выголова О.В. Макрозообентос Череповецкого водохранилища, его продукция и потребление рыбами. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л.: ГосНИОРХ, 1979. 28 с.
5. Евдокимов С.И., Михален С.Г. Определение физического смысла комбинаций каналов снимка LANDSAT для мониторинга состояния наземных и водных экосистем // Вестн. Псковского гос. ун-та “Естественные и физико-математические науки”. 2015. № 7. С. 21–32.
6. Жариков В.В., Базаров К.Ю., Егидарев Е.Г. Использование данных дистанционного зондирования при картографировании подводных ландшафтов бухты Средней (залив Петра Великого, Японское море) // География и природ. ресурсы. 2017. № 2. С. 190–198. DOI 10.21782/GIPR0206-1619-2017-2(190-198)
7. Ивичева К.Н., Филоненко И.В. Зообентос малых водохранилищ северного склона балтийско-каспийского водораздела Волго-Балтийского водного пути // Биология внутр. вод. 2023. №2. С. 224–232. DOI: 10.31857/S0320965223020109
8. Ивичева К.Н., Филоненко И.В. Инвазионные виды зообентоса на территории Вологодской области // Современные проблемы и перспективы развития рыбохозяйственного комплекса: материалы X междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых и специалистов. М.: Изд-во ВНИРО, 2022. С. 172–174.
9. Ивичева К.Н., Филоненко И.В. Первая находка *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta) в Шекснинском водохранилище (Верхняя Волга) // Рос. журн. биол. инвазий. 2023. Т. 16. № 1. С. 42–46. DOI: 10.35885/1996-1499-16-1-42-46
10. Кочеткова А.И., Брызгалина Е.С., Калужная И.Ю., Сиротина С., Самотеева В.В., Ракшенко Е.П. Динамика зарастания Цимлянского водохранилища // Принципы экологии. 2018. № 1. С. 60–72. DOI: 10.15393/j1.art.2018.7202
11. Кочеткова А.И., Брызгалина Е.С., Филиппов О.В., Баранова М.С. Динамика зарастания Волгоградского водохранилища (1972–2018 гг.) // Принципы экологии. 2022. № 1. С. 68–73. DOI: 10.15393/j1.art.2022.10002
12. Литвинов А.С. Общие сведения о водохранилище. Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. С. 5–9.
13. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л., 1983. 52 с.
14. Папченков В.Г., Козловская О.И. Особенности зарастания водохранилища. Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. С. 199–210.
15. Перова С.Н. Таксономический состав и обилие макрозообентоса Рыбинского водохранилища в начале XXI века // Биология внутр. вод. 2012. № 2. С. 45–54. DOI: 10.1134/S1995082912020125
16. Перова С.Н., Пряничникова Е.Г., Жгарева Н.Н., Зубишина А.А. Таксономический состав и обилие макрозообентоса волжских водохранилищ // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018. Вып. 82 (85). С. 52–66. DOI 10.24411/0320-3557-2018-10012
17. Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 205–228.
18. Поддубная Л. О донной фауне Череповецкого водохранилища в первые два года его существования // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1966.

- Вып. 12 (15). Планктон и бентос внутренних водоемов. С. 21–33.
19. Травина О.В., Беспалая Ю.В., Аксёнова О.В., Шевченко А.Р., Соколова С.Е., Кошелева А.Е., Овчинников Д.В. Распространение и плотность популяции *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) в периферийной части ареала // Рос. журн. биол. инвазий. 2020. Т. 13. № 1. С. 61–71.
 20. Филоненко И.В., Комарова А.С., Ивичева К.Н. Анализ факторов, значимых для зообентоса озера Белое Вологодской области // Принципы экологии. 2021. № 3. С. 74–86. DOI: 10.15393/j1.art.2021.11902
 21. Allrivers.info – уровни рек онлайн. <https://allrivers.info> (дата обращения: 15.02.2020)
 22. Chen Q., Yu R., Hao Y., Wu L., Zhang W., Zhang Q., Bu X. A New Method for Mapping Aquatic Vegetation Especially Underwater Vegetation in Lake Ulansuhai Using GF-1 Satellite Data // Remote Sens. 2018. V. 10. DOI:10.3390/rs10081279
 23. Cho H.J., Kirui P., Natarajan H. Test of Multi-spectral Vegetation Index for Floating and Canopy-forming Submerged Vegetation // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2008. V. 5. P. 477–483.
 24. Espel D., Courty S., Auda Y., Sheeren D., Elger A. Submerged macrophyte assessment in rivers: An automatic mapping method using Pléiades imagery // Water Res. 2020. V. 186. 116353 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116353>
 25. Luo J., Ma R., Duan H., Hu W., Zhu J., Huang W., Lin C. A New Method for Modifying Thresholds in the Classification of Tree Models for Mapping Aquatic Vegetation in Taihu Lake with Satellite Images // Remote Sens. 2014. V. 6. P. 7442–7462. DOI: 10.3390/rs6087442
 26. McFeeters S.K. The use of Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features // Int. J. Remote Sensing. 1996. V. 17. Is. 7. P. 1425–1432. DOI: 10.1080/01431169608948714
 27. Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS // Third ERTS Symposium. NASA SP-351. 1973. V. 1. P. 309–317.
 28. Tian Y.Q., Yu Q., Zimmerman M.J., Flint S., Waldron M.C. Differentiating aquatic plant communities in a eutrophic river using hyperspectral and multispectral remote sensing // Freshwater Biol. 2010. V. 55. P. 1658–1673. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02400.x
 29. USGS Global Visualization Viewer. <http://glovis.usgs.gov> (дата обращения: 15.02.2020)
 30. Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery // Int. J. Remote Sensing. 2006. V. 27. Is. 14. P. 3025–3033. DOI: 10.1080/01431160600589179

GIS assessment of biotopes of the river part of the Sheksninsky reservoir and their use by zoobenthos

K. N. Ivicheva^{a, *}, I. V. Filonenko^b, A. S. Komarova^c

^aSankt-Petersburg branch of Federal Russian Research Institute of Fisheries and Oceanography, Sankt-Petersburg, Makarova emb., 26

^bVologda branch of Federal Russian Research Institute of Fisheries and Oceanography, Vologda, Levicheva str., 5

^cPapanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast

*e-mail: ksenya.ivicheva@gmail.com

With the help of GIS technologies, the boundaries and areas of the deep-water zone, thickets of higher aquatic vegetation, and open water zones with different types of soils have been established in the river part of the Sheksninsky reservoir. Quantitative indicators and the composition of the dominant species of zoobenthos in each type of biotope are given. In the bays, the biomass of zoobenthos is lower than in similar biotopes in flowing areas along the ship's passage. The weighted average biomass of zoobenthos is 3.9 g/m². According to the level of development of zoobenthos, the reservoir belongs to the medium-sized.

Keywords: geoinformation systems, NDWI, zoobenthos, biomass, Sheksninsky reservoir, Vologda region.

БИОТИЧЕСКИЕ И АБИОТИЧЕСКИЕ КОМПОНЕНТЫ В СИСТЕМЕ “ВОДОТОК И ЕГО ВОДОСБОР” МАЛОЙ РЕКИ ПОЛЕЖАЕВКИ (БАССЕЙН р. АМУР)

© 2025 г. Л. А. Гаретова^а, *, Е. Л. Имранова^а, Н. К. Фишер^а

^аИнститут водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, 680000 Россия

*e-mail: gar-va1948@mail.ru

Поступила в редакцию 09.01.2024 г.

После доработки 23.01.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

На примере водосбора малой реки городской территории проанализирована связь абиотических и биотических компонентов между водной средой и почвой. Качество воды по комплексу показателей оценивалось категорией “загрязненная”. Выявлена схожесть величин биогеохимических характеристик донных отложений и почв. Среднее содержание органического углерода C_{org} в донных отложениях составляло 5.9, в почве — 6.8%. Превышение фонового уровня углеводов в донных отложениях (100 мг/кг) было не выше 1.6 раз, в почве составляло 1.2–1.7 раз. Доля углеводов в составе органического вещества донных отложений не превышала 0.4, в почве водосбора — 0.21%. Суммарное содержание фитопигментов в донных отложениях и почве существенно не отличалось — 34.89 и 29.31 мкг/г соответственно. Вклад первичной продукции, оцененный по содержанию Хл *a* в общее содержание C_{org} , в донных отложениях составлял в среднем 1.53, в почве 0.61%. В составе фитопигментов почв и донных отложений доминировали каротиноиды. При изучении молекулярного состава *n*-алканов было показано, что преобладающим типом органического вещества как в почве, так и в донных отложениях является терригенное вещество, генетически связанное с высшей растительностью, находящееся в исследованных объектах в виде трансформированных углеводов.

Ключевые слова: малая река, донные отложения, почва, органический углерод, углеводороды, *n*-алканы, фитопигменты, микроорганизмы.

DOI: 10.31857/S0321059625030045 EDN: SYUEJB

ВВЕДЕНИЕ

В Российской Федерации насчитывается 2.5 млн малых рек и ручьев. На их долю приходится ~ 50% речного стока в среднем по стране. На берегах малых рек проживает значительная часть населения России. Долины малых рек на урбанизированных территориях обладают высоким рекреационным потенциалом, однако в связи с их загрязнением это проблемные элементы городского ландшафта.

Существует мнение, что в ближайшие годы большая часть загрязняющих веществ будет поступать в поверхностные воды не от стационарных точечных источников, а с диффузным стоком в результате смыва с поверхности водоразделов и с территорий крупных городов с ливневым стоком [24, 30, 36, 38]. Поверхностные стоки способны внести в водные объекты до 99%

загрязнений. Из общего количества загрязняющих веществ городских сточных вод на долю поверхностного стока в настоящее время приходится ~ 78% взвешенных веществ, 20% органических веществ (ОВ) (по БПК) и 68% нефтепродуктов [9].

Интерес к проблеме загрязнения малых рек возник в 1970–1980-е гг. в связи с необходимостью принятия кардинальных мер по снижению уровня экологической деградации водотоков городских агломераций. Поэтому исследованию донных отложений (ДО) рек и почв их водосборов стало уделяться большое внимание [2, 12, 19, 44].

Малые реки г. Хабаровска в достаточной мере охвачены традиционными гидрохимическими наблюдениями [32, 33]. Уровни загрязненности их вод характеризовались в разные годы как умеренно загрязненные, загрязненные и грязные

(3-й, 4-й и 5-й классы качества). Однако в связи с необходимостью прогноза экологических последствий загрязнения водосборов рек урбанизированных территорий большое значение приобретают работы, посвященные исследованию загрязнения поллютантами органического происхождения [17, 18, 35].

В процессах формирования ОВ в ДО и почвах участвуют многие группы организмов — микроводоросли, водная и наземная растительность, простейшие, насекомые. Особая роль принадлежит микробным сообществам, поскольку микроорганизмы могут одновременно как синтезировать ОВ в виде своей биомассы, так и участвовать в процессах трансформации и деструкции широкого спектра природных и антропогенных органических соединений. Преобразование качественной структуры ОВ во многом определяет физико-химические условия в воде, ДО и почве, направленность и интенсивность проявления в ней различных геохимических, биохимических и физических процессов.

Наиболее распространенными поллютантами окружающей среды являются углеводороды (УВ), в частности нефтепродукты. В последние годы изменилось представление о данных соединениях, как имеющих исключительно антропогенное происхождение. Согласно современным представлениям, УВ — необходимый компонент биогеохимического цикла углерода, так как служат транзитной формой на пути от источников фотосинтеза (микроводорослей, водной и наземной растительности) в ДО и почву [4, 16]. Кроме антропогенных УВ, поступающих при загрязнении нефтепродуктами, в ДО и почвах могут присутствовать УВ, образовавшиеся в ходе биогеохимических превращений. Их источниками могут быть высокомолекулярные предшественники, встречающиеся в живых организмах: каротиноиды, жирные кислоты, воски высших растений, а также бактериальная биомасса и продукты микробиологической деструкции. С учетом свойств устойчивости алифатических УВ (*n*-алканов) в процессах седиментогенеза и раннего диагенеза можно по групповому составу, содержанию и соотношению молекулярных компонентов указать преобладающий тип ОВ [20, 16, 40].

Обычно при исследовании экологического состояния водного объекта оценивается содержание различных органических и минеральных компонентов в воде и ДО [34]. Состояние почв прибрежных территорий при этом не учитывается, хотя пойменные почвы являются прямыми результатами исторических русловых процессов и наследуют многие черты ДО. Особенно взаимное влияние процессов, протекающих в ДО и почвах, прослеживается на водосборах малых рек, подверженных частым паводкам и наводнениям [3]. Поэтому рассматривать экологическое состояние малых водных объектов необходимо совместно с анализом состояния почв водосбора, что отвечает принципам экосистемного подхода, позволяющего диагностировать состояния природной среды речного бассейна с оценкой возможности реабилитации (рекультивации) водосборов городских рек. Для принятия технических решений по ревитализации водосборов городских рек требуется комплексное изучение признаков, характеризующих качественное их состояние, потенциальной возможности экосистем к самоочищению в условиях техногенного воздействия.

Обзор современных требований законодательства Российской Федерации в части охраны окружающей среды выявил необходимость проведения мероприятий по рекультивации не только земель, но и потребность в “рекультивации водных объектов”. В настоящее время в Центральной Европе успешно реализованы программы по ревитализации водосборов малых рек — REURIS (Revitalisation of Urban River Spaces), а в Великобритании проект RRC (River, Restoration Centr). В рамках этих проектов выбираются небольшие (до сотен метров) отрезки реки либо фрагменты речной долины [41], служащие экологическими коридорами, поддерживающими целостность биосферы на локальном и региональном уровне. В России также существуют примеры рациональной и эффективной реабилитации малых городских рек для рекреационных целей, в частности некоторых малых рек Москвы. При создании программ по ревитализации водосборов урбанизированных территорий необходимо учитывать специфику конкретной географической зоны и их современное экологическое состояние.

Цель данной работы — исследование распределения биотических (фитопигменты, микробные сообщества) и абиотических (C_{org} , УВ, n -алканы) компонентов в воде, ДО и почве системы “водоток и его водосбор”.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Схема района исследования представлена на рис. 1. Река Полежаевка берет начало в оврагах северо-восточной части Хабаровска и, протекая в юго-восточном направлении, сливается с р. Гнилая Падь в 2 км от ее впадения в р. Черную. Общая протяженность водотока составляет <10 км, ширина русла 1.0–1.5 м. Площадь водосбора р. Полежаевки составляет 6.4 км². На всем протяжении водоток заилен, берега покрыты разнотравьем. Природный микрорельеф района исследования изменен в результате сельскохозяйственного и мелиоративного освоения. Ра-

нее, в 1960-е гг., южнее с. Тополево для полива теплиц была оборудована сеть мелиоративных каналов, проложенных из запруженного дамбой пруда на р. Полежаевке. В настоящее время дамба разрушена, пруд и его стоки деградированы, заросли травянисто-кустарниковой растительностью. Основное русло реки на месте пруда приурочено к его правобережной части. После пруда русло нижнего течения реки искусственное, выпрямленное. Кроме этого, в нижний участок реки (т. 4) со стороны с. Тополево производится неконтролируемый сброс коммунальных стоков. Большинство земель уже не используются для сельскохозяйственного назначения.

Исследования воды, ДО и почвы проводили в период летней межени в первой декаде июня 2019 г. Пробы речной воды отбирались с глубины ~10 см. Пробы ДО отбирали пробоотборником (буром) “Burkle” из слоя 0–10 см.

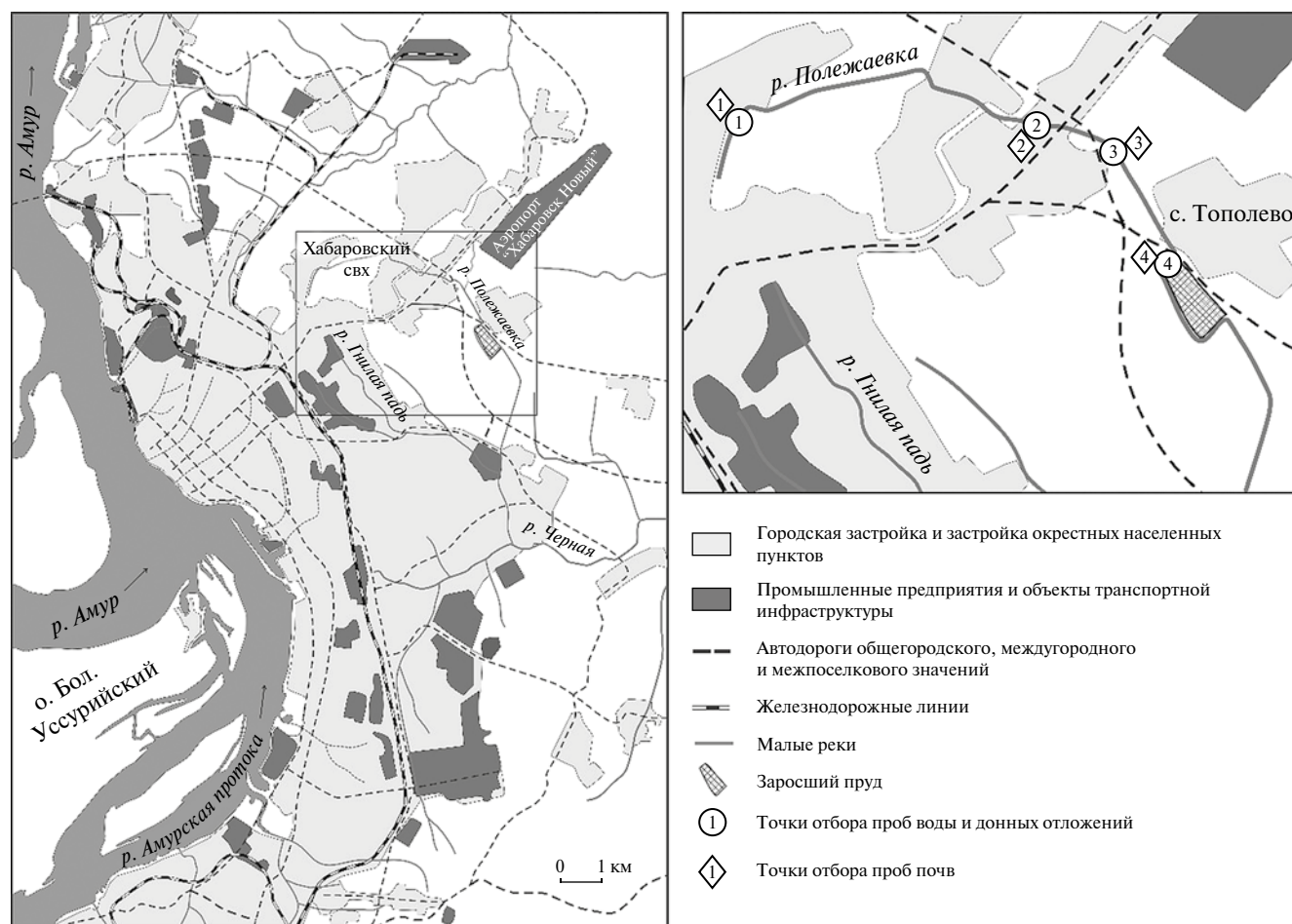


Рис. 1. Картограмма района исследований.

Определение pH, минерализации (М) и удельной электропроводности (УЭП) воды и водной вытяжки из ДО и почвы (соотношение 1 : 5) проводили с помощью измерителя комбинированного “Seven Multi S-47k”, “Mettler-Toledo” (Швейцария). Концентрацию органического углерода $C_{\text{орг}}$ в ДО и почве определяли фотометрическим методом после окисления ОВ осадка сульфохромной смесью на спектрофотометре “Shimadzu UV-1650 PC” (Япония). Определение массовой доли УВ выполняли согласно ПНДФ 16.1:2.2.22-98 [22]. Измерение концентрации УВ осуществляли на ИК-спектрофотометре “КН-2М” (Россия). Элюаты четыреххлористого углерода использовали для хроматографического анализа молекулярного состава *n*-алканов, который осуществляли методом капиллярной газовой хроматографии на газовом хроматографе “Кристалл 5000.1” (“Хроматэк”, Россия), оснащенном пламенно-ионизационным детектором при программировании температуры от 60 до 320°C со скоростью 7° мин (длина колонки 30 м, жидкая фаза ZB-5), точность определения $\pm 5\%$. Массовую долю летучих фенолов определяли согласно ПНДФ 16.1:2.3:3.44-05 [23] с помощью спектрофотометра “B-1200”, “Shanghai Instruments Co., Ltd” (Китай). Фотосинтетические пигменты в ДО и почве определяли по ГОСТу 17.1.4.02-90 [6] в вариации применительно к определению растительных пигментов в ДО и почве [10], концентрацию определяли на спектрофотометре “Shimadzu” “UVmini-1240” (Япония). Рассматривая пигменты как источник ОВ, в том числе УВ, для оценки концентрации $C_{\text{орг}}$ пигментированных клеток использовали соотношение (мг С/г) $\approx 100 \times Xл a$, где $Xл a$ — концентрация (мг/г) хлорофилла в осадках [14]. Хроматографические анализы осуществляли в

ЦКП ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга” (аналитик Г.М. Филиппова).

Поскольку исследовались разные объекты — вода, ДО и почва, то использовались общие для микробного сообщества показатели — численность гетеротрофных (ГБ), нефтеокисляющих (НОБ) бактерий и их соотношение, а также характерные для почвы показатели численности актиномицетов и микромицетов. Микробиологические анализы воды, ДО и почвы проводили согласно общепринятым в почвенной и водной микробиологии методам, результаты выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ) [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Вода

Показатель pH варьировал незначительно — от 7.66 до 7.93 с выраженной тенденцией увеличения от верхнего к нижним створам (табл. 1). Содержание сухого остатка после прокаливании, напротив, снижалось, как и величина минерализации. Соответствующим образом изменялась и величина УЭП. В воде нижнего створа 4В выявлено незначительное превышение содержания фенолов, содержание нефтепродуктов здесь составило 3.6 ПДК. По микробиологической оценке с использованием группы сапрофитных бактерий (СБ), согласно ГОСТу 17.1.3.07-82 [5], вода во всех створах реки соответствует IV классу качества — “загрязненная”.

Донные отложения и почва

pH водной вытяжки из ДО была нейтральной — от 6.02 до 6.54 (табл. 2). Интегральный по-

Таблица 1. Оценка качества воды р. Полежаевки

Показатели	Единица измерения	1В	2В	3В	4В	Норматив*
pH	Единицы pH	7.66	7.83	7.83	7.93	—
Сухой остаток, 105°C	мг/дм ³	390	283	277	263	1000
Минерализация	мг/дм ³	197.7	160.5	160.3	144.5	—
УЭП	мКС/см	396	321	320	289	—
Фенолы летучие, сумма	мг/дм ³	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0011	0.001
Нефтепродукты	мг/дм ³	0.03	0.03	0.03	0.18	0.05
СБ**	тыс. КОЕ/мл	19.07	2.34	10.30	18.47	1000

* СанПиН 1.2.3685-21 [27].

** ГОСТ 17.1.3.07-82 [5].

Таблица 2. Характеристика ДО и почв

Образец	Описание образца в естественном состоянии	Водная вытяжка		Сухой образец		$\frac{C_{УВ}}{C_{орг}}$ *от %, %
		рН, ед.	УЭП, мС/см	C _{орг} , %	УВ, мг/кг	
ДО						
1Д	Серый ил с запахом сероводорода	6.02	111.2	5.35	54.1	0.10
2Д	Глина с песком и мелкой галькой	6.22	85.7	9.09	39.3	0.04
3Д	Песок с мелкой галькой и илом	6.41	85.6	5.12	65.1	0.13
4Д	Песок с илом и глиной	6.54	99.7	4.04	162.4	0.40
Почва						
1П	Сырой, коричневый, пастообразный, глинистый с корнями растительности	6.54	81.2	8.20	171.1	0.21
2П	Обводненный, песчано-глинистый с корнями растительности	6.59	96.7	6.44	123.2	0.19
3П	Влажный, рассыпчатый, коричневый, комковатый, глинистый	6.48	84.0	7.77	143.2	0.18
4П	Сырой, пастообразный, коричневый со светлыми глинистыми включениями	6.74	91.0	4.76	50.6	0.11

* Для пересчета содержания УВ на $C_{УВ}$ использовали коэффициент 0.867.

казатель – УЭП менялся от 85.6 до 111.2 мС/см при максимальной величине в образце ила 1Д. Содержание $C_{орг}$ менялось от 4.04 до 9.09% при минимальном содержании в осадках 4Д и максимальном в ДО станции 2Д, что, вероятно, обусловлено высокой способностью глинистой фракции к сорбции ОВ. Содержание УВ варьировало в пределах одного порядка – от 39.9 до 162.4 мг/кг при максимальном содержании в осадках нижнего створа 4Д. Доля углерода, входящего в состав УВ, ($C_{УВ}$) в общем содержании $C_{орг}$ варьировало от 0.04 до 0.4%, что указывает на разные источники их поступления в ДО. Условной границей допустимой перегрузки (Р) принята величина $\frac{C_{УВ}}{C_{орг}} = 0.26\%$, а высокой перегрузки – величина $P > 0.5\%$ [13], т. е. по содержанию УВ исследованные ДО находятся в границах допустимой углеводородной перегрузки. Однако в осадках нижнего участка течения реки, где в ДО аккумуляровано максимальное количество УВ, величина Р приближается к величине “высокой перегрузки” УВ.

Величина рН водной вытяжки из почвы незначительно варьировала в границах нейтральной от 6.48–6.74 (табл. 2). Величина УЭП также мало менялась и составляла 81.2–96.7 мС/см. Содержание $C_{орг}$ колебалось от 4.76 в образце 4П до 8.2% в образце 1П при среднем значении 6.79%. Максимальное содержание УВ выявлено в образце 3П, минимальное в 4П. В целом со-

держание НП в исследованной почве было выше (121.8 мг/кг), чем в ДО реки, где данная величина составляла 80 мг/кг. Следует отметить, что проблема ПДК по нефтяным УВ как для почв, так и для ДО практически не решена. Поэтому предложено оценивать степень нефтяного загрязнения почв по превышению содержания нефтепродуктов над фоновым значением в конкретном районе и на конкретной территории [26]. При этом, в частности, указано, что для районов, не ведущих добычу нефти, фоновое содержание нефтяных УВ в почве составляет 40 мг/кг, а для нефтедобывающих районов – 100 мг/кг. При допущении, что на урбанизированных территориях нефтяные УВ – приоритетные виды загрязнения, за фоновые значения авторы статьи приняли содержания нефтяных УВ 100 мг/кг. По данной градации превышение фоновое значения в отдельных образцах почвы составляет от 1.2 до 1.7 раз, а в единичном случае в ДО в 1.6 раз. Доля углерода УВ ($C_{УВ}$) в общем содержании $C_{орг}$ в почве была невелика (0.11–0.21%) и в среднем была ниже, чем в ДО, что также ниже уровня допустимой перегрузки.

Сравнительная оценка уровня углеводородного загрязнения почв и ДО р. Полежаевки и других малых рек на территории Хабаровска (Лесопилка, Чердымовка, Курча-Мурча) [2, 12] показала, что в ДО р. Полежаевки даже максимальное (162.4 мг/кг) количество УВ значительно ниже,

чем в ДО указанных водных объектов, где содержание УВ составляло от 5070 до 22540 мг/кг. Такая же картина наблюдалась и для почвы р. Полежаевки, где не только среднее, но выявленное максимальное содержание (171.1 мг/кг) было ниже на 2 порядка, чем в почвах водосбора р. Курча-Мурча.

Фитопигменты в донных отложениях и почвах

Формирование состава ОВ определяется многими факторами, в том числе количественным и качественным составом первичных продуцентов, который проявляется в пигментном составе ДО и почвы. Кроме микроводорослей, обитающих непосредственно в воде, ДО или почвах, определенный вклад в состав и содержание фитопигментов вносит низшая и высшая растительность. В ДО это может быть отмершая водная и околородная растительность, листовый опад. В подстилке почвы также накапливается биомасса низшей растительности и сосудистых растений.

Распределение фитопигментов в осадках по продольному профилю реки было неравномерным (табл. 3), их общее содержание в ДО р. Полежаевки варьировало от 15.8 до 57.9 мкг/г. Максимальное количество выявлено в образце 2Д, минимальное – в осадках 3Д. Среди хлорофиллов во всех случаях доминировал Хл *a*, его среднее количество в ДО составляло 8.9 мкг/г. Концентрация Хл *b* варьировала от 1.1 до 6.5 мкг/г, ее среднее значение в осадках было в 3.2 раза ниже, чем Хл *a*. Содержание Хл *c* занимало про-

межуточное положение и было в 2 раза ниже, чем Хл *a*. Во всех случаях в составе пигментов доминировали каротиноиды. Их максимальное содержание выявлено в образце 2Д верхнего участка реки, здесь же отмечались максимальные концентрации остальных пигментов.

Вклад первичной продукции в содержание $C_{орг}$ в осадках, рассчитанный по содержанию Хл *a*, был невысоким и колебался по течению реки от 0.61 до 2.03%, что обусловлено различиями гидрологических условий для синтеза первичной продукции бентосным сообществом и типом ДО.

В почве среднее суммарное содержание фитопигментов было несколько ниже, чем в ДО. Среднее содержание основного пигмента фотосинтеза – Хл *a* в почве было в 2 раза ниже, чем в ДО, а таковое Хл *b* и Хл *c* было несколько выше. Так же, как и в осадках, в составе пигментов в почве доминировали каротиноиды. Доля углерода первичной продукции в общем содержании $C_{орг}$ также была невелика (0.37–0.92%) и в целом была в 2 раза ниже, чем в ДО.

Сравнительная оценка содержания фитопигментов в ДО и почве водосбора реки показала (рис. 2), что вклад Хл *a* в пигментный состав ДО составлял 20–30, Хл *b* 5–10, Хл *c* 10–15% от суммы пигментов, а доля каротиноидов составляла 50–60%. В почве роль Хл *a* в содержании фитопигментов была ниже, чем в ДО, и незначительно варьировала – от 10 до 20%. При этом возрастал вклад Хл *b* и Хл *c*, доля которых возрастала

Таблица 3. Содержание пигментов в ДО и почве (мкг/г)

Образец	Хл <i>a</i>	Хл <i>b</i>	Хл <i>c</i>	Каротиноиды	Σпигм	$C_{Хл\ a} / C_{орг}, \%$
ДО						
1Д	10.8	2.4	5.4	20.8	39.4	2.03
2Д	13.9	6.5	6.4	31.1	57.9	1.54
3Д	3.1	1.1	1.9	9.8	15.8	0.61
4Д	7.8	1.3	3.5	13.9	26.5	1.93
Среднее	8.9	2.8	4.3	18.9	34.9	1.53
Почва						
1П	3.1	1.1	1.9	14.0	20.1	0.37
2П	5.9	5.0	2.7	13.8	27.4	0.92
3П	4.3	5.1	9.9	21.2	40.6	0.55
4П	2.8	3.2	7.7	15.3	29.1	0.59
Среднее	4.0	3.6	5.6	16.1	29.3	0.61

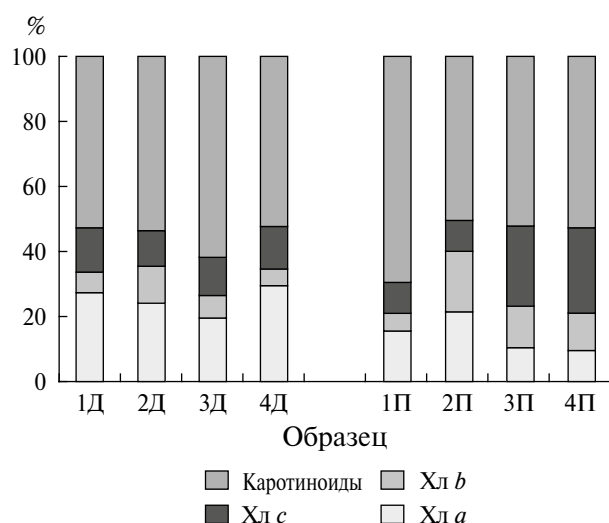


Рис. 2. Процентное содержание пигментов в ДО и почве системы “водоток и его водосбор”.

до 20 и 30% соответственно, каротиноиды также занимали ведущую роль в пигментном составе — от 50 до 70% от суммы пигментов.

Известно, что разные классы водорослей различаются по составу фотосинтетических пигментов. Так, водоросли классов *Chlorophyceae* и *Euglenophyceae* содержат Хл *a* и Хл *b* и в качестве вспомогательных пигментов — каротиноиды. У представителей *Dinophyceae*, *Chrysophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Xanthophyceae*, *Phaeophyceae* и у некоторых представителей *Rhodophyceae* вспомогательными пигментами к Хл *a* служат Хл *c* и Хл *d* [1]. Таким образом, изучение количественных соотношений между различными пигментами дает возможность судить о преобладании той или иной группы водорослей.

В образце осадков 1Д отмечено некоторое превышение отношения Хл *b* / Хл *a* к отношению Хл *c* / Хл *a* (табл. 4), что свидетельствует о том, что на данном участке реки в ДО преобладают зеленые и синезеленые водоросли. В остальных образцах ДО в бентосном сообществе доминировали диатомовые водоросли — отношение Хл *c* / Хл *a* превышало таковое Хл *b* / Хл *a*. Хотя в составе хлорофиллов на всех створах реки преобладал Хл *a*, соотношение кар / Хл *a*, характеризующее относительно низкую физиологическую активность водорослевого сообщества, во всех случаях было высоким (1.92–5.13). Вероятно, это связано с поступлением в осадки отмершей наземной и околоводной растительности, что наиболее заметно на застойном участке нижнего течения реки (3Д), где величина соотношения кар / Хл *a* была почти в 3 раза выше, чем в верхнем течении р. Полежаевки (1Д). Хл *b* характерен для наземной растительности, его минимальная доля (1.6%) выявлена в образцах осадка 2Д, на остальных створах составляла 5.05–6.65% суммы пигментов, т. е. его распределение не носило выраженной закономерности и, вероятно, зависело от поступления в ДО отмершей наземной растительности. Известно, что в процессе преобразования первичной продукции хлорофиллы подвергаются разрушению, и с увеличением степени разложения их количество снижается и увеличивается содержание более устойчивых — каротиноидов [28]. Этот процесс выявляется и с помощью пигментного индекса (ПИ), рассчитываемого как отношение ($D_{430} : D_{663}$). Так, наибольшие величины ПИ соответствуют максимумам отношения кар / Хл *a* (табл. 4). Следует отметить, что в восстановительных условиях ДО каротиноиды накапливаются

Таблица 4. Соотношения между фотосинтетическими пигментами в ДО и почвах

Образец	Хл <i>b</i> /Хл <i>a</i>	Хл <i>c</i> /Хл <i>a</i>	Хл <i>b</i> /Хл <i>c</i>	кар/Хл <i>a</i>	ПИ
ДО					
1Д	0.21	0.5	0.44	1.92	4.71
2Д	0.46	0.46	1.01	2.23	6.22
3Д	0.34	0.61	0.56	5.13	7.00
4Д	0.17	0.45	0.38	3.41	5.20
Почва					
1П	0.34	0.62	0.55	4.53	12.50
2П	0.85	0.46	1.84	2.35	6.50
3П	1.18	2.30	0.52	4.90	9.33
4П	1.14	2.70	0.42	5.40	9.00

и консервируются, являясь материалом для синтеза УВ, в частности длинноцепочечных *n*-алканов C_{40} .

Судя по пигментным характеристикам, можно сказать, что состав продуцентов в почве отличался от такового бентосного сообщества: в почве было несколько выше среднее содержание Хл *b* и Хл *c*. В сообществе продуцентов образцов почвы 3П и 4П преобладали диатомовые водоросли ($Хл\ c / Хл\ a > Хл\ b / Хл\ a$) (табл. 2), вклад “свежей” наземной растительности был замечен только в почве участка 2П ($Хл\ b / Хл\ c > Хл\ c / Хл\ a$). На накопление в почве каротиноидов указывают высокие значения отношения кар / Хл *a* (2.35–5.40) и ПИ (6.5–12.5).

Как в почве, так и в ДО прямой связи между $C_{орг}$ и отдельными пигментами не выявлено, что, вероятнее всего, обусловлено высокой степенью преобразования растительного материала в поверхностном слое ДО и почвы. Прямая зависимость между концентрациями $C_{орг}$ в осадках и фитопигментах характерна для крупных водных экосистем (морей и озер), где ОВ образуется в основном за счет деятельности автохтонных фитопланктонных и фитобентосных сообществ [7, 29, 31] и где доля аллохтонной растительности невелика. Вероятно, для экосистем малых рек такая закономерность не имеет выраженного характера, поскольку как в ДО, так и в почву кроме автохтонного ОВ, поступает уже частично преобразованное аллохтонное ОВ (листовой опад, травяной отпад) количество которого сопоставимо с продукцией автохтонного сообщества или превышает его.

Микробные сообщества воды, ДО и почвы

Численность отдельных эколого-трофических групп микроорганизмов и их соотношение в исследуемом объекте позволяет судить о трофическом статусе объекта, в том числе о степени антропогенного воздействия, поскольку микроорганизмы гораздо быстрее, чем другие компоненты биоценозов, реагируют на внешние воздействия. Эта реакция проявляется в изменении численности отдельных групп микроорганизмов в сообществе.

Общая численность ГБ в воде составляла от 93.3 до 325.3 тыс. КОЕ/мл (табл. 5). Численность группы СБ изменялась от 2.3 до 19.1 тыс. КОЕ/мл, что находится в границах категории качества воды “загрязненная”. Этой градации соответствует индекс трофии (ГБ / СБ), значения которого на различных участках реки колеблется от 9.1 до 14.3. Численность НОБ была в основном ниже численности СБ, и их доля в сообществе ГБ $\leq 2\%$, что значительно ниже, чем в воде хронически загрязненных нефтепродуктами водотоков.

В ДО численность ГБ варьировала от 6.7 до 16.7 млн КОЕ/г и была на 2–3 порядка выше, чем в створах, соответствующих месту отбора воды. Максимальная численность ГБ выявлена в осадках створа 2Д с максимальным содержанием $C_{орг}$ (9.09%). Это же относится и к группам СБ и НОБ. Соотношение группы СБ и ГБ составляло 3.2–4.2, что характеризует более высокий уровень трофности ДО по сравнению с водой. Численность НОБ составляла от 100 до 800 тыс.

Таблица 5. Численность микроорганизмов в воде и ДО р. Полежаевки (ГОСТ 17.1.3.07–82)

Образец	СБ	ГБ	НОБ	ГБ/СБ	НОБ/ГБ, %
Численность бактерий в воде, тыс. КОЕ /мл					
1В	19.1	272.7	3.0	14.3	1.1
2В	2.3	325.3	3.2	13.9	1.0
3В	10.3	93.3	1.6	9.1	1.8
4В	18.5	226.7	2.5	12.3	1.1
Численность бактерий в ДО, млн КОЕ/г					
1Д	2.1	6.7	0.2	3.2	3.5
2Д	4.1	16.7	0.8	4.1	4.6
3Д	2.7	8.7	0.1	3.2	1.2
4Д	2.6	11.0	0.2	4.2	1.8

КОЕ/г, их доля в сообществе ГБ варьировала от 1.2 до 4.6% при максимальном значении в осадках створа 2Д.

В почве водосбора р. Полежаевки численность ГБ варьировала от 3.7 до 83.6 млн КОЕ/г (табл. 6) при максимальном значении на верхнем участке с высоким (8.2%) содержанием $C_{орг}$ и минимальном на нижнем участке водосбора с низким содержанием (4.76%) ОВ. Численность НОБ составляла от 1.5 до 4.1 млн КОЕ/г при максимальном значении в почве участка 3П с самым высоким (143.2 мг/кг) содержанием УВ и минимальном в почве участка 4П с самым низким (50.6 мг/кг) содержанием УВ. При этом максимальная доля адаптированных к УВ бактерий (НОБ/ГБ, %) была выявлена в почве участка 4П, что свидетельствует о том, что микробное сообщество активнее адаптируется к низким концентрациям УВ.

Численность бактерий, усваивающих минеральную форму азота, условно именуемых минерализаторами (БМ), существенно варьировала — от 500 тыс. КОЕ/г в почве нижнего участка водосбора реки (4П) до 62.2 млн на верхнем участке (1П), т. е. распределение данной группы бактерий повторяло характер распределения ГБ в почве. При этом максимальная величина коэффициента минерализации (КМ), определяемого как отношение БМ/ГБ, совпадала с максимумами численности обеих групп бактерий и максимальными показателями содержания $C_{орг}$ и УВ, что указывает на активно протекающие в почве данного участка процессы преобразования ОВ, в том числе УВ.

Актиномицеты — спорообразующие, грамположительные бактерии, способные к формированию ветвящегося мицелия. Структурные параметры актиномицетного комплекса как мо-

дельной группы микробного сообщества могут служить тестом на нарушение почвенных условий в результате изменения среды под воздействием техногенных факторов [15]. Численность актиномицетов в почве была значительно ниже, чем вышеупомянутых групп бактерий, и выявленные показатели были приурочены к участкам почвы с высоким содержанием $C_{орг}$ и УВ (1П и 3П), т. е. благоприятные условия для развития данной группы микроорганизмов сложились только в почве верхнего участка водосбора (территория сада), в меньшей степени подверженной техногенному воздействию.

Самой немногочисленной группой микроорганизмов в исследованной почве были микромицеты, их численность составляла 11.1–59.7 тыс. КОЕ/г при максимальной численности на нижнем участке (4П) и минимальной в образце 2П. Известно, что антропогенное загрязнение почвы в первую очередь приводит к снижению общей численности микромицетов [11], что косвенным образом может быть связано с уменьшением поступления в почву растительного опада при угнетении развития высших растений.

Параллельное изучение интенсивности развития микромицетов и микроводорослей имеет большое значение, так как известно, что деструкционная и продукционная деятельность почвенных микроорганизмов — сочетанные процессы, обеспечивающие устойчивость почв к антропогенным воздействиям [8]. Поэтому преобладание той или иной группы микроорганизмов является косвенным свидетельством направленности микробиологических процессов в почве. Микромицеты участвуют в преобразовании ВО на начальных стадиях. На рис. 3 показано, как возрастает роль микромицетов и снижается значение ГБ в деструкционных процессах при

Таблица 6. Численность микроорганизмов в почве водосбора р. Полежаевки

Образец	ГБ, млн КОЕ/г	НОБ, млн КОЕ/г	НОБ/ГБ, %	БМ, млн КОЕ/г	КМ	Актиномицеты, млн КОЕ/г	Микромицеты, тыс. КОЕ/г
1П	83.6	3.1	3.7	62.2	7.23	2.1	18.5
2 П	11.8	2.1	18.1	0.8	0.06	Не обнаружено	11.1
3 П	17.9	4.1	23.0	11.9	0.67	0.8	12.3
4 П	3.7	1.5	38.9	0.5	0.13	Не обнаружено	59.7

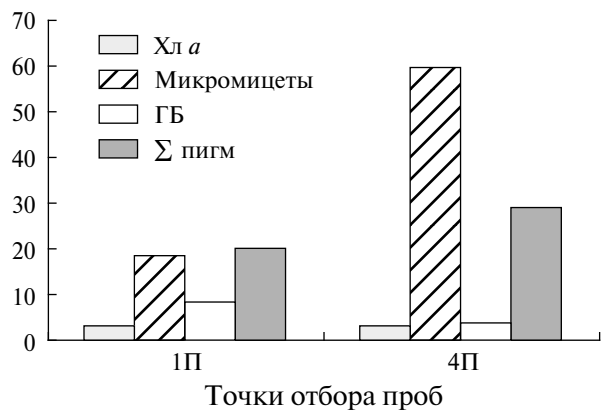


Рис. 3. Содержание фитопигментов, бактерий и микромицетов в почве верхнего (1П) и нижнего (4П) участков водосбора р. Полежаевки. По оси ординат: Хл *a*, Σ пигм, мкг/г; численность ГБ, млн КОЕ/г; численность микромицетов, тыс. КОЕ/г.

увеличении суммарного содержания пигментов в почве верхнего (1П) и нижнего (4П) участков водосбора р. Полежаевки. Если фотосинтетическая деятельность автохтонного сообщества микроводорослей на исследованных участках существенно не различается, то увеличение суммарного содержания фитопигментов за счет поступления отмирающей растительности способствует активизации начальных процессов деструкции растительного материала, осуществляемого микробным сообществом при увеличении роли микромицетов. Нижний участок водосбора отличается от верхнего тем, что его почва после разрушения дамбы представляет собой бывшее дно пруда и характеризуется повышенным увлажнением, способствующим развитию микроводорослей.

жнением, способствующим развитию микроводорослей.

*Содержание и молекулярный состав *n*-алканов в ДО и почвах*

Предельные УВ (*n*-алканы) признаны удобными маркерами для получения первичной геохимической информации об источниках происхождения ОВ. При этом используют различные критерии молекулярно-массового распределения *n*-алканов в исследуемом объекте. Это индексы нечетности (CPI и OEP) и группы характерных гомологов [4, 39, 40].

Суммарное содержание *n*-алканов в исследованных осадках варьировало незначительно (от 1.95 до 2.23 мкг/г) и не зависело от общего содержания УВ и $C_{орг}$ (табл. 7), поскольку в состав ОВ кроме алифатических УВ входят и другие компоненты. Среди идентифицированных соединений в составе *n*-алканов всех образцов ДО не обнаружены *n*-алканы C_{15} , C_{17} , C_{19} , характерные для ОВ гидробионтного генезиса, что, вероятно, обусловлено тем, что во внутриводоемных процессах преобладают гетеротрофные процессы (микробиологическая деструкция) над автотрофными (образование автохтонного ОВ). Высокомолекулярные *n*-алканы $C_{27}-C_{39}$ составляли 85.97–90.95% от суммы *n*-алканов. Среди них содержание *n*-алканов с длиной C-цепи $C_{27}-C_{35}$, преобладающих в составе биомассы высших растений, составляло 42.73–57.25% от суммы

Таблица 7. Молекулярно-групповой состав *n*-алканов в ДО р. Полежаевки

Компонент	Образец			
	1Д	2Д	3Д	4Д
<i>n</i> -алканы, мкг/г	1.95	2.14	2.01	2.23
Диапазон идентифицированных гомологов	$C_{11}-C_{39}$	$C_{11}-C_{39}$	$C_{11}-C_{37}$	$C_{11}-C_{39}$
$\Sigma C_{11}-C_{12}/\Sigma C_{27}-C_{39}$	12.15/87.85	14.14/86.14	9.05/90.95	14.03/85.97
$\Sigma C_{27}-C_{35}$	48.00	42.73	57.25	43.59
CPI $C_{27}-C_{35}$	0.83	0.60	0.55	0.66
OEP _{C27}	0.96	—	—	0.60
OEP _{C29}	—	—	—	—
OEP _{C31}	0.40	0.42	0.35	0.53
OEP _{C33}	—	—	—	—
OEP _{C35}	0.51	0.47	0.58	0.34

алифатических УВ. При этом величина индекса нечетности CPI (carbon petroleum index) варьировала от 0.55 до 0.83, не достигая единицы, что свидетельствует о высоком уровне преобразования данного типа ОВ в осадках реки. На это же указывает величина индекса ОЕР (odd-over-even predominances – отношение количества нечетного гомолога к сумме близлежащих четных), которая позволяет оценить источник поступления *n*-алканов в ДО или почву и указывает на интенсивность протекающих процессов микробиологической деструкции [40]. Судя по величинам ОЕР_{C27, C31, C35}, составляющим < 1, можно заключить, что ОВ, синтезируемое высшей растительностью, в значительной степени преобразовано. Из низкомолекулярных соединений алифатического ряда в близких количествах присутствовали жидкие *n*-алканы C₁₁ (ундекан) и C₁₂ (додекан). Наличие короткоцепочечных *n*-алканов без существенного различия по четности-нечетности является признаком загрязнения нефтепродуктами [43] или частицами угля [37].

Содержание *n*-алканов в почве водосбора р. Полежаевки составляло 1.94–2.54 мкг/г, что находится на среднем уровне их содержания в верхнем органогенном горизонте почв разных биоклиматических зон [21] (табл. 8). Их количество не отличалось от такового в ДО р. Полежаевки. Как и для ДО, явной связи между распределением концентраций *n*-алканов, УВ и C_{орг} не выявлено, хотя как максимальные, так и минимальные их показатели в почве совпадали. Гомологические ряды *n*-алканов представлены исключительно высокомолекулярными соеди-

нениями с длиной С-цепи C₂₈–C₃₉. Содержание ΣC₂₇–C₃₅, синтезируемых высшей растительностью, незначительно варьировало – от 40.64 до 49.22% от суммы *n*-алканов. В их составе доминировали четные гомологи – величина CPI C₂₇–C₃₅ составляла 0.44–0.92 при максимальном значении в почве верхнего, более облесенного участка водосбора и минимальном на участке ЗП. Значения CPI < 1 также могут быть обусловлены влиянием биомассы микробного компонента почв. Известно, что бактерии могут синтезировать четные высокомолекулярные *n*-алканы в области C₂₅–C₃₅ путем ресинтеза короткоцепочечных соединений [42]. Вероятно, активной микробиологической деятельностью объясняется отсутствие как в ДО, так и в почве низкомолекулярных *n*-алканов, синтезируемых низшими растениями и микроводорослями. Именно деятельностью почвенных микроорганизмов обусловлен высокий уровень трансформации нечетных гомологов, генетически связанных с высшей наземной растительностью, на это указывают величины индекса ОЕР < 1 [39].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сходство величин биогеохимических характеристик ДО и почв системы “водоток и его водосбор” отражает влияние климатических условий – мусонные дожди, паводки, способствующие стоку терригенного материала в русло реки; гидрологического режима – слабая проточность реки в меженный период; антропогенных факторов – разрушение дамбы пруда, в результате чего произошло обмеление реки

Таблица 8. Молекулярно-групповой состав *n*-алканов в почве водосбора р. Полежаевки

Компонент	Образец			
	1П	2П	3П	4П
<i>n</i> -алканы, мкг/г	2.43	2.54	2.17	1.94
Диапазон идентифицированных гомологов	C ₃₀ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₇
ΣC ₂₇ –C ₃₅	45.16	45.32	40.64	49.22
CPI _{C27-C35}	0.92	0.57	0.44	0.83
OEP _{C29}	0.75	0.72	0.89	0.45
OEP _{C31}	0.68	0.40	0.70	0.85
OEP _{C33}	0.55	0.66	0.50	0.60
OEP _{C35}	0.38	0.43	0.43	0.48

и частичная трансформация дна реки в почвенное пространство.

В период летней межени качество воды по гидрохимической и микробиологической оценкам совпадает, и вода характеризуется категорией “загрязненная”. В ДО и почвах водосбора р. Полежаевки процессы деструкции ОВ растительно-го происхождения преобладали над его продукцией, т. е. в системе “водоток и его водосбор” малой р. Полежаевки доминировали гетеротрофные процессы над автотрофными, что отражается в накоплении преобразованного ОВ в ДО и почве.

По пигментным характеристикам наиболее общая закономерность в пигментном составе ДО и почвы — подавляющее (50–70% от суммы пигментов) преобладание каротиноидов, а в составе продуцентов доминирование диатомей (соотношение $Xл\ c / Xл\ a$ превышало $Xл\ b / Xл\ a$). Вклад естественных продуцентов в состав ОВ почв и ДО подтвержден как продукционными характеристиками ($Xл\ a / C_{орг}$), так и на уровне молекулярных маркеров (n -алканы).

Исследование молекулярного состава УВ ДО и почв выявило их генетическую схожесть, которая связана с антропогенным преобразованием водосбора. Показано, что преобладающий тип в ДО и почве — ОВ терригенного генезиса, а именно соединения, синтезированные высшей растительностью. Общее в распределении n -алканов в исследованных осадках и почве — доминирование четных гомологов, что указывает на высокий уровень преобразования ОВ. В обоих случаях прослеживается влияние микробного компонента на состав четных n -алканов.

Уровни углеводородного загрязнения ДО и почв намного ниже, чем таковые для водосборов многих малых рек территории Хабаровска, что открывает благоприятные перспективы для проведения ревитализации р. Полежаевки.

Авторы выражают благодарность Г.М. Филипповой (ЦКП ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга”) и М.И. Климину (ИВЭП ДВО РАН) за помощь в выполнении анализов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.
2. Гаретова Л.А., Фишер Н.К., Иманова Е.Л., Кириенко О.А., Кошельков А.М. Особенности формирования органических соединений в грунтах и донных отложениях промзоны г. Хабаровск // Геохимия. 2021. Т. 66. С. 464–472.
3. Гаретова Л.А., Харитонова Г.В., Иманова Е.Л., Фишер Н.К., Кириенко О.А. Влияние наводнения 2019 г. на абиотическую и биотическую структуру донных отложений и почв поймы р. Амур // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2022. № 5. С. 1–12.
4. Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Пиковский Ю.И., Смирнова М.А. Алканы как компоненты углеводородного состояния почв: поведение, индикационное значение // Почвоведение. 2018. № 1. С. 37–47.
5. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. М.: ИПК, Изд-во стандартов, 2010.
6. ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. М.: ИПК, Изд-во стандартов, 1990.
7. Дегтярева Л.В. Пространственное распределение органического вещества в донных отложениях Северного Каспия в зависимости от абиотических и биотических факторов среды // Естественные науки. 2013. Т. 43. С. 49–55.
8. Евдокимова Г.А. Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению // Теоретическая и приклад. экология. 2014. № 2. С. 17–24.
9. Кислякова Е.Г. Изучение геохимического поля экосистем малых рек // Актуальные проблемы экологии и природопользования. Сб. науч. тр. Вып. 13. М.: РУДН, 2011. Ч. 2. С.113–117.
10. Климин М.А., Сиротский С.Е. Распределение фотосинтетических пигментов в профиле торфяных отложений как отражение колебаний климата в голоцене // Биогеохимические и геоэкологические процессы в экосистемах. Вып. 15. Владивосток: Дальнаука, 2005. С. 237–248.
11. Корнейкова М.В., Лебедева Е.В. Почвенные микробиоты — биоиндикаторы загрязнений на Кольском полуострове // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы международ. симпоз. Молодеж. шк. М.: ГЕОС, 2016. С. 129–133.

12. Кошельков А.М., Матюшкина Л.А. Оценка химического загрязнения почв водоохраных зон малых рек города Хабаровска // Регионал. проблемы. 2018. Т. 21. С. 76–85.
13. Кремлева Т.А. Геохимические факторы устойчивости водных систем к антропогенным нагрузкам. Дис. ... докт. хим. наук. Тюмень: ТГУ, 2015. 260 с.
14. Марьяш А.А., Ходоренко Н.Д., Звалинский В.И., Тищенко П.Я. Органический углерод в эстуарии реки Раздольная (Амурский залив, Японское море) в период ледостава // Геохимия. 2015. № 8. С. 734–742.
15. Микроорганизмы как агенты биомониторинга и биоремедиации загрязненных почв / Под общ. ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Науч. изд-во ВятГУ, 2018. 254 с.
16. Немировская И.А. Углеводороды в океане (снег–лед–вода–взвесь–донные осадки). М.: Науч. мир, 2004. 318 с.
17. Немировская И.А., Канапацкий Т.А., Храмцова А.В. Особенности распределения и состава органических соединений в водах и донных осадках р. Чернавка, впадающей в озеро Эльтон // Докл. РАН. Науки о Земле. 2023. Т. 510. С. 241–246.
18. Немировская И.А., Островская Е.В. Мониторинг органических соединений в водосборе Волги // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018. Т. XXXIX. № 4. С. 65–85.
19. Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Опекунова М.Г. Техногенная трансформация состава донных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга // Геоэкология. Инженерная геология. Гидроэкология. Геокриология. 2017. № 4. С. 48–61.
20. Петров А.А. Химия алканов. М.: Наука, 1974. 243 с.
21. Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С. Параметры самородного углеводородного состояния почв различных биоклиматических зон // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1307–1321.
22. ПНДФ 16.1:2.2.22-98 Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органно-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М.: Гос. ком. РФ по охране окружающей среды, 2005. 21 с.
23. ПНДФ 16.1:2.3:3.44-05 Методика выполнения измерений массовой доли летучих фенолов в пробах почв, осадков сточных вод и отходов фотометрическим методом после отгонки водяным паром. М., 2005. 14 с.
24. Полянин В.О., Фащевская Т.Б., Словягина А.Н. Особенности формирования и регулирования диффузного загрязнения в пределах городских территорий (на примере р. Язузы) // Вод. ресурсы. 2023. Т. 50. С. 53–67.
25. Практикум по микробиологии: Учеб. Пособие для студентов высш. учеб. Заведений / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.
26. Рогозина Е.А. Геохимические изменения в составе нефти при биodeградации // Разведка и охрана недр. 2010. № 4. С. 63–68.
27. СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. 960 с.
28. Сигарева Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях Волжских водоемов. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2012. 217 с.
29. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Особенности распределения растительных пигментов в донных отложениях Чебоксарского водохранилища // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40. С. 27–35.
30. Фащевская Т.Б., Словягина А.Н., Полянин В.О., Алгушаева А.В. Антропогенные изменения гидрохимического режима и качества воды городского водотока (на примере реки Лихоборки, московский регион) // Вод. ресурсы. 2023. Т. 50. С. 203–217.
31. Федоров Ю.А., Доценко И.В., Кузнецов А.Н., Белов А.А., Логинов Е.А. Закономерности распределения $C_{орг}$ в донных отложениях российской части Азовского моря // Океанология. 2009. Т. 49. С. 229–236.
32. Фишер Н.К., Гаретова Л.А., Имранова Е.Л., Кириенко О.А., Афанасьева М.И. Оценка экологического состояния малых рек центральной части Хабаровска в период снеготаяния // Регионал. проблемы. 2018. Т. 21. С. 35–44.
33. Шестеркин В.П., Афанасьева М.И., Шестеркина Н.М. Особенности качества воды малых рек Хабаровска в зимний период // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2019. № 3. С. 42–51.
34. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: APCO, 2018. 415 с.
35. Anh N.T., Can L.D., Nhan N.T., Schmalz B., Luu T.L. Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review // Case Studies in Chemical and Environ. Engineering. 2023. V. 8. 100424.
36. Engloner A.I., Németh K., Dobosy P., Óvári M. Exploring the trend effects of diffuse anthropogenic pollution

- in a large river passing through a densely populated area // *Heliyon*. V. 9. 2023. e20120.
37. Kuhn Th.K., Krull E.S., Bowater A., Grice K., Gleixner G. The occurrence of short chain *n*-alkanes with an even over odd predominance in higher plants and soils // *Organic Geochem.* 2009. V. 41. P. 88–95.
 38. Liu Y., Su B., Mu H., Zhang Y., Chen L., Wu B. Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers: From the perspective of pollutant composition and toxicity // *J. Hazardous Materials*. 2023. V. 460. 132441.
 39. Norris C., Dungai J., Joyne A., Quideau S. Biomarkers of novel ecosystem development in boreal forest soils // *Organic Geochem.* 2013. V. 64. P. 9–18.
 40. Peters K.E., Walters C.C., Moldowan J.M. The biomarker guide. Second Edition I, II, Cambridge: Univ. Press, 2005. 1155 p.
 41. Revitalization of Urban River Spaces. <http://www.re-uris.gig.eu> (дата обращения: 20.02.23)
 42. Saliot A., Laureillard J., Scribe P., Sicre M.A. Evolutionary trends in the lipid biomarker approach for investigating the biogeochemistry of organic matter in the marine environment // *Mar. Chem.* 1992. V. 39. P. 235–248.
 43. Sojinu S.O., Sonibare O.O., Ekundayo O., Zeng E.Y. Assessing anthropogenic contamination in surface sediments of Niger Delta, Nigeria with fecal sterols and *n*-alkanes as indicators // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 441. P. 89–96.
 44. Zhang Y., Mao W., Li R., Liu Y., Wang P., Zheng Z., Guan Y. Distribution characteristics, risk assessment, and quantitative source apportionment of typical contaminants (HMs, N, P, and TOC) in river sediment under rapid urbanization: A study case of Shenzhen river, Pearl River Delta, China // *Process Safety Environ. Protection*. 2022. V. 162. P. 155–168.

Biotic and abiotic components in the system “watercourse and its catchment” of the small Polezhayevka River (the Amur River basin)

L. A. Garetova^{a, *}, E. L. Imranova^a, N. K. Fisher^a

^a*Institute of Water and Ecological Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, 680000 Russia*

*e-mail: gar-va1948@mail.ru

The relationship between abiotic and biotic components in the water and soil is analyzed using the catchment area of the small urban river. Water quality was assessed as “polluted” based on a set of indicators. Similarity in the biogeochemical characteristics of bottom sediments (BS) and soils was revealed. The average organic carbon (C_{org}) content was 5.9 in BS and 6.8% in soil. The excess of the background level of hydrocarbons in BS (100 mg/kg) was no higher than 1.6 times, in the soil it was 1.2–1.7 times. The share of HC in the organic matter content in BS did not exceed 0.4 and 0.21% in the catchment soil. The total content of phytopigments in BS and soil did not differ significantly – 34.89 and 29.31 $\mu\text{g/g}$, respectively. The contribution of primary production, estimated by the chl *a* into the total content of C_{org} in BS averaged 1.53, in soil 0.61%. Carotenoids dominated in the composition of phytopigments in BS and soil. Studying the molecular composition of *n*-alkanes shown that the predominant type of organic matter in both soil and BS is terrigenous matter, genetically associated with higher vegetation, found in the studied objects in the form of transformed hydrocarbons.

Keywords: small river, bottom sediments, soil, organic carbon, hydrocarbons, *n*-alkanes, phytopigments, microorganisms.

МОНИТОРИНГ ГАЛОГЕНОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В РЕКЕ СЕВЕРНАЯ ДВИНА С ПРИМЕНЕНИЕМ ПАРАМЕТРА МАССОВОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ АДСОРБИРУЕМЫХ ОРГАНИЧЕСКИ СВЯЗАННЫХ ГАЛОГЕНОВ

© 2025 г. Т. А. Королева^{а,*}, В. М. Быков^а, Е. А. Москалюк^б, Е. В. Корепина^б

^аФедеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики им. академика Н.П. Лаверова (ФИЦКИА)

УрО РАН, Архангельск, 163020 Россия

^бАО “Архангельский ЦБК”, Новодвинск, 164900 Россия

*e-mail: tataak@mail.ru

Поступила в редакцию 09.02.2024 г.

После доработки 18.04.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

Проведено исследование воды крупнейшей реки Европейского Севера России Северной Двины на содержание галогенорганических соединений посредством мониторинга массовой концентрации адсорбируемых органически связанных галогенов (АОГ) на принятом как “условно чистом” участке реки и в 500 м ниже места сброса очищенных сточных вод интегрированного целлюлозно-бумажного предприятия. Одновременно проведено исследование влияния речного стока, количества атмосферных осадков, температуры воздуха на изменчивость параметра АОГ и количество сброса АОГ со стоком реки в течение 2022 г. Анализ полученных данных указывает на то, что данный параметр относительно нестабилен и напрямую зависит от количества и качества поверхностного и грунтового стока реки, поступающего со всей водосборной территории. Данные обстоятельства, безусловно, препятствуют определению предельно допустимой концентрации галогенорганических соединений в водоеме. Условно “фоновый” уровень АОГ в речной воде в 2022 г. выше места сброса сточных вод АО “Архангельский ЦБК” при выборке значений АОГ $n = 87$ составил 31.8 ± 8.2 мкг/л при максимальном и минимальном значениях 13.2 и 58.0 мкг/л соответственно; в 500 м ниже сброса сточных вод комбината при выборке значений АОГ $n = 24$ составил 34.3 ± 3.2 мкг/л при максимальном и минимальном значениях 14.9 и 71.0 мкг/л соответственно. Особенности формирования АОГ в воде и сравнительно малый вклад ($\leq 1.5\%$), привносимый со сточными водами комбината в общий природный сброс АОГ на исследуемом участке реки, не позволяют выявить какое-либо влияние сточных вод на изменение природного/естественного фона галогенорганических соединений в воде р. Северной Двины.

Ключевые слова: река Северная Двина, промышленные сточные воды, галогенорганические соединения, массовая концентрация адсорбируемых органически связанных галогенов, сток речной воды, предельно допустимая концентрация.

DOI: 10.31857/S0321059625030056 **EDN:** SYQTLN

ВВЕДЕНИЕ

Среди разнообразия органических соединений, вовлеченных в глобальный биогеохимический цикл, классу галогенорганических соединений уделяется особое внимание. Известно, что в общей массе идентифицированных природных галогенорганических соединений (ГОС), которыми насыщены слои атмосферы, гидросферы, литосферы, органические хлориды составляют 52.0%, органические бромиды 44.9%, органические йодиды и фториды 2.5% [34, 35].

Глобальное распространение органических галогенидов в окружающей среде обусловлено: протеканием фотохимических, каталитических реакций в атмосфере и гидросфере, геотермальных и геологических стихийных явлений; продуцированием живых систем (бактерий, грибов, лишайников, растений, морских организмов, насекомых, млекопитающих, животных и человека) [19, 21, 22, 24, 28, 29, 36, 38]. В результате естественных биогенных процессов образуются такие токсичные соединения, как полибромированные дифениловые эфиры и полихлори-

рованные диоксины и фураны с близкой или идентичной структурой соединениям антропогенного происхождения [18, 22, 30, 35]. Многие ГОС природного происхождения справедливо классифицируются как “химические вещества, вызывающие новые опасения” [22].

Природный/естественный фон ГОС в матрицах экосистем непостоянен во времени и обусловлен морфологическими/орографическими характеристиками места расположения природных объектов, климатическими условиями и химическими свойствами самих соединений. Сегодня изучение природных источников ГОС – одно из приоритетных направлений международных исследований в области охраны окружающей среды [22, 40].

Накопление и распределение ГОС в окружающей среде отчасти изменяется в результате влияния промышленной деятельности человека. Благодаря высокой реакционной способности ГОС применяются в качестве первичных производственных продуктов: растворителей, обезжиривающих средств, пестицидов, инсектицидов, фармацевтических препаратов, антипиренов и промежуточных продуктов для химического синтеза. В виде вторичных/побочных продуктов ГОС поступают в окружающую среду с промышленными отходами и сточными водами [18, 19, 21, 22, 24, 28, 29, 36, 38, 43], многие из этих соединений обладают токсичными свойствами и чрезвычайной стойкостью, способны к биоаккумуляции и биомagnификации в пищевых цепях [41, 43]. В частности, такие высокомолекулярные и липофильные соединения, как полихлорированные диоксины и фураны, полихлорбифенилы, гексахлорбензол, пентахлорфенол, гексабромциклододекан, гексабромдифенил и др., законодательно определены как стойкие органические загрязнители (СОЗ) и признаны символами глобального загрязнения окружающей среды [43]. Накопление СОЗ в тканях живых организмов и человека может привести к серьезным последствиям для здоровья (рак, врожденные дефекты, дисфункция иммунной и репродуктивной систем, повреждения центральной и периферической нервной системы и т. п.) [41, 43].

Сегодня в Российской Федерации процедуры контроля ГОС в природных матрицах и про-

мышленных сточных водах/отходах не имеют механизма закономерного взаимодействия. Несмотря на то, что органические галогениды используются и образуются как побочный продукт во многих отраслях промышленности, в России контроль ГОС в технологическом процессе и сбросе сточных вод в водоемы осуществляется только на целлюлозно-бумажных предприятиях в соответствии с информационно-техническим справочником по наилучшим доступным технологиям ИТС-1 2023 “Целлюлозно-бумажное производство” (утв. приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии от 26 декабря 2023 г. № 2795) [15]. Справочник – консенсусный документ между регулируемыми органами, промышленными предприятиями, научными, экспертными организациями. В соответствии с рекомендациями НДТ на предприятиях, производящих беленую целлюлозу, количество идентифицированных хлорорганических соединений в сточных водах, таких как хлорфенолы, хлорированные гомологи алифатических карбоновых кислот, катехолы, гваяколы, полихлорированные диоксины и фуранов, дифенилы, а также и не идентифицированных соединений контролируется по интегральному параметру – массовой концентрации адсорбируемых органически связанных галогенов (АОГ). Данный параметр в 2015 г. распоряжением Правительства № 1316-р был включен в перечень загрязняющих веществ в разделе “водные объекты” с аббревиатурой “АОХ”. Впоследствии в отношении АОГ появилась необходимость должного нормирования и введения мер государственного эколого-технологического регулирования в области охраны окружающей среды, что, возможно, потребует определения фонового уровня АОГ в водной толще природных объектов – приемников сточных вод предприятий. Однако на настоящий момент для водных объектов РФ практически нет информации о количестве и распределении ГОС в воде, донных осадках, биоте, что позволило бы рассмотреть возможность введения предельных концентраций АОГ в природной воде и сформировать экологические стандарты качества воды для объектов – приемников сточных вод.

В текущей ситуации исследование качества воды крупнейшей реки Европейского Севера

России (ЕСР) – Северной Двины – первоочередная задача, так как на водосборной территории реки действуют крупные комбинаты лесохимической промышленности: АО “Архангельский ЦБК”, филиал АО “ГРУППЫ “ИЛИМ” в г. Коряжме, АО “Сыктывкарский лесопромышленный комплекс”, предприятия компании “Объединенные бумажные фабрики”, также базы федерального значения по добыче углеводородного сырья, алюминия, алмазов, судов речного и морского флота, черной металлургии, жилищно-коммунального и сельского хозяйства, теплоэлектростанции и множество других предприятий малого и среднего бизнеса.

АО “Архангельский ЦБК” расположен на левом берегу рук. Мечка Северной Двины в 20 км вверх по течению от г. Архангельска в черте г. Новодвинска. Речная вода Северной Двины на данном участке может условно характеризоваться качеством стока водосборного бассейна.

Таким образом, систематический контроль количества ГОС в водной толще Северной Двины по параметру – концентрация АОГ – на “условно чистом” участке и вблизи сброса очищенных сточных вод комбината АО “Архангельский ЦБК” позволит получить информацию о целесообразности введения предельно допустимой концентрации ГОС для данного водного объекта, а также даст возможность оценить влияние сточных вод предприятия на содержание ГОС в речной воде.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Крупнейшая река ЕСР Северная Двина образуется от слияния рек Сухоны и Юг, течет в северо-западном направлении и впадает в Двинскую губу Белого моря (рис. 1). Площадь водосбора реки составляет 357 тыс. км², в нее впадает 14077 притоков (преобладают малые реки и ручьи длиной <10 км).

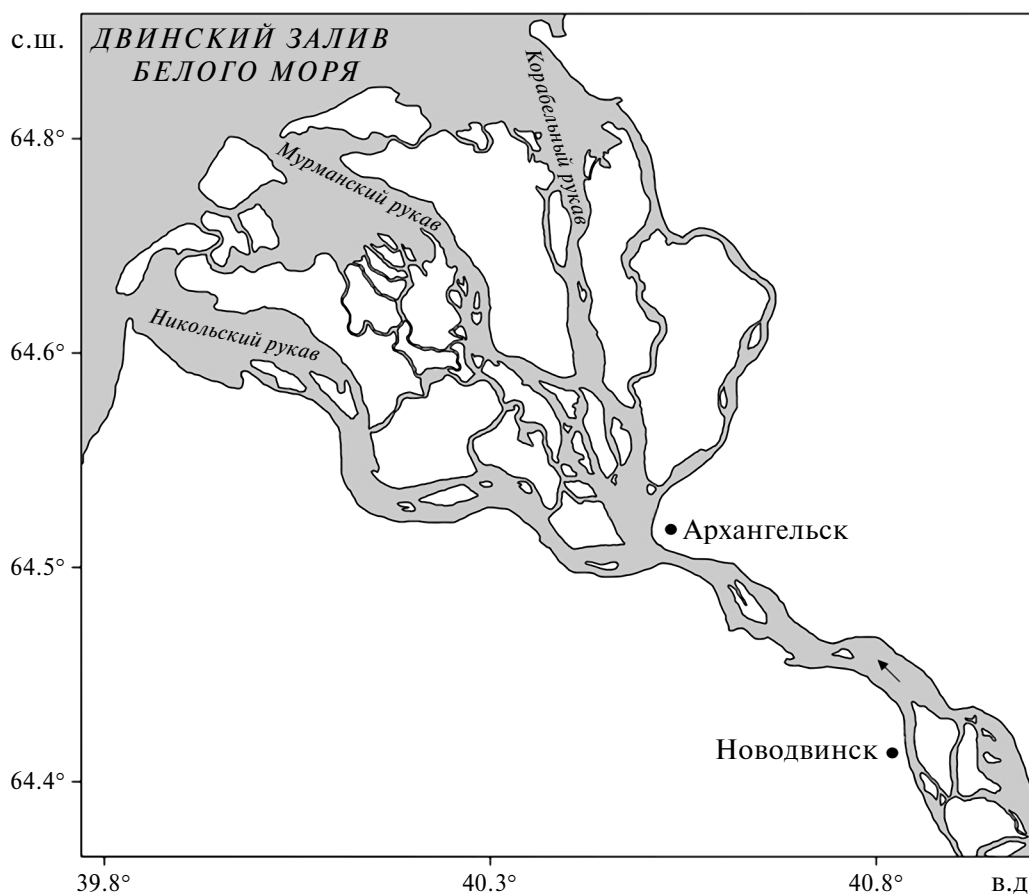


Рис. 1. Картограмма устьевой области Северной Двины.

Средний годовой слой стока в устье реки составляет 309 мм, за год река выносит в море в среднем 110 км^3 воды. Наибольшая часть суммарного стока реки приходится на снеговые воды (45–50%), доля дождевого стока обычно составляет 22–28% и подземных вод 27–29% [3].

Бассейн реки (рис. 2) представляет собой обширную, слабо всхолмленную равнину, приподнятую по краям и понижающуюся в северо-западном направлении. Поверхность бассейна покрыта мощным слоем ледниковых отложений, подстилаемых песчаниками, мергелями и известняками с преобладанием подзолистых суглино-супесчаных почв. Бассейн находится в зоне тайги, представленной елью, сосной, лиственницей, общая залесенность территории достигает 80–85%. Значительная площадь бассейна (~8.5%) заболочена [3]. В болотных водах может быть растворено до 50–100 мг/л органических веществ гумусового происхождения [1],

что обеспечивает поступление в гидросеть реки большого количества гуминовых веществ. Как следствие, содержание растворенного органического углерода в водной толще Северной Двины составляет $17.7 \pm 5 \text{ мг/л}$ и превышает среднее значение для рек мира (5.75 мг/л) в несколько раз. [4, 5, 7, 16].

Орография местности, избыточное увлажнение, умеренно континентальный климат на водосборной территории – морской на северо-западе и субарктический на северо-востоке – располагают к аккумуляции галогенорганических соединений в почве и торфе болот [23, 39, 40]. В пробах болотной воды, отобранных в комплексе Иласского болотного массива, расположенном в 30 км юго-западнее г. Архангельска и являющимся стоковой частью бассейна Северной Двины, концентрация АОГ составила 0.95 мг/л, содержание хлорид- и бромид-анионов в среднем 1.13 и 0.12 мг/л соответственно,

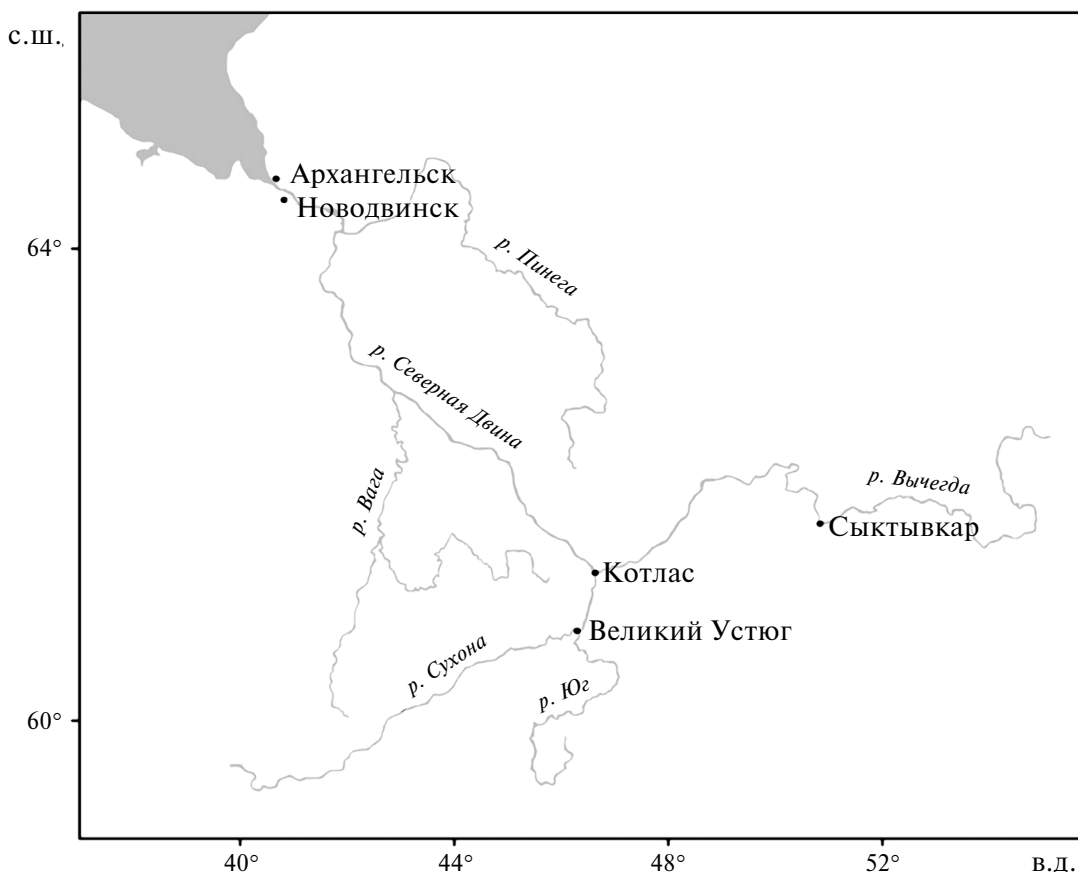


Рис. 2. Картограмма речной системы Северной Двины.

содержание фторид-ионов < 0.1 мг/л. Соединениями хлора, брома и йода богаты и глубинные подземные воды, которые залегают в северо-западной и юго-восточной частях водосборного бассейна и частично попадают в водоносный комплекс долины реки. Концентрация брома в подземных водах > 25 мг/л, йода 5–10 мг/л [11].

Результаты исследования анионного состава проб речной воды, отобранных в 3100 м выше сброса сточных вод, показали, что наряду с высоким содержанием хлорид-ионов в речной воде (6.82–7.22 мг/л) присутствуют бромид- и фторид-ионы, однако их количество значительно меньше, бромид-ионов ≤ 28 мкг/л, фторид-ионов < 0.1 мг/л. Реки, питающиеся болотными водами, обычно содержат фтор в воде в концентрациях ≤ 0.14 мг/л [2, 12].

Таким образом, условия, сложившиеся на территории водосборного бассейна Северной Двины: умеренно континентальный климат; малое количество солнечной радиации; из-

быточное увлажнение; подзолистые, дерновоподзолистые и болотноподзолистые почвы, богатые органическим веществом; близость к морю; присутствие глубинных подземных вод, насыщенных галогенид-ионами, — предполагают формирование определенного природного количества ГОС [8, 13, 20, 22, 39, 42] в воде Северной Двины.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Отбор проб речной воды осуществлялся в рук. Мечка (левый берег р. Северная Двина), окаймляющем территорию АО “Архангельский ЦБК”, на протяжении 4 км и в русле реки с 15 февраля по 23 декабря 2022 г. с периодичностью 3–4 раза в месяц (рис. 3). Исследуемый участок реки несет только пресные воды, так как он расположен на расстоянии > 50 км от зоны смешения пресных и соленых вод [9]. На рис. 3 можно видеть следующие точки отбора речной воды: 1 — “условно чистый” участок в рук. Мечка в 3100 м выше выпуска сточных вод в придон-

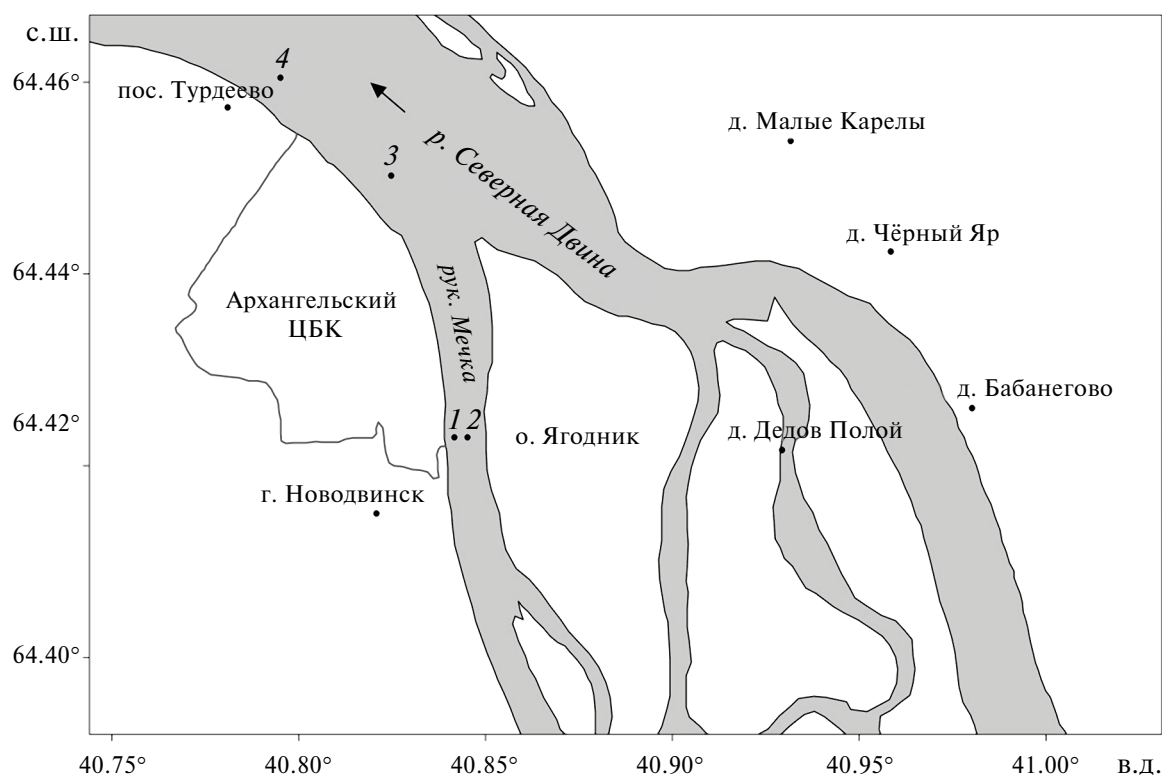


Рис. 3. Картограмма мест отбора проб речной воды в русле Северной Двины и на участке в рук. Мечка.

ном слое в 200 м от берега (насосная станция 1-го подъема); 2 — “условно чистый” участок в рукаве Мечка в 3100 м выше выпуска сточных вод в срединном и придонном слоях в 500 м от берега (район насосных станций); 3 — при выходе рук. Мечка в основное русло реки в 1000 м выше выпуска сточных вод в срединном и придонном слоях в 500 м от берега; 4 — при выходе рук. Мечка в основное русло реки в 500 м ниже выпуска сточных вод в срединном и придонном слоях в 500 м от берега.

Пробы воды отбирались в срединном слое на глубине 2 м и в придонном слое на глубине 4.0–4.2 м. Процедура отбора проб водной толщи соответствовала ГОСТ 31861-2012 “Вода. Общие требования к отбору проб”. Пробы консервировались посредством добавки концентрированной азотной кислоты до pH 2.0–2.5. При отборах контролировались температура и pH речной воды.

В течение 11 мес. было отобрано 111 проб речной воды. Водная толща реки на исследуемом участке характеризуется удовлетворительным кислородным режимом, в среднем концентрация кислорода составила 10.0 ± 0.05 мг O_2 /л, и слабощелочной средой, среднегодовое значение pH $\leq 7.34 \pm 0.08$. Такие условия благоприятны для поддержания жизнедеятельности гидробионтов и экологического состояния водного объекта. Содержание взвешенных веществ с января по март ≤ 5 мг/л, в безледный период с апреля по декабрь содержание взвешенных веществ в среднем составило 7.80 ± 2.6 мг/л с интервалом варьирования от 4.1 до 17.2 мг/л и максимальным пиком в мае во время весеннего половодья.

Параллельно отборам речной воды осуществлялся контроль сброса ГОС с очищенными промышленными водами комбината и хозяйственно-бытовыми стоками г. Новодвинска. Определение общего количества ГОС в речной и сточной воде проводилось по аттестованной методике — “Методика измерений массовых концентраций адсорбируемых органически связанных галогенов (АОХ) в пробах питьевых, природных и сточных вод методом микрокулонометрического титрования”, разработанной на

основе ISO 9562 и ISO 11480 в аккредитованной лаборатории экоаналитических исследований ФИЦКИА Уро РАН. Суть метода заключается в адсорбции галогенов (Cl, Br, I, F) пробы воды на активированном сверхчистом угле с последующим сжиганием угля в потоке кислорода при температуре 950–1000°C и измерении массовой концентрации выделившихся галогенов способом кулонометрического титрования в регистрирующем устройстве (титровальной ячейке анализатор “multi X 2500”). Концентрация адсорбируемых галогенорганических соединений (мкг/дм³) пересчитывается в единицы хлора. Данный параметр позволяет определить общую сумму всех галогенорганических соединений и той ее части, которая на данном этапе развития современной аналитической приборной базы не дает возможности их полной идентификации [25, 37].

Определение анионного состава воды выполнялось методом ионной хроматографии на жидкостном хроматографе “LC-20 Prominence” в центре коллективного пользования научным оборудованием “Арктика” Северного (Арктического) федерального университета им. М.В. Ломоносова.

В период отбора проб речной воды ежедневно фиксировались среднесуточные данные по температуре окружающего воздуха и количеству осадков в сутки на сайте “Погода и климат” [14], а суточные значения уровня воды в Северной Двине на сайте “Уровень воды онлайн” [17] в соответствии с абсолютной отметкой 1.58 м Балтийской системы (единица измерения см). Точкой отсчета измерения уровня воды в реке являлся гидроствор Усть-Пинега, замыкающий поверхностные и грунтовые воды стока до 97.5% от всей площади водосборного бассейна реки [10], расположенный в 90 км выше от исследуемого участка реки. Регистрируемые в течение года суточные данные уровня воды были пересчитаны в сток воды (м³/с) с помощью эмпирической формулы — полинома в пятой степени $Y = 1.97 \times 10^{-20} X^5 - 1.59 \times 10^{-14} X^4 + 4.79 \times 10^{-10} X^3 - 7.30 \times 10^{-6} X^2 + 0.088 X - 194.25$ [10]. Далее для расчета сброса АОГ с речной водой данные по стоку воды были переведены в размерность (км³/(мес-яц, год)).

Таблица 1. Показатели математико-статистического анализа обработки данных по концентрации АОГ в речной воде

Показатели статистического анализа	Место отбора проб на участке Северной Двины						
	3100 м выше выпуска сточных вод			1000 м выше выпуска сточных вод		500 м ниже выпуска сточных вод	
	насосная станция (1 подъем)	район насосных станций					
	придонный слой	срединный слой	придонный слой	срединный слой	придонный слой	срединный слой	придонный слой
Количество проб	39	12	12	12	12	12	12
Максимальное значение	58.0	50.0	54.0	53.0	56.0	56.0	71.0
Минимальное значение	17.1	13.7	16.9	18.4	13.2	19.3	14.9
Среднее значение	31.8	30.2	28.3	32.4	30.9	33.4	35.3
СКО	10.4	9.3	10.5	10.3	12.0	10.4	15.2
Коэффициент вариации	32.8	30.7	37.1	31.9	39.0	31.0	43.1
Количество проб	—	24		24		24	
Среднее значение		29.3		31.7		34.3	
СКО		9.7		11.0		12.8	
Коэффициент вариации		33.3		34.7		37.1	

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 приведены показатели, полученные при математико-статистической обработке выборок данных по концентрации АОГ, для каждого участка отбора проб речной воды. Данные по срединному и придонному слоям для каждого участка исследования были объединены в общую выборку по причине незначительного интервала варьирования между их средними значениями в слоях $\pm 1.5\text{--}1.9$ мкг/л (табл. 1). В результате обработки полученных массивов данных выявлено, что концентрация АОГ в воде в 3100 и 1000 м выше сброса сточных вод имеет близкие значения 29.3–31.8 мкг/л и в среднем меньше на 3.4 мкг/л, чем в 500 м ниже сброса сточных вод.

Для всех выборок данных были рассчитаны достаточно высокие значения коэффициента вариации $> 31\%$, что свидетельствует о неоднородности полученных рядов данных (табл. 1). В условиях проведения исследования это указывает на то, что параметр АОГ в речной воде нестабилен и зависит от множества факторов.

Хаотичное изменение концентрации АОГ в речной воде было отмечено для срединного слоя, что, возможно, связано с динамичностью

срединного водного слоя и подверженности его влиянию ветровых, нагонных, приливно-отливных явлений. В придонном слое водной толщи для всех мест отбора проб в одни и те же временные отрезки наблюдались максимумы и минимумы концентрации АОГ. Впоследствии для оценки влияния стока реки, атмосферных осадков и температуры окружающего воздуха на изменение концентрации АОГ в речной воде были использованы данные, полученные только для придонного слоя с места отбора в 3100 м выше (насосная станция первого подъема) и в 500 м ниже сброса сточных вод (рис. 4).

На рис. 4 можно видеть, что на протяжении беспаводкового периода средний сток воды в реке был стабильно низким и не превышал 2.5 тыс. м³/с, в период весеннего паводка (апрель–июнь) средний расход воды увеличился до 10 тыс. м³/с. Кривая стока воды в весенний паводок имела четко выраженные максимумы, первый пик 20 тыс. м³/с наблюдался в течение двух суток 26 и 27 апреля, второй ~ 15 тыс. м³/с – 5 сут с 14 по 19 мая. Далее к 28 мая сток снизился до 9.2 тыс. м³/с и в течение последующих 12 сут был практически постоянным, к 26 июня сток воды достигнул 2.5 тыс. м³/с. Характер изменения кривой стока воды в паводковый период

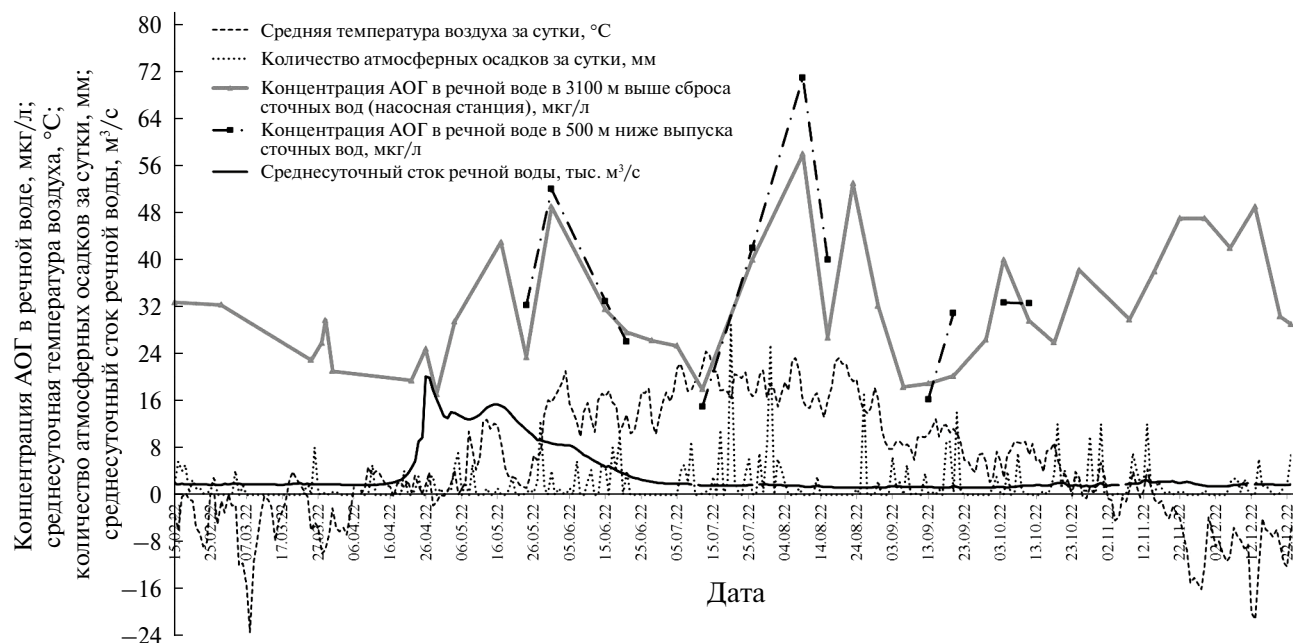


Рис. 4. Среднесуточный сток речной воды, количество атмосферных осадков, среднесуточная температура воздуха, концентрация АОГ в придонном слое воды.

каждый год индивидуален и зависит от времени вскрытия рек на всей территории водосборного бассейна. Следует отметить, что в паводковый период 2022 г. изменение расхода/стока воды согласуется с изменением концентрации АОГ в речной воде на участке отбора проб с временной задержкой 22–24 дня. Так, концентрация АОГ в воде имеет два максимальных пика 17 и 31 мая и последующее снижение к 12 июля: первый пик в середине мая обусловлен насыщением стока реки талой снеговой водой; второй, более высокий пик, наблюдаемый с конца мая по середину июня, скорее всего, был сформирован дополнительным поступлением снеговой воды уже с оттаявших к этому времени почв, болот и рек водосборной территории Северной Двины. Известно, что снег является мощным адсорбентом с относительно большой удельной поверхностью, в нем аккумулируется на два-три порядка больше загрязняющих веществ, чем в других атмосферных осадках, благодаря чему он является уникальным индикатором для оценки местных и трансграничных загрязнителей [26, 27, 31–33, 44]. Концентрация АОГ в талой снеговой воде в образце, отобранном в феврале в лесной зоне вблизи г. Архангельска, составила 19.3 мкг/л (содержание хлорид-ионов 1.14 мг/л, бромид-ионов

170 мкг/л, фторид-ионов < 0.1 мг/л), тогда как в дождевых водах, собираемых в августе и сентябре, концентрация АОГ ≤ 8.4 мкг/л (содержание хлорид-ионов 1.03 мг/л, бромид-ионов 68 мкг/л, фторид-ионов < 0.1 мг/л).

При рассмотрении беспаводкового летнего периода (рис. 4) хорошо видно, что формирование максимальных пиков концентрации АОГ в воде 23 августа обусловлено выпадением обильных дождевых осадков и их инфильтрацией из почв близлежащих территорий. Кроме того, август в 2022 г. отличался повышенной температурой атмосферного воздуха, среднесуточная температура составила + 17.4°C (на + 3.8°C выше нормы), что способствовало высокой степени активности гидробионтов в речной воде и, как следствие, повышенному продуцированию ими ГОС.

В периоды, когда река покрыта льдом (с 15 февраля по 22 апреля и с 16 ноября по 23 декабря) сток реки был стабильно низким — 1.5–2.2 тыс. м³/т, при этом средняя концентрация АОГ в 3100 м выше сброса сточных вод составила 26.2 мкг/л (интервал значений от 19.4 до 32.7 мкг/л) и 36.0 мкг/л (интервал значений

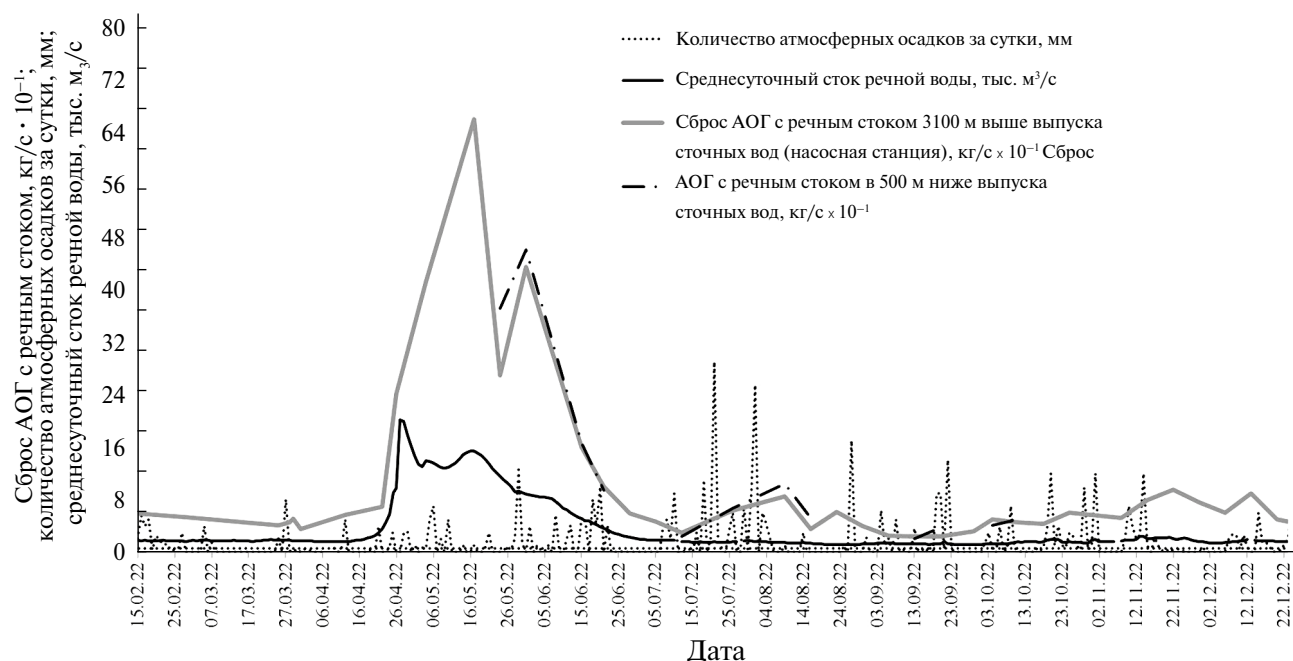


Рис. 5. Среднесуточный сток речной воды, количество атмосферных осадков, среднесуточный сброс АОГ с речной водой.

от 29.0 до 49.0 мкг/л) соответственно. В относительно одинаковых условиях “ледового” периода разница в средних значениях концентрации АОГ была существенной и составила 10 мкг/л.

Далее анализ данных эксперимента состоял в расчете посуточного количества сброса АОГ с речной водой. На рис. 5 можно видеть изменение кривой сброса АОГ в местах отбора проб — в 3100 м выше и в 500 м ниже сброса сточных вод. Изменчивость кривой сброса АОГ с речной водой повторяет характер поведения концентрации АОГ в течение всего периода мониторинга (рис. 4). Сброс АОГ также напрямую зависит от объема стока, повторяя пики с временной задержкой в 22–24 дня, максимальный сброс АОГ был отмечен во время половодья (май–июнь) и положительные пики сброса АОГ были в период обильных атмосферных осадков (рис. 5).

Нужно заметить, что суммарный вклад АОГ с очищенными сточными водами АО “Архангельский ЦБК” в общий/природный сброс АОГ с речной водой в течение 2022 г. не превысил 1.5% и в абсолютном значении меньше на 2 порядка по сравнению со сбросом АОГ с речной водой.

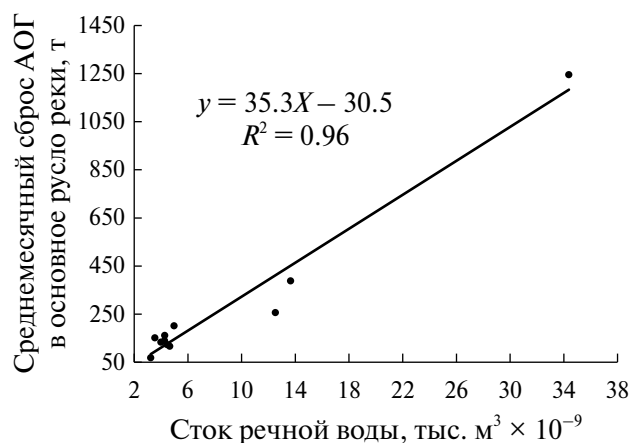
В табл. 2 приведены среднемесячные значения концентрации АОГ в речной воде и расчетные данные сброса АОГ относительно общего стока реки. Суммарный сброс АОГ с речным стоком в море составил 2980.8 т (табл. 2). Усреднение значений концентрации АОГ в речной воде не позволяет математически оценить зависимость данного параметра от объема стока речной воды (табл. 2). Причиной тому является удаленность мест отбора проб речной воды (до 90 км) от регистрации расхода/стока реки с территории водосборного бассейна. Тем не менее расчетные средние значения концентрации АОГ относительно общего стока реки позволяют получить среднемесячные данные сброса АОГ в основное русло реки и достаточно устойчивую корреляцию сброса АОГ от объема стока речной воды, которая в логарифмической форме описывается уравнением положительной линейной зависимости с высоким значением коэффициента достоверности аппроксимации – 0.963 ($n = 111$) (рис. 6).

Анализ концентрации АОГ в речной воде и расчетные данные сброса АОГ с речным стоком еще раз показывают, что на формирование уровня концентрации АОГ в речной воде

Таблица 2. Средние значения параметров при расчете годового выноса АОГ с речной водой на участке отбора проб за 2022 г.

Месяц	Расход воды, м ³ /с	Сток воды, тыс. м ³ (расход воды) × (количество секунд в месяц)	Сток воды, км ³ (тыс. м ³ × 10 ⁻⁹)	АОГ*, мкг/л	Сброс АОГ в основное русло реки, т
Январь	2145	5748600	5.75	—	—
Февраль	1763	4266460	4.27	32.5	138.7
Март	1735	4649800	4.65	24.9	115.5
Апрель	4833	12517470	12.52	20.4	255.8
Май	12829	34381720	34.38	36.2	1245.5
Июнь	5269	13646710	13.65	28.4	388.0
Июль	1660	4448800	4.45	27.7	123.4
Август	1326	3553680	3.55	42.5	150.9
Сентябрь	1249	3234910	3.23	21.0	67.8
Октябрь	1489	3990520	3.99	33.4	133.4
Ноябрь	1919	4970210	4.97	40.5	201.0
Декабрь	1598	4282640	4.28	37.6	160.9
Сброс АОГ с речным стоком в течение 11 мес.					2980.8

* Средняя концентрация АОГ в месяц на участке “Насосная станция 1-го подъема” — данные отсутствуют.

**Рис. 6.** График корреляции между среднемесячными величинами сброса АОГ в основное русло реки и стоком речной воды.

в первую очередь влияет сток с водосборной территории, качество которого зависит от климатических условий, природных явлений и техногенной нагрузки на всей водосборной территории реки.

Многолетний мониторинг водной толщи и донных осадков на содержание галогенорганических соединений в группе озер, не испытывающих прямой антропогенной нагрузки, и

озер под многолетним техногенным влиянием, расположенных на юго-западе Архангельской области, также показал, что параметр АОГ целесообразно применять для контроля загрязнения воды галогенорганическими соединениями в природных экосистемах [6].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Орография водосборной территории Северной Двины, избыточное увлажнение, обширные бореальные леса с преимущественно морским климатом на северо-западе и субарктическим на северо-востоке, достаточная урбанизация территории располагают к аккумуляции хлор-, бром-, йод- и фторорганических соединений в поверхностных почвах и торфах болот, расположенных на водосборной территории, что, в свою очередь, способствует формированию определенного количества ГОС в водных экосистемах.

Результаты полевого мониторинга концентрации адсорбируемых галогенорганических соединений в воде Северной Двины в 2022 г. показали, что данный параметр относительно нестабилен и, главным образом, зависит от количества и качества поверхностного и грунтового стока, поступающего со всей обширной

водосборной территории, формируемого под воздействием климатических условий. Данные обстоятельства, безусловно, препятствуют определению предельно допустимой концентрации галогенорганических соединений в речной воде.

Условно “фоновый” уровень АОГ в речной воде в 2022 г. выше сброса сточных вод АО “Архангельский ЦБК” при выборке значений АОГ ($n = 87$) составил 31.8 ± 8.2 мкг/л при максимальном и минимальном значениях АОГ в воде 13.2 и 58.0 мкг/л соответственно, в 500 м ниже сброса сточных вод АО “Архангельский ЦБК” при выборке значений АОГ ($n = 24$) составил 34.3 ± 3.2 мкг/л при максимальном и минимальном значениях АОГ в речной воде 14.9 и 71.0 мкг/л соответственно.

Особенности формирования АОГ в водной толще реки и сравнительно малый вклад ($\leq 1.5\%$) АОГ со сточными водами АО “Архангельский ЦБК” в общий природный сброс АОГ с речной водой не позволяют выявить какое-либо влияние сточных вод предприятия на изменение природного/естественного фона ГОС в речной воде.

В международной практике параметр — концентрация адсорбируемых галогенорганических соединений в водной среде нашел широкое законодательное применение для контроля качества сточных вод предприятий в различных отраслях промышленности. Установленные нормы для параметра АОГ в промышленных сточных водах обязывают предприятия совершенствовать действующие и внедрять современные экологически безопасные технологии производства.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бреховских В.Ф., Волков З.В. Проблемы качества поверхностных вод в бассейне Северной Двины. М.: Наука, 2003. 233 с.
2. Брусиловский С.А., Дворов В.И. Некоторые черты геохимии фтора в термальных и других типах природных вод // Региональная геотермия и распространение термальных вод в СССР. М.: Недра, 1967. С. 298–308.
3. Гидрология устьевой области Северной Двины / Под ред. М.И. Зотина. М.: Гидрометеиздат, 1965. 376 с.
4. Гордеев В.В., Шевченко В.П., Коробов В.Б., Коченкова А.И., Стародымова Д.П., Белоруков С.К., Лохов А.С., Яковлев А.Е., Чульцова А.Л., Золотых Е.О., Лобковский Л.И. Концентрация химических элементов в воде и взвеси реки Северная Двина и годовой валовый сток в Белое море // Докл. наук о Земле. 2021. Т. 500. № 1. С. 787–793.
5. Гордеев В.В., Шевченко В.П., Новигацкий А.Н., Коченкова А.И., Стародымова Д.П., Лохов А.С., Белоруков С.К., Яковлев А.Е. Зона перехода река—море (маргинальный фильтр) реки Северная Двина как эффективная ловушка речного осадочного вещества на пути в открытую зону Белого моря // Океанология. 2022. Т. 62. № 2. С. 221–230.
6. Королева Т.А., Вельямидова А.В., Колпакова Е.А. Интегральный параметр контроля качества воды — концентрация адсорбируемых галогенорганических соединений // Экология и пром-сть России. 2023. Т. 27. № 8. С. 36–41.
7. Коченкова А.И., Новигацкий А.Н., Гордеев В.В., Коробов В.Б., Белоруков С.К., Лохов А.С., Яковлев А.Е. Особенности сезонного распределения взвеси и органического углерода по данным обсерватории “маргинальный фильтр реки Северная Двина” // Океанологические исследования. 2018. Т. 46. № 2. С. 96–111.
8. Кузнецов В.С., Мискевич И.В., Зайцева Г.Б. Гидрохимическая характеристика крупных рек бассейна Северной Двины. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 195 с.
9. Лупачев Ю.В., Макарова Т.А. Проникновение морских вод в рукава дельты Северной Двины и его возможные изменения // Тр. ГОИН. 1976. Вып. 172. С. 117–125.
10. Макарова Т.А. Сток и уровни воды в устьевой области Северной Двины и их возможные изменения // Тр. ГОИН. 1976. Вып. 172. С. 110–117.
11. Малов А.И. Подземные воды Юго-Восточного Беломорья: формирование, роль в геологических процессах. Екатеринбург: Уро РАН, 2003. 234 с.
12. Мягченко А.П., Портянко В.Ф. Содержание фторидов в водах Северного Приазовья // Гигиена и санитария. 1985. № 10. С. 58–59.
13. Общая гидрология: учебник / Под ред. А.Д. Добровольского, М.И. Львовича. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 462 с.
14. Погода и климат. <https://www.pogodaiklimat.ru> (дата обращения: 15.11.2023)
15. Information Technology Handbook on Best Available Technologies ITН-2023. Production of Pulp. Paper

- and Board (In Russian). https://burondt.ru/NDT/NDTDocsDetail.php?UrlId=2101&etkstructure_id=1872 (дата обращения: 19.02.2023)
16. Савенко В.С. Химический состав взвешенных наносов рек мира. М.: ГЕОС, 2006. 174 с.
 17. Сводка измерений по гидропосту с. Усть-Пинега на р. Северная Двина. <https://allrivers.info/gauge/severnaya-dvina-ust-pinega> (дата обращения: 15.11.2023)
 18. Atashgahi S., Häggblom M.M., Smidt H. Organohalide respiration in pristine environments: implications for the natural halogen cycle // *Environ. Microbiol.* 2018. V. 20. № 3. P. 934–948.
 19. Avino P., Capannesi G., Rosada A. Source identification of inorganic airborne particle fraction (PM₁₀) at ultratrace levels by means of INAA short irradiation // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2014. V. 21. P. 4527–4538.
 20. Benavent N., Mahajan A.S., Li Q. et al. Substantial contribution of iodine to Arctic ozone destruction // *Nature Geo-sci.* 2022. V. 15. № 10. P. 770–773.
 21. Berry W.L., Wallace A. Toxicity: The concept and relationship to the dose response curve // *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 1981. V. 3. P. 13–19.
 22. Bidleman T.F., Andersson A., Jantunen L. et al. A review of halogenated natural products in Arctic, Subarctic and Nordic ecosystems // *Emerging Contaminants.* 2019. V. 5. P. 89–115.
 23. Biester H., Keppler F., Putschew A. et al. Halogen retention, organohalogens, and the role of organic matter decomposition on halogen enrichment in two Chilean peat bogs // *Environ. Sci. Technol.* 2004. V. 38. № 7. P. 1984–1991.
 24. Campanella L., Crescentini G., Avino P., Moauro A. Determination of macrominerals and trace elements in the alga *Spirulina platensis* // *Analisis.* 1998. V. 26. № 5. P. 210–214.
 25. Chen B. et al. Methods for total organic halogen (TOX) analysis in water: Past, present, and future // *Chem. Engineering J.* 2020. V. 399. № article 125675.
 26. Dinu M., Moiseenko T., Baranov D. Snowpack as indicators of atmospheric pollution: the Valday upland // *Atmosphere.* 2020. V. 11. № 5. P. 462.
 27. Du Z., Ding S., Xiao R., Fang C., Song W., Jia R., Chu W. Does Snowfall Introduce Disinfection By-product Precursors to Surface Water // *Environ. Sci. Technol.* 2022. V. 56. № 20. P. 14487–14497.
 28. Dulka J.J., Risby T.H. Ultratrace metals in some environmental and biological systems // *Analytical Chem.* 1976. V. 48. № 8. P. 640A–653A.
 29. Edmonds M., Grattan J., Michnowicz S. Volcanic gases: silent killers // *Observing the Volcano World: Volcano Crisis Communication.* 2018. P. 65–83.
 30. Field J., Sierra-Alvarez R. Natural production of organohalide compounds in the environment // *Organohalide-Respiring Bacteria.* 2016. P. 7–29.
 31. Finkel R.C., Langway C.C., Clausen H.B. Changes in precipitation chemistry at Dye 3, Greenland // *J. Geophys. Res. Atmospheres.* 1986. V. 91. Is. D9. P. 9849–9855.
 32. George C., Ammann M., D'Anna B. et al. Heterogeneous photochemistry in the atmosphere // *Chem. Rev.* 2015. V. 115. № 10. P. 4218–4258.
 33. Goto-Azuma K., Koerner R.M., Demuth M.N., Watanabe O. Seasonal and spatial variations of snow chemistry on Mount Logan, Yukon, Canada // *Annals of Glaciol.* 2006. V. 43. № 1. P. 177–186.
 34. Gribble G.W. Amazing organohalogens: Although best known as synthetic toxicants, thousands of halogen compounds are, in fact, part of our natural environment // *Am. Sci.* 2004. T. 92. № 4. P. 342–349.
 35. Gribble G.W. Naturally occurring organohalogen compounds – A comprehensive Review. Progress in the Chemistry of Organic Natural Products 121. 2023. 546 p.
 36. Gustavsson M. et al. Organic matter chlorination rates in different boreal soils: the role of soil organic matter content // *Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 46. № 3. P. 1504–1510.
 37. Kinani A., Kinani S., Richard B., Lorthioy M., Bouchonnet S. Formation and determination of organohalogen by-products in water. Pt I. Discussing the parameters influencing the formation of organohalogen by-products and the relevance of estimating their concentration using the AOX (adsorbable organic halide) method // *TrAC Trends in Analytical Chem.* 2016. V. 85. № 4. P. 273–280.
 38. Krebs R.E. The History and Use of Our Earth's Chemical Elements: A Reference Guide. Greenwood Publishing Group. Westport, 2006. 90 p.
 39. A.C., Ravel B. Abiotic bromination of soil organic matter // *Environ. Sci. Technol.* 2015. V. 49. № 22. P. 13350–13359.
 40. Lijuan J., Baoliang C. Natural origins, concentration levels, and formation mechanisms of organohalogens in the environment // *Progress in Chem.* 2017. V. 29. № 9. P. 1093.
 41. Russo M.V., Notardonato I., Rosada A., Ianiri G., Avino P. Halogenated Volatile Organic Compounds in Water Samples and Inorganic Elements Levels in

- Ores for Characterizing a High Anthropogenic Polluted Area in the Northern Latium Region (Italy) // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2021. V. 18. № 4. № article 1628.
42. Spólnik G., Wach P., Wróbel Z. et al. 2-Iodomalondialdehyde is an abundant component of soluble organic iodine in atmospheric wet precipitation // Sci. Total Environ. 2020. V. 730. № article 139175.
43. Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs) (2019) Text and Annexes. [http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/ tabid/ 2232/ Default. aspx](http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx). Accessed 15 September 2021/
44. Whitlow S., Mayewski P.A., Dibb J.E. A comparison of major chemical species seasonal concentration and accumulation at the South Pole and Summit // Atmospheric Environment. Pt A. General Topics. Greenland, 1992. V. 26. Is.11. P. 2045–2054.
45. Xu R., Xie Y., Tian J. et al. Adsorbable organic halogens in contaminated water environment: a review of sources and removal technologies // J. Cleaner Production. 2021. V. 283. № article 124645.

Monitoring of organohalogen compounds in the Northern Dvina River using the parameter of mass concentration of adsorbed organically bound halogens

T. A. Koroleva^{a,*}, V. M. Bykov^a, E. A. Moskalyuk^b, E. V. Korepina^b

^aN. Laverov Federal Center for Integrated Arctic Research, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk 163020 Russia

^bJSC “Arkhangelsk Pulp and Paper Mill”, Novodvinsk, 164900 Russia

*e-mail: tataak@mail.ru

The study of the water of the largest river in the European North of Russia, the Northern Dvina, for the content of organohalogen compounds (OHC) was carried out by monitoring the mass concentration of adsorbed organically bound halogens (AOH) in the section of the river accepted as “conditionally clean” and 500 m downstream of the discharge point of treated wastewater from an integrated pulp and paper mill. At the same time, a study was carried out on the influence of river runoff, the amount of precipitation, and air temperature on the variability of the AOH parameter and the amount of AOH discharged with the river runoff during 2022. The analysis of the obtained data indicates that this parameter is relatively unstable and directly depends on the quantity and quality of surface and groundwater runoff of the river coming from the entire catchment area. These circumstances, of course, hinder the determination of the maximum permissible concentration of organohalogen compounds in the reservoir. The conventional “background” level of AOH in river water in 2022 upstream of the wastewater discharge site of Arkhangelsk Pulp and Paper Mill JSC with AOH values sampled $n = 87$ was $31.8 \pm 8.2 \mu\text{g/l}$ with maximum and minimum values of $13.2 \mu\text{g/l}$ and $58.0 \mu\text{g/l}$, respectively; 500 m downstream of the plant’s wastewater discharge with AOH values sampled $n = 24$ was $34.3 \pm 3.2 \mu\text{g/l}$ with maximum and minimum values of $14.9 \mu\text{g/l}$ and $71.0 \mu\text{g/l}$, respectively. The peculiarities of the formation of the AOH level in water and the relatively small contribution, $\leq 1.5\%$, brought in with the wastewater of the plant to the total natural discharge of AOH in the studied section of the river do not allow us to identify any influence of wastewater on the change in the natural background of organohalogen compounds in the water of the Northern Dvina River.

Keywords: Northern Dvina River, industrial wastewater, organohalogen compounds, mass concentration of adsorbed organically bound halogens, river water discharge, maximum permissible concentration.

УДК 556.55

ПРИМЕНЕНИЕ СТАТИСТИЧЕСКИХ КРИТЕРИЕВ ИДЕНТИФИКАЦИИ ВЫБРОСОВ ПРИ АНАЛИЗЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК МАЛЫХ ОЗЕР КАРЕЛИИ¹

© 2025 г. В. Ю. Крылова^а, *, Н. В. Игнатьева^а

^аИнститут озераведения РАН — обособленное структурное подразделение Санкт-Петербургского федерального исследовательского центра РАН, Санкт-Петербург, 196105 Россия

*e-mail: krylova.v@spcras.ru

Поступила в редакцию 30.03.2024 г.

После доработки 07.05.2024 г.

Принята к публикации 25.10.2024 г.

На основе статистических оценок составлена гидрохимическая характеристика малых озер, типичных для различных ландшафтов Республики Карелии. Тестовая выборка, подлежащая исследованию, сформирована на основе гидрохимических данных относительно 223 наиболее изученных малых озер Карелии, разделенных на группы на основе их принадлежности тому или иному ландшафту. Оценена возможность выявления атипичных (аномальных) для определенной территории, в том числе уникальных, озер путем применения статистических критериев идентификации выбросов при анализе гидрохимических данных. Поиск аномальных значений проводился классическими методами статистического анализа, среди которых квантильный анализ (ящичковая диаграмма) и статистические критерии поиска выбросов Шовене и Рошера (Томпсона). Оценена эффективность применения данных методов для выявления аномалий. Выполнен экспертный анализ полученной выборки озер с аномальными значениями гидрохимических параметров с целью выявления характера и причин аномалий, а также на предмет уникальности озер. Намечены пути дальнейших исследований возможности использования методов математической статистики для поиска аномалий, а также разработки критериев уникальности озер с позиции гидрохимии.

Ключевые слова: озерная экосистема, гидрохимия озер, уникальные озера, поиск аномалий, статистические выбросы.

DOI: 10.31857/S0321059625030065 EDN: SYOBRB

ВВЕДЕНИЕ

По современным данным, общее число озер на Земле достигает 304 млн, при этом большая их часть имеет площадь зеркала $< 1 \text{ км}^2$ [15]. В связи с неравномерным распределением озер по поверхности суши выделяют так называемые озерные районы, где на относительно небольшой площади, ограниченной одной или несколькими ландшафтными единицами, расположены сотни озер. Один из таких районов — Республика Карелия. Сформировавшиеся и эволюционирующие в схожих природных условиях озера, как правило, обладают значитель-

ным сходством, хотя абсолютно одинаковых по своим характеристикам озерных экосистем в природе нет. Однако в каждой совокупности обычно существуют озера, заметно выделяющиеся по ряду характеристик и свойств. Эти озера отличаются экстремальными значениями тех или иных параметров, выходящими за границы диапазонов, характерных для большинства озер данной совокупности, т. е. озер, типичных для данной территории. При этом существует вероятность того, что некоторые из атипичных (или аномальных) для данной территории озер могут быть отнесены к категории уникальных. Еще недавно единственным способом определения уникальности была экспертная оценка. К недостаткам такой оценки можно отнести действие субъективного фактора, а также трудоемкость и подчас невозможность проанализировать большой массив данных. Поэтому в последние годы были сделаны попытки применения статисти-

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН — СПб ФИЦ РАН (тема FFZF-2024-0001 “Экосистемы Ладожского озера, водоемов его бассейна и прилегающих территорий под воздействием природных и антропогенных факторов на фоне климатических изменений”).

ческого подхода при анализе абиотических параметров озер, в частности — их морфометрических характеристик [3, 4, 9–12]. Полученные результаты свидетельствуют в пользу применения статистических методов и перспективности дальнейшего развития этого направления в выявлении атипичных, в том числе уникальных, озер. При этом авторами публикаций [3, 4, 10, 11] отмечено, что аномалии по морфометрическим параметрам часто сопровождаются аномалиями по ряду других характеристик, в частности гидробиологических и гидрохимических, более подверженных внешним воздействиям, чем морфометрические.

Повышенный интерес к выявлению и изучению атипичных озер, помимо чисто научного аспекта в рамках комплексных лимнологических исследований, имеет социальные корни в связи с необходимостью сохранения и особой охраны данной категории озер, что может быть реализовано в результате придания им статуса особо охраняемых природных территорий (ООПТ). В настоящее время в данном вопросе эксперты руководствуются в основном наличием краснокнижной флоры и фауны, при этом гидрохимические характеристики учитываются редко.

Целью данного исследования была оценка возможности применения статистического подхода к анализу гидрохимических параметров для составления гидрохимической характеристики озер, типичных для различных ландшафтов, а также для выявления атипичных, в том числе уникальных, озерных экосистем. С точки зрения методики математически задача выявления атипичных озер сводится к поиску аномалий. Это можно сделать с помощью статистических методов определения выбросов в исходной выборке. В данном исследовании подлежащая анализу репрезентативная выборка водных объектов строилась на основе малых озер Республики Карелии, разделенных на группы на основе их ландшафтной принадлежности. Для достижения поставленной цели было необходимо:

сформировать массив данных гидрохимических параметров малых озер Карелии;

на основе статистических оценок составить гидрохимическую характеристику озер, типичных для различных ландшафтов Карелии;

исследовать сформированный массив гидрохимических данных на наличие аномальных значений с помощью графических методов и классических статистических критериев обнаружения выбросов;

проанализировать полученную выборку озер с аномальными значениями гидрохимических параметров с целью возможного выявления характера и причин аномалий, а также на предмет уникальности озер.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Республика Карелия, расположенная на северо-западе России в пределах северо-западной части северной и средней тайги, насчитывает ~ 60 тыс. озер, самые большие из них — Ладожское и Онежское. За счет нахождения на Балтийском кристаллическом щите, в зоне умеренно холодного климата с признаками морского эта группа озер с большой вероятностью должна иметь схожие характеристики. Следовательно, аномалии с большой вероятностью будут существенно отличаться от большинства озер данной группы.

Для территории Республики Карелии характерны два зональных типа ландшафта — лесотундровый и северотаежный, а также среднетаежный. В основу районирования исследуемой территории с целью выделения озер, расположенных в схожих геохимических ландшафтах, была положена карта А.Г. Исаченко [5]. На рис. 1 представлена оцифрованная карта ландшафтов Карелии, точками отмечены исследуемые озера. На территории лесотундрового и северотаежного ландшафтов, согласно А.Г. Исаченко, расположены геохимические ландшафты 32 и 35, среднетаежного — геохимические ландшафты 37, 33, 10. Данные ландшафты представляют собой возвышенные денудационно-аккумулятивные равнины с умеренным водообменом на рыхлых отложениях, подстилаемых консолидированными породами лесотундрового и северотаежного ландшафтов (35), среднетаежного ландшафта (37), а также низменные равнины с замедленным водообменом на органогенных породах лесотундрового и северотаежного ландшафтов (32), среднетаежного ландшафта (33) и на рыхлых четвертичных отложениях среднетаежного ландшафта (10).

озер — от 2 до 7, поэтому для выполнения статистических оценок озера были сгруппированы на основе зональных типов ландшафта.

Рассматриваемые озера различаются по степени гидрохимической изученности — от данных одноразового определения ограниченного числа параметров до данных многолетних сезонных наблюдений по всему комплексу основных гидрохимических характеристик. Наиболее достоверные результаты получены, естественно, для тех озер, для которых можно было оперировать среднегодовыми среднемноголетними значениями.

Для исследования были взяты значения следующих 16 гидрохимических параметров: pH, цветности, биохимического потребления кислорода в течение 5 сут (БПК₅), химического потребления кислорода (ХПК_{Cr}), концентраций Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, суммы главных ионов (Σ_и), Fe_{общ}, форм главнейших биогенных элементов — P_{общ}, N_{общ}, N_{орг}. В качестве дополнительной информации использованы сведения о морфометрии, биоте и хозяйственном использовании озер.

Наиболее простым статистическим методом определения выбросов в исходной выборке является квантильный анализ, предложенный Дж. Тьюки [17]. Наглядная форма представления результатов квантильного анализа — ящичковая диаграмма (“ящик с усами”). Диаграмма представляет собой прямоугольник, верхняя и нижняя граница которого обозначают первый ($x_{0.25}$) и третий ($x_{0.75}$) квантили. Разность $Q = x_{0.75} - x_{0.25}$ называется интерквартильным расстоянием. Длине “усов”, отходящих от верхней и нижней границ прямоугольника, соответствует 25% максимальных и 25% минимальных значений характеристики. Горизонтальная линия внутри ящика соответствует медиане ($x_{0.50}$), характеризующей центр распределения. Для нормально распределенных выборок медиана находится посередине, в случае если она смещена относительно центра прямоугольника, это говорит о наличии асимметрии в исходной выборке. При нормальном распределении выборки выполняется следующее соотношение

$$Q = 1.34\sigma, \quad (1)$$

где Q — интерквартильное расстояние, σ — среднеквадратическое отклонение.

Прямые линии, перпендикулярные к “усам”, — так называемые барьеры. Точки, находящиеся за ними и резко выделяющиеся из остальной совокупности, называются выбросами. Внутренние барьеры находятся на расстоянии $1.5Q$, от верхней и нижней границ ящика, внешние — на расстоянии $3Q$.

Для положительных аномалий выполняется условие: $-x_{\text{выб}} > x_{0.75} + 1.5Q$, для отрицательных: $-x_{\text{выб}} < x_{0.25} - 1.5Q$. В случае нормального распределения выборки в диапазоне $\pm 1.5Q$ содержится 99% значений выборки, в диапазоне $\pm 3Q$ — 99.9997%.

В анализируемой выборке распределения вероятности практически по всем параметрам, кроме pH, не подчиняются нормальному закону распределения, поэтому были приведены к нему с помощью преобразования Бокса—Кокса, для K⁺ дополнительно применялось преобразование Йео—Джонсона. Для нормально распределенных выборок можно применить критерии, такие как 3-сигма, Смирнова—Граббса, Хоглина—Иглевича, Титъена—Мура, Шовене, Ирвина и метод Томпсона (критерий Рошера). На основе результатов предыдущих исследований [4], в ходе которых анализировались морфометрические характеристики вулканических озер, из всего множества статистических критериев были выбраны критерии Шовене и Рошера (Томпсона). При этом критерий Шовене показал неудовлетворительный результат, а оптимальным с точки зрения экспертной оценки оказался критерий Рошера. Тем не менее, поскольку оценка гидрохимических характеристик отличается от оценок морфометрических параметров, были использованы оба критерия — Шовене и Рошера (Томпсона).

Критерий Шовене предназначен для сравнения элемента выборки x_i объемом n с табличным критическим значением K^* [6]. Если $K > K^*$, то значение x_i признается выбросом. Статистика критерия Шовене имеет вид:

$$K = \frac{|x_i - \bar{x}|}{s}, \quad (2)$$

где $i = 1, 2, \dots, n$; n — число наблюдений;
 $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ — выборочное среднее значение,
 $s = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$ — выборочное стандартное отклонение.

Критерий Рошера (Томпсона) [16] основан на статистике:

$$T_i = \frac{|x_i - \bar{x}|}{s}. \quad (3)$$

Критическое значение критерия Рошера (Томпсона) находится согласно формуле:

$$T = \sqrt{\frac{(n-1)t_{1-\alpha/2, n-2}^2}{t_{1-\alpha/2, n-2}^2 + n - 2}}, \quad (4)$$

где n — число наблюдений; $t_{1-\alpha/2, n-2}^2$ — квантиль распределения Стьюдента при уровне значимости $\alpha = 0.05$ и числе степеней свободы $\nu = n - 2$. Если эмпирическое значение критерия больше критического, то наблюдение признается выбросом.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Статистические оценки гидрохимических параметров малых озер Карелии двух рассматриваемых ландшафтов приведены в табл. 1, 2. Как можно заметить, практически для всех характеристик распределение вероятности имеет левостороннюю (положительную) асимметрию, т. е. максимум смещен к началу координат. Это означает, что в исследуемой выборке в целом озера имеют схожие значения гидрохимических характеристик, но есть озера, значения гидрохимических характеристик которых сильно превышают средние значения соответствующих параметров. Независимо от ландшафта, наибольший разброс данных относительно среднего значения отмечается по следующим параметрам — цветности, HCO_3^- , $\Sigma_{\text{и}}$, $\text{P}_{\text{общ}}$.

Если говорить о типичных для двух ландшафтных зон значениях гидрохимических показателей в озерах и их различиях, обусловленных природными факторами, то из рассмотрения следует исключить пять озер лесотундрового и северотаежного ландшафта, испытывающих

сильное антропогенное воздействие (антропогенно трансформированных озер), в результате которого в озерах Поппалиярви (Попали-ярви), Койвас и Кенто обнаруживаются очень высокие концентрации ионов калия и сульфатов (K^+ — 16.9–49.6 мг/л; SO_4^{2-} — 27.5–73.6 мг/л), в оз. Травяном (б/н) — фосфора, натрия и хлоридов ($\text{P}_{\text{общ}}$ — 1250 мкг/л; Na^+ — 13.6 мг/л, Cl^- — 30.5 мг/л), в оз. Ругозеро — азота ($\text{N}_{\text{общ}}$ — 3.87 мг/л). Статистические оценки параметров без учета этих пяти озер также включены в табл. 1.

Построение ящичковых диаграмм для первичной оценки исходных выборок на наличие выбросов выявило 26 озер (выбросов), что составляет ~12% общего числа озер исследованной выборки. Аналогичная процедура без учета пяти вышеупомянутых озер, испытывающих сильное антропогенное воздействие, выявила 16 выбросов, 13 из которых попали в число 26 озер, выявленных при анализе всего массива данных, а 3 озера (Пайкъярви (Пайк-ярви), Мунозеро и Мурмозеро) — только при расчете без учета антропогенно трансформированных озер. Полный список выбросов представлен в табл. 3. Первичный экспертный анализ, выполненный на основе имеющейся относительно этих озер информации, показал, что 3 из них — Шавань, Большое Черное (б/н) и Гангозеро — следует исключить из числа атипичных для данной выборки озер (выбросов) из-за недостаточного объема имеющейся гидрохимической информации. Так, оз. Шавань попало в выбросы из-за аномально низкого значения БПК_5 (0.23 мг O_2 /л), однако имеющиеся первичные данные за два года наблюдений относятся только к осеннему периоду, для которого характерно снижение значений данного показателя. Подобная ситуация возникает и с оз. Большим Черным (б/н), для которого было выявлено аномально высокое значение pH, равное 9. Это маленькое, мелководное, высокопродуктивное (эвтрофное) озеро, отбор проб на котором был выполнен одноразово — летом 1964 г. Поэтому вполне закономерно, что вследствие активного фотосинтеза в период наибольшей интенсивности вегетационных процессов значение pH могло быть достаточно высоким. Имеющиеся для оз. Гангозеро данные также являются результатом одноразового отбора проб в осенний период. При этом при анализе всего массива данных аномалия выявлена по низкому

Таблица 1. Статистические оценки гидрохимических параметров малых озер лесотундрового и северотаежного ландшафтов Карелии (геохимические ландшафты 32 и 35) (в скобках – значения параметров без учета антропогенно трансформированных озер: Поппаллярви (Попали-ярви), Койвас, Кентто, Травяного и Ругозеро)

Показатель	Количество озер	Минимум	Максимум	Среднее	Медиана	Мода	Стандартное отклонение	Дисперсия	Асимметрия	Экссесс
pH	48 (44)	5.90	8.20 (7.40)	6.73 (6.66)	6.60	6.50	0.39 (0.31)	0.15 (0.09)	1.13 (0.21)	3.21 (0.43)
Цветность, град Pt-Co	48 (44)	9.00	125	52.1 (52.1)	46.0 (52.0)	80	28.7 (28.3)	824 (799)	0.77 (0.64)	0.28 (0.24)
БПК ₅ , мг О ₂ /л	38 (34)	0.23	6.60 (2.00)	1.01 (0.87)	0.84 (0.85)	0.90	0.99 (0.35)	0.98 (0.13)	5.13 (1.20)	29.1 (2.79)
ХПК _{Cr} , мг О ₂ /л	16 (15)	9.80	37.7 (28.0)	19.2 (18.0)	18.3 (18.0)	—	7.36 (5.65)	54.1 (31.9)	1.02 (0.31)	1.27 (-0.68)
Ca ²⁺ , мг/л	48 (44)	1.00	20.3 (12.2)	3.41 (2.69)	2.30 (2.30)	2.30	3.28 (1.74)	10.7 (3.04)	3.62 (4.10)	15.5 (21.3)
Mg ²⁺ , мг/л	48 (44)	0.40	8.10 (6.40)	1.41 (1.14)	1.00 (0.90)	0.80	1.43 (0.95)	2.05 (0.90)	3.34 (4.42)	12.3 (23.4)
Na ⁺ , мг/л	46 (42)	0.90	13.6 (3.20)	1.93 (1.44)	1.30 (1.30)	1.30	2.02 (0.50)	4.09 (0.25)	4.76 (2.18)	25.8 (5.14)
K ⁺ , мг/л	46 (42)	0.10	49.6 (1.20)	2.52 (0.46)	0.45 (0.40)	0.50	8.37 (0.21)	70.10 (0.05)	4.75 (2.04)	24 (5.61)
HCO ₃ ⁻ , мг/л	48 (44)	0.90	80.2 (68.8)	12.4 (9.35)	7.8 (6.80)	6.80	15.5 (10.8)	241 (116)	3.07 (4.30)	10.3 (22.7)
SO ₄ ²⁻ , мг/л	46 (42)	0.05	73.6 (8.90)	5.87 (2.91)	2.60 (2.40)	1.90	12.0 (1.62)	144 (2.63)	4.66 (2.00)	23.8 (5.50)
Cl ⁻ , мг/л	45 (41)	0.02	30.5 (2.70)	1.79 (1.02)	1.00 (0.85)	0.70	4.43 (0.55)	19.6 (0.30)	6.47 (1.14)	42.8 (1.71)
Σ _{ит} , мг/л	45 (41)	8.80	242 (93.5)	29.9 (19.2)	17.9 (16.1)	—	41.0 (14.0)	1680 (195)	3.79 (4.14)	16.5 (21.0)
Fe _{общ} , мг/л	47 (43)	0.01	1.44	0.29 (0.28)	0.22 (0.22)	0.32 (0.01)	0.30	0.09	2.01 (2.18)	4.37 (5.43)
P _{общ} , мкг/л	48 (44)	6.00	1250 (33.0)	39.7 (12.89)	10.5 (11.0)	9.00	179 (6.51)	31949 (42.4)	6.89 (1.72)	47.6 (2.87)
N _{общ} , мг/л	40 (39)	0.25	3.87 (0.85)	0.52 (0.43)	0.42 (0.40)	0.34	0.56 (0.13)	0.31 (0.02)	5.85 (0.96)	35.9 (1.71)
N _{опт} , мг/л	46 (42)	0.18	2.98 (0.80)	0.47 (0.35)	0.35 (0.33)	0.35	0.53 (0.13)	0.29 (0.02)	4.19 (1.31)	17.6 (2.64)

Таблица 2. Статистические оценки гидрохимических параметров малых озер среднетаежного ландшафта Карелии (геохимические ландшафты 10, 33 и 37)

Показатель	Количество озер	Минимум	Максимум	Среднее	Медиана	Мода	Стандартное отклонение	Дисперсия	Асимметрия	Экссесс
pH	141	4.80	9.00	6.88	6.90	7.00	0.56	0.32	-0.02	1.83
Цветность, град Pt-Co	141	3.00	198	58.4	51.0	38.0	40.6	1650	1.01	0.96
БПК ₃ , мг O ₂ /л	69	0.40	8.40	1.65	1.40	0.80	1.38	1.89	2.96	10.7
ХПК _{Cr} , мг O/л	108	5.80	53.6	25.2	24.1	26.3	10.2	104	0.54	0.03
Ca ²⁺ , мг/л	141	0.70	22.2	4.30	3.00	2.80	3.71	13.8	2.48	7.80
Mg ²⁺ , мг/л	138	0.10	10.8	2.07	1.50	1.00	1.75	3.07	2.11	5.74
Na ⁺ , мг/л	103	0.50	3.90	1.58	1.50	0.80	0.75	0.56	1.04	0.90
K ⁺ , мг/л	103	0.10	3.00	0.59	0.50	0.50	0.39	0.15	3.01	14.6
HCO ₃ ⁻ , мг/л	141	0.00	90.5	18.4	12.0	12.0	17.7	314	1.97	4.35
SO ₄ ²⁻ , мг/л	111	0.50	12.8	4.45	3.80	3.80	2.72	7.42	1.15	1.33
Cl ⁻ , мг/л	134	0.30	4.80	1.31	1.10	1.00	0.90	0.80	1.66	3.34
Σ _и , мг/л	125	4.00	137	34.7	26.1	9.00	26.8	717	1.63	2.74
Fe _{общ} , мг/л	139	0.01	1.78	0.39	0.24	0.05	0.39	0.15	1.53	2.37
P _{общ} , мкг/л	127	5.00	106	26.3	20.0	10.0	18.8	353	1.43	2.14
N _{общ} , мг/л	136	0.20	1.79	0.67	0.58	0.50	0.32	0.11	1.32	1.58
N _{орг} , мг/л	136	0.16	1.69	0.58	0.48	0.32	0.31	0.09	1.47	2.09

Таблица 3. Малые озера Карелии, атипичные по различным гидрохимическим параметрам (выбросы), выявленные методом ящиковых диаграмм (I – выбросы, выявленные при анализе всех озер; II – выбросы, выявленные только при анализе без учета антропогенно трансформированных озер; III – антропогенно трансформированные озера (выбросы); IV – озера, исключенные из числа выявленных выбросов на основании последующей экспертной оценки)

№	Озеро	Координаты, град.		Происхождение	Трофический статус	Зональный тип ландшафта
		с.ш.	в.д.			
I	Аглимозеро	62.5789	36.4174	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Валгмозеро	62.5830	34.9170	Тектоническое	Мезотрофное	Среднетаежный
	Ватчелское	62.2833	33.4500	Ледниковое	Мезотрофное	Среднетаежный
	Вашозеро	62.1650	34.4460	—	Олиготрофное	Среднетаежный
	Верхнее Куйто	65.0477	30.7173	Тектоническое	Олиготрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Вягозеро	63.4500	33.2667	—	Мезотрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Иля-Кялькянярви (Иля-Калькян-ярви)	62.4333	32.2167	—	Дистрофное	Среднетаежный
	Кудамозеро	62.0500	33.1500	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Могжозеро (Мовжозеро)	62.5842	36.6321	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Немозеро	62.5621	36.4540	Ледниковое	Мезотрофное	Среднетаежный
	Новгудозеро	62.6440	37.2680	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Падмозеро	62.5070	35.1560	Ледниково-тектоническое	Мезотрофное	Среднетаежный
	Пулозеро	63.7670	35.4170	Ледниково-тектоническое	Мезотрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Салонъярви	62.1830	32.2170	Ледниково-тектоническое	Ацидотрофное	Среднетаежный
	Светлое	62.6750	36.5310	—	Мезотрофное	Среднетаежный
	Чукозеро	62.6000	37.3167	Ледниковое	Ацидотрофное	Среднетаежный
II	Шапшозеро	61.5960	34.1620	—	Эвтрофное	Среднетаежный
	Яглярви	62.3384	31.7770	—	Ацидотрофное	Среднетаежный
	Мунозеро	62.2333	33.8500	Тектоническое	Олиготрофное	Среднетаежный
III	Мурмозеро	61.6667	36.3500	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Пайкъярви (Пайк-ярви)	61.5667	30.2000	—	Мезотрофное	Среднетаежный
III	Кенто	64.8667	31.1167	—	Олиготрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Койвас	64.8107	30.9752	—	Олиготрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Поппаллярви (Попали-ярви)	64.7167	30.9667	—	Олиготрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Ругозеро	64.0667	32.7333	—	Высокоэвтрофное	Лесотундровый и северотаежный
	Травяное	64.5758	30.6614	—	Гиперэвтрофное	Лесотундровый и северотаежный
IV	Большое Черное (б/н)	62.1252	36.2716	Ледниковое	Эвтрофное	Среднетаежный
	Гангозеро	62.1167	34.6333	—	Олиготрофное	Среднетаежный
	Шавань	63.9333	34.2667	—	Мезотрофное	Лесотундровый и северотаежный

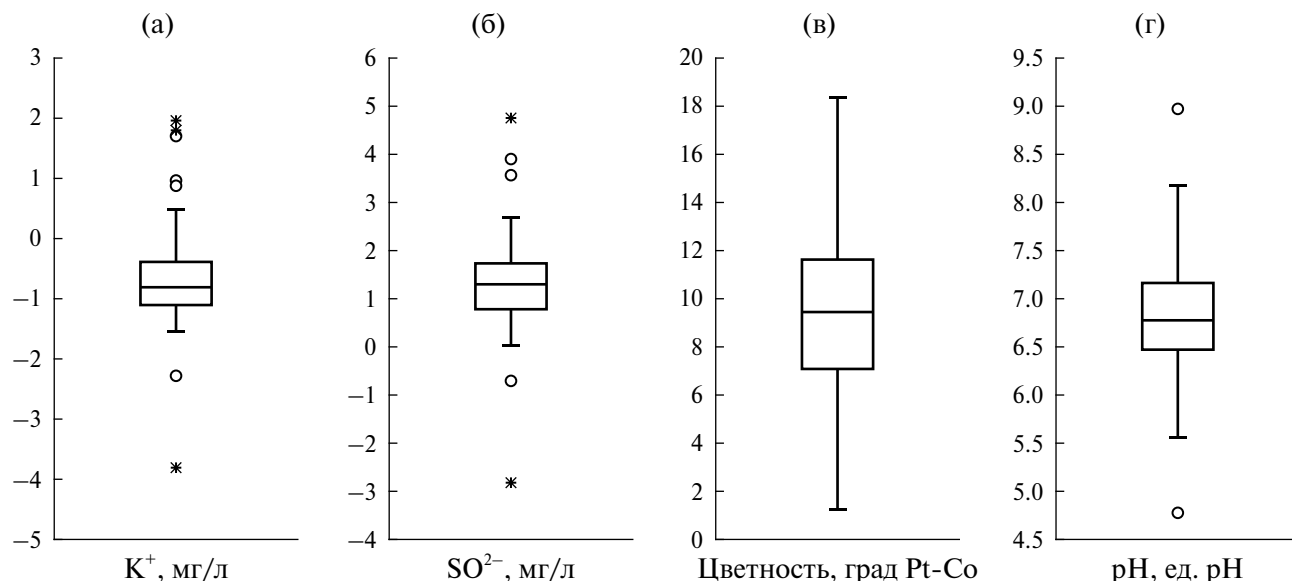


Рис. 2. Ящиковые диаграммы для K^+ (а), SO_4^{2-} (б), цветности (в) и pH (г) (кружки — выбросы за пределами 1.5 межквартильных размахов от ближайшего квартиля, звездочки — за пределами трех межквартильных размахов).

значению XPK_{Cr} (5.8 мг О/л), а при исключении из анализируемой выборки антропогенно трансформированных озер — по высокому значению HCO_3^- (80 мг/л). Возможно, эти озера — атипичные для своих ландшафтов, однако относить их к данной категории на основе подобных единичных значений показателей, которым свойственна ярко выраженная сезонная динамика, было бы некорректным.

Наибольшее количество выбросов, обнаруженных с помощью квантильного анализа (ящиковых диаграмм), при анализе всей выборки было в рядах K^+ — 13, Na^+ — 6 и SO_4^{2-} — 4 озера; Cl^- и $N_{общ}$ — по 2 озера; в рядах цветности, BPK_5 , XPK_{Cr} , $Fe_{общ}$ выбросов нет; для остальных параметров обнаружено по одному выбросу. При анализе выборки без антропогенно трансформированных озер выбросы по гидрохимическим параметрам дают следующую картину: в ряду K^+ — 5, HCO_3^- и Cl^- — по 3 озера; в рядах цветности, BPK_5 , XPK_{Cr} , Na^+ , $Fe_{общ}$ и $P_{общ}$ выбросов нет; для остальных параметров обнаружено по одному выбросу.

На рис. 2 в качестве примера приведены результаты квантильного анализа для некоторых гидрохимических характеристик. Как видно из

рисунка, для K^+ (рис. 2а) и SO_4^{2-} (рис. 2б) имеются как выбросы, так и нехарактерные значения, при этом само распределение K^+ имеет несимметричную форму, SO_4^{2-} — близкую к нормальной. Распределение pH (рис. 2г) несколько асимметричной формы, также имеются выбросы. По таким показателям, как $Fe_{общ}$ и цветность (рис. 2в), квантильный анализ выбросов не выявил.

Применение критерия Шовене к исследуемой выборке позволило выделить выбросы по большинству показателей, за исключением цветности, BPK_5 , XPK_{Cr} , Ca^{2+} , $N_{орг}$, $N_{общ}$ и $Fe_{общ}$. Схожие с критерием Шовене результаты показали применение критерия Рошера. В то же время этот метод позволил выделить дополнительные одиночные выбросы по Na^+ , Cl^- , $N_{орг}$, $N_{общ}$, не показанные критерием Шовене, но выявленные с помощью ящиковых диаграмм. Таким образом, применение графического метода позволило выявить 26 озер Карелии, имеющих атипичные для соответствующих геохимических ландшафтов значения гидрохимических характеристик, с помощью критерия Шовене было обнаружено 10 из них, критерия Рошера (Томсона) — 16. Полный список озер, имеющих атипичные (аномальные) значения гидрохимических характеристик, определенный с помощью статистических мето-

дов анализа и последующей экспертной оценки выбросов, приведен в табл. 4, расположение озер на территории Карелии представлено на рис. 3.

ОБСУЖДЕНИЕ

Статистические оценки, представленные в табл. 1 и 2, дают представление о гидрохимии озер, типичных для двух характерных ландшафтов Карелии. Как можно заметить, для распространенного в области более низких широт среднетаежного ландшафта значения средних и медиан всех рассматриваемых гидрохимических параметров выше, чем в лесотундровом

и северотаежном ландшафте. При рассмотрении без учета антропогенно трансформированных озер разброс значений гидрохимических характеристик для среднетаежного ландшафта также больше, чем для лесотундрового и северотаежного ландшафта. Из 26 озер Карелии, выявленных с помощью статистических методов анализа и признанных атипичными по результатам последующего первичного экспертного анализа, 8 расположены в лесотундровом и северотаежном ландшафте и 18 — в среднетаежном, что составляет соответственно 14 и 11% от общего числа проанализированных в каждом ландшафте озер.

Таблица 4. Малые озера Карелии, имеющие атипичные значения гидрохимических характеристик, выявленные с использованием статистических методов анализа. В скобках приведены значения гидрохимических характеристик, рассматриваемых как аномалии (рН — ед. рН, $P_{\text{общ}}$ — мкг/л, концентрации остальных показателей — мг/л) (I — выбросы, выявленные при анализе всех озер и дополнительно при анализе без учета антропогенно трансформированных озер; II — антропогенно трансформированные озера (выбросы))

№	Озеро	Ящиковая диаграмма	Критерий Шовене	Критерий Рошера
I	Аглимозеро	Mg^{2+} (0.1)	Mg^{2+}	Mg^{2+}
	Валгмозеро	K^+ (3), HCO_3^- (90.5)	—	—
	Ватчелское	Na^+ (0.5)	—	Na^+
	Вашозеро	Na^+ (0.6)	—	—
	Верхнее Куйто	K^+ (0.1)	K^+	K^+
	Вягозеро	SO_4^{2-} (0.05), Cl^- (0.02)	SO_4^{2-} , Cl^-	SO_4^{2-} , Cl^-
	Иля-Кялькянярви (Иля-Калькян-ярви)	Na^+ (0.6), HCO_3^- (0), Σ_n (4), рН (4.8)	HCO_3^- , Σ_n , рН	HCO_3^- , Σ_n , рН
	Кудамозеро	SO_4^{2-} (0.5)	—	—
	Могжозеро (Мовжозеро)	K^+ (0.1)	K^+	K^+
	Мунозеро	Cl^- (4.8)	—	Cl^-
	Мурмозеро	Cl^- (4.8)	—	Cl^-
	Немозеро	$N_{\text{общ}}$ (0.2), $N_{\text{орг}}$ (0.16)	—	$N_{\text{общ}}$, $N_{\text{орг}}$
	Новгудозеро	K^+ (0.2)	—	—
	Пайкъярви (Пайк-ярви)	K^+ (1.7)	—	—
	Падмозеро	HCO_3^- (89.2)	—	—
	Пулозеро	K^+ (0.2)	—	—
	Салонъярви	K^+ (0.2)	—	—
	Светлое	Ca^{2+} (0.7)	—	—
	Чукозеро	K^+ (0.1)	K^+	K^+
	Шапшозеро	K^+ (0.2)	—	—
	Яглярви	Na^+ (0.5), K^+ (0.2)	—	Na^+
II	Кенто	K^+ (16.9), SO_4^{2-} (27.5)	K^+ , SO_4^{2-}	K^+ , SO_4^{2-}
	Койвас	K^+ (26), SO_4^{2-} (36.6)	K^+ , SO_4^{2-}	K^+ , SO_4^{2-}
	Поппаллярви (Попали-ярви)	Na^+ (6.6), K^+ (49.6), SO_4^{2-} (73.6)	K^+ , SO_4^{2-}	K^+ , SO_4^{2-}
	Ругозеро	$N_{\text{общ}}$ (3.87)	—	$N_{\text{общ}}$
	Травяное	Na^+ (13.6), K^+ (3.4), Cl^- (30.5), $P_{\text{общ}}$ (1250)	Na^+ , Cl^- , $P_{\text{общ}}$	Na^+ , Cl^- , $P_{\text{общ}}$

имеют аномально низкие концентрации одного или двух основных ионов. Анализ вспомогательной информации относительно данных водоемов показал, что эти низкотрофные, незагрязненные озера с водой хорошего качества практически не испытывают антропогенного воздействия. Аналогичный экспертный анализ сведений относительно атипичных озер средне-таежного ландшафта показал, что, несмотря на различия в морфометрических характеристиках, оценках трофического статуса и качества воды, выявленные выбросы также обусловлены исключительно природными аномалиями. Антропогенное воздействие на озера или полностью отсутствует (за исключением атмосферной составляющей), или ограничивается децентрализованным их использованием для нужд местного населения и любительским рыболовством. В озерах Валгмозеро, Мунозеро, Мурмозеро, Пайкъярви и Падмозеро концентрации одного или двух главных ионов заметно превышают соответствующие среднестатистические показатели, представленные в табл. 2, для остальных озер причиной выброса стали аномально низкие значения отдельных гидрохимических показателей. При этом кратность превышения или занижения медианных значений ≤ 7.5 , т. е. не столь велика, наибольшая кратность превышения отмечена для гидрокарбонат-иона. Очевидно, аномалии, выявленные на территории обоих ландшафтов, за исключением пяти антропогенно трансформированных озер, обусловлены геохимическими особенностями частных водосборов озер.

Одно из выявленных атипичных озер — Новгудозеро — расположено на территории Национального парка “Водлозерский”, что подразумевает режим особой охраны данной природной территории, способствующий сохранению расположенных на ней природных объектов. Остальные выявленные природные аномалии (озера), как показал анализ имеющейся информации об их использовании, испытывают очень незначительное антропогенное воздействие, не представляющее угрозы развития в них негативных процессов загрязнения или эвтрофирования. Поэтому данные озера в настоящее время не нуждаются в придании им статуса ООПТ в целях их сохранения.

При анализе полученной выборки озер с аномальными значениями гидрохимических параметров на предмет их уникальности нужно в первую очередь определиться, что следует понимать под уникальностью озер с позиции гидрохимии, при этом важно обозначить различия между атипичностью озер и их уникальностью. Согласно [9], под атипичными понимаются озерные экосистемы с характеристиками, резко выделяющимися в данных географических условиях, но при этом распространенными в мировом масштабе. Как показано в ряде работ [3, 4, 9–12] и в данном исследовании, атипичные озера можно выявить с помощью статистического подхода. Что касается уникальности, в научно-популярной литературе, на интернет-сайтах, посвященных туризму и рыбалке, эпитет “уникальное” присваивается озерам достаточно часто, однако четкого определения уникального озера, принятого научным сообществом, до сих пор нет, как нет и научно обоснованных критериев уникальности озерных экосистем. По мнению авторов, наиболее приемлем критерий, сформулированный в работе [9], согласно которому “каждая озерная экосистема по-своему своеобразна, однако для признания ее уникальности она должна характеризоваться неким специфическим набором свойств или характеристик (часто экстремальных), свидетельствующих об ее исключительности”.

Признание уникальности озер на основе выявленных экстремальных значений приемлемо при рассмотрении их возраста, ряда морфометрических и гидрологических характеристик. Экстремальные значения могут служить критерием уникальности озерных экосистем и с позиции гидробиологии, если оценивать показатели видового разнообразия, продуктивности, степени эндемизма флоры и фауны. При оценке уникальности с позиции гидрохимии все обстоит сложнее. Химический состав и гидрохимический режим озер формируются под воздействием множества факторов, среди которых — геохимические особенности озерной котловины и водосборной территории, климатические условия, состав подземных вод и атмосферных осадков, морфометрические характеристики озер, состав и количественные показатели биологических сообществ. В результате большинство гидрохи-

мических характеристик озер могут изменяться в очень широких диапазонах — это минерализация и содержание главных ионов; концентрации микрокомпонентов, в том числе тяжелых металлов, биогенных элементов; показатели органического вещества. Существуют общепринятые классификации озер на основе количественных показателей химического состава, при этом в каждую категорию (или класс), включая крайние (с наименьшими и наибольшими значениями), попадает огромное число озер, что не дает основания говорить об их исключительности, следовательно — и уникальности. Хотя ряд высокоминерализованных озер, например таких, как Эльтон и Баскунчак, классифицированных как соленые (соляные) озера, минерализация которых достигает чрезвычайно высоких значений (300–500 г/л), возможно, следует признать уникальными, несмотря на то, что соленые озера составляют очень большую группу и суммарный объем их водной массы превышает объем пресных озерных вод (без учета стока рек) [2]. При этом следует отметить, что качественный химический состав природных вод в основном одинаков, за исключением некоторых химических веществ, существование которых в водоемах возможно только при определенных условиях, например сероводорода и метана, образующихся в анаэробной среде.

Еще один важный момент заключается в том, что в данном случае речь идет только о природном химическом составе озерных вод и природной уникальности озер. В условиях антропогенного воздействия в компонентах озерных экосистем могут обнаруживаться химические вещества, не свойственные природным экосистемам (ксенобиотики). В результате загрязнения и антропогенного эвтрофирования озер концентрации тяжелых металлов, органических загрязняющих веществ, главных биогенных элементов (главным образом, фосфора) и ряда других веществ могут достигать чрезвычайно высоких значений, однако это не дает основания рассматривать эти озера как уникальные. В данном исследовании они определены как антропогенно трансформированные озера.

Как показано выше, значительная часть крупнейших озер мира может быть отнесена к разря-

ду уникальных в силу специфики протекания в них лимнических процессов, однако концентрации химических веществ в их водах в основном типичны для миллионов озер. Например, оз. Байкал, которое по совокупности параметров, безусловно, является уникальным, вряд ли может быть признано таковым с позиции гидрохимии [1]. Вероятно, при анализе гидрохимических параметров на предмет уникальности озер следует анализировать не абсолютные значения концентраций химических веществ, показателей органического вещества, физико-химических характеристик, а их соотношения, скорости и масштабы протекания химических процессов, возможно, с учетом гидрофизических, гидродинамических, гидробиологических и прочих параметров. Например, если исходить из оценки масштабов химических процессов, то кратерные глубоководные меромиктические озера Ньос и Манун (Камерун) и одно из Великих Африканских озер — оз. Киву (Руанда), где в силу особенностей происхождения, морфометрических параметров, температурного и гидродинамического режима в мнимом лимнионе накапливаются десятки и сотни кубических километров растворенных газов — диоксида углерода и метана, с позиции гидрохимии следует признать уникальными. Внезапные выбросы CO_2 в атмосферу из озер Манун и Ньос, произошедшие в 1984 и 1986 гг., уже привели к лимнологическим катастрофам, унесшим жизни соответственно 37 и около 1800 человек, живших в радиусе десятков километров от озер, а также тысяч животных, включая птиц и насекомых [7].

Несмотря на то, что вопрос, касающийся критериев уникальности озерных экосистем с позиции гидрохимии, в настоящее время остается открытым, требующим дальнейшего изучения, с учетом изложенного выше можно констатировать, что в полученной в данном исследовании выборке озер Карелии с аномальными показателями уникальных озер нет.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Статистические оценки 16 основных гидрохимических параметров, полученные для выборки из 223 наиболее изученных малых озер Республики Карелии, расположенных в двух

ландшафтных зонах, дают представление об их гидрохимическом облике. Установлено, что для озер среднетаежного ландшафта, расположенного в области более низких широт, значения средних и медиан всех исследованных гидрохимических параметров выше, чем для озер лесотундрового и северотаежного ландшафта.

Для выявления атипичных, в том числе уникальных с позиции гидрохимии, озерных экосистем в рамках данного исследования к выборке гидрохимических характеристик малых озер Карелии были применены классические методы статистического анализа – квантильный анализ (ящичковая диаграмма) и статистические критерии для поиска выбросов Шовене и Рошера (Томпсона). По результатам исследования критерий Шовене показал неудовлетворительные результаты, поскольку выделил только 38% выбросов, которые были определены с помощью квантильного анализа, тогда как критерий Рошера (Томпсона) – 62%. Таким образом, наибольшее количество выбросов в рядах гидрохимических характеристик было выявлено с помощью квантильного анализа, часть из них не была выявлена ни одним из примененных критериев.

Исследование тестовой выборки из малых озер Карелии на наличие аномальных значений с помощью классических статистических критериев обнаружения выбросов выявило 26 озер (~12% от общего их числа), являющихся атипичными (аномальными) по гидрохимическим параметрам для данной территории. Последующий экспертный анализ полученного списка озер показал, что причина аномалий пяти озер (Поппаяярви, Кенто, Койвас, Травяного и Руг-озеро) – антропогенное воздействие, аномалии остальных озер обусловлены геохимическими особенностями их частных водосборов. Установлено, что ни одно из атипичных озер, выявленных в данном исследовании, не может претендовать на присвоение статуса уникального, хотя задача разработки критериев уникальности озерных экосистем с позиции гидрохимии требует дальнейшего развития.

Результаты исследования свидетельствуют о возможности применения статистического анализа гидрохимических параметров для вы-

явления атипичных озерных экосистем. Методически задача сводится к поиску выбросов в исходной выборке с последующим экспертным анализом для выявления характера и возможных причин аномалий.

В рамках данного исследования поиск аномальных значений проводился классическими статистическими методами. Однако дальнейшие исследования могут быть расширены путем использования других методов математической статистики для поиска аномалий, таких как кластерный анализ, робастные методы оценивания, метрические методы, многокритериальный анализ и другие.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Галазий Г.И.* Байкал в вопросах и ответах. Иркутск: Вост.-Сиб. кн. изд-во, 1987. 380 с.
2. *Егоров А.Н., Космаков И.В.* География и природопользование соленых озер. Новосибирск: Наука, 2010. 183 с.
3. *Измайлова А.В., Расулова А.М.* Возможности применения математического аппарата при анализе озер на предмет их уникальности // Геология, геоэкология, эволюционная география: Коллективная монография. Т. XIX / Под ред. *Е.М. Нестерова, В.А. Снытко*. СПб.: РГПУ, 2020. С. 263–266.
4. *Измайлова А.В., Расулова А.М., Шмакова В.Ю.* Выделение озер, обладающих уникальными свойствами, статистическими методами // Гидрометеорология и экология. 2021. № 62. С. 27–51.
5. Карта геохимических ландшафтов и ландшафтно-геохимических процессов. <https://geography-ofrussia.com/wp-content/uploads/2015/01/406-407.jpg> (дата обращения: 25.03.2024)
6. *Кобзарь А.И.* Прикладная математическая статистика. Для инженеров и научных работников. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2006. 816 с.
7. *Кубеев М.Н., Ионина Н.А.* 100 великих катастроф. М.: Вече, 2010. 432 с.
8. Озера Карелии. Справочник / Под ред. *Н.Н. Филатова, В.И. Кухарева*. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. 464 с.
9. *Поздняков Ш.Р., Измайлова А.В., Расулова А.М.* Уникальные озера как объект научного интереса // Изв. РГО. 2020. Т. 152. № 3. С. 17–31.
10. *Расулова А.М., Измайлова А.В.* Идентификация уникальных озер различного происхождения ме-

- тодами машинного обучения // Бюлл. науки и практики. 2022. Т. 8. № 12. С. 180–194.
11. Расулова А.М., Измайлова А.В. Методы поиска аномальных характеристик озерных экосистем на примере трансграничных водоемов // Трансграничные водные объекты: использование, управление, охрана. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Новочеркасск: Лик, 2021. С. 309–314.
 12. Расулова А.М., Измайлова А.В. Применение алгоритма Isolation Forest для обоснования уникальности водоемов в группе карстовых озер // Бюлл. науки и практики. 2021. Т. 7. № 11. С. 63–79.
 13. Румянцев В.А., Дробкова В.Г., Измайлова А.В. Озера европейской части России. СПб.: ЛЕМА, 2015. 392 с.
 14. Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998–2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 210 с.
 15. Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J., Duarte C.M., Tranvik L.J., Striegl R.G., McDowell W.H., Kortelainen P., Caraco N.F., Melack J.M., Middelburg J.J. The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments // *Limnol. Oceanogr.* 2006. V. 51. № 5. P. 2388–2397.
 16. Thompson R.A. Note on Restricted Maximum Likelihood Estimation with an Alternative Outlier Model // *J. Royal Statistical Soc. Ser. B (Methodological)*. 1985. V. 47. № 1. P. 53–55.
 17. Tukey J.W. *Exploratory Data Analysis*. Reading, Mass: Addison-Wesley Pub. Co., 1977. 688 p.

Application of statistical criteria for identifying outliers in the analysis of hydrochemical characteristics of small lakes in Karelia

V. Yu. Krylova*, N. V. Ignatyeva

Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences

St. Petersburg, 196105 Russia

**e-mail: krylova.v@spcras.ru*

The hydrochemical characterization of small lakes typical for different landscapes of the Republic of Karelia was compiled on the basis of statistical assessments. The test sample to be studied was formed on the basis of hydrochemical data on 223 most studied small lakes of Karelia, divided into groups based on their belonging to one or another landscape. The possibility of identifying atypical (anomalous) lakes for a certain territory, including unique lakes, has been assessed by applying statistical criteria for identifying outliers in the analysis of hydrochemical data. The search for anomalous values was carried out by classical methods of statistical analysis, among which the graphical method of box diagram and the statistical criteria for finding outliers Chauvenet and Roscher (Thompson). The effectiveness of these methods in detecting anomalies was evaluated. An expert analysis of the obtained sample of lakes with anomalous values of hydrochemical parameters was performed in order to identify the nature and causes of anomalies, as well as the uniqueness of lakes. The ways of further research on the possibility of using mathematical statistics methods to search for anomalies, as well as the development of criteria for the hydrochemical uniqueness of lakes are outlined.

Keywords: lake ecosystem, lake hydrochemistry, unique lakes, anomaly search, statistical outliers.

УДК 550.424:5513.051

МЕТАЛЛЫ В ИЛОВЫХ ВОДАХ ТЕХНОГЕННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ МАЛЫХ РЕК САНКТ-ПЕТЕРБУРГА И РИСКИ ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ¹

© 2025 г. А. Ю. Опекунов^{а,*}, М. Г. Опекунова^а

^аСанкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, 199034 Россия

*e-mail: a_opekunov@mail.ru

Поступила в редакцию 13.11.2023 г.

После доработки 15.04.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

Изучены основные закономерности распределения металлов и металлоидов (ММ — Sc, V, Cr, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Sr, Ba, Sb, As, Hg) в донных осадках и иловых водах малых рек Санкт-Петербурга, находящихся под воздействием сбросов промышленных сточных вод. Концентрации ММ в твердой и жидкой фазах донных осадков превышают фоновые значения в $n \times 10 - 10^2$ раз. Показано ведущее влияние на их состав химической специализации предприятий. Вблизи сброса сточных вод с производства свинцово-кислотных аккумуляторов в р. Екатерингофке содержание Pb в иловой воде достигает 14.5 мг/л, а при воздействии производства Ni-Cd батарей (р. Карповка) концентрация Ni составляет 8.56 мг/л. С использованием корреляционного, факторного и кластерного анализов установлена связь содержания ММ в донных осадках и иловой воде и полная идентичность основных парагенетических ассоциаций. Установлены риски вторичного загрязнения рек: диффузионные потоки из донных осадков в воду и раскрытие порового пространства при проведении дноочистных работ. На основе закона Фика оценена интенсивность диффузионных потоков ММ (мкг/м² сут), максимальные средние величины которых характерны для Fe (9985), Ba (322), Zn (169), Mn (131), минимальные — As (0.9), Cd (2.4), Co (4.4). Расчеты показали, что в большинстве случаев интенсивность вторичного загрязнения через диффузионное поступление поллютантов преобладает над механическим.

Ключевые слова: донные осадки, иловая вода, металлы и металлоиды, вторичное загрязнение.

DOI: 10.31857/S0321059625030074 EDN: SYMSZN

ВВЕДЕНИЕ

Изучению химического состава иловых вод современных донных осадков (ДО) последние годы уделяется большое внимание [11, 16, 19–22, 26]. Интерес к этому объекту вызван многими причинами геохимической, палеогеографической, геоэкологической, токсикологической направленности. Исследование иловых вод дает более надежную информацию о растворенной части металлов в ДО по сравнению с водными вытяжками. Его результаты позволяют оценить токсикологическую опасность и влияние ДО на биоту водных объектов, в первую очередь бентос. Иловые воды — это среда активных фазовых переходов и миграции химических элементов, которые могут диффундировать в придонные воды, вызывая в ус-

ловиях техногенеза вторичное загрязнение [5]. Поэтому рост числа публикаций по иловым водам связан в первую очередь с геоэкологическими исследованиями. Помимо изучения геохимии поровых вод, в работах оцениваются экологические риски и токсичность для живых организмов [19, 22, 27], рассчитывается количество металлов, переходящих в придонные воды за счет диффузионных процессов [10, 24, 26], проводятся термодинамические расчеты [3, 16].

Не менее важной задачей представляется изучение закономерностей вертикального распределения металлов в иловой воде по разрезу осадков, что может отражать как особенности раннедиагенетической трансформации техногенных илов, так и изменения во времени характера загрязнения водного объекта [9, 15, 16]. Интерес к этой проблеме обусловлен тем, что в большинстве работ изучаются иловые воды из поверхностного слоя ДО.

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке СПбГУ (проект 95439487).

Проведение дноочистных работ и дампинг грунтов в подводные отвалы приводят к механическому воздействию на ДО, вызывая вскрытие порового пространства и поступление иловых вод в водную толщу. Для иловых вод происходит смена физико-химических условий (рН, Eh, минерализации, температуры), определяющих подвижность химических элементов. В Санкт-Петербурге дноочистные работы на городских водотоках проводятся регулярно в объеме 150–200 тыс. м³ и более в год [1], что определяет актуальность проблемы вторичного загрязнения рек.

Исходя из вышесказанного, основной целью настоящих исследований является определение закономерностей распределения металлов в иловых водах по разрезу техногенных илов городских водотоков, а также количественная оценка вторичного загрязнения воды за счет диффузионных процессов и при проведении дноочистных работ.

ОБЪЕКТ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектом исследований послужили ДО малых водотоков исторической части Санкт-Петербурга (рис. 1). Пробы отбирались по разрезу техногенных илов на 10 станциях в 8 водотоках (табл. 1). Карповка – одна из проток р. Невы,

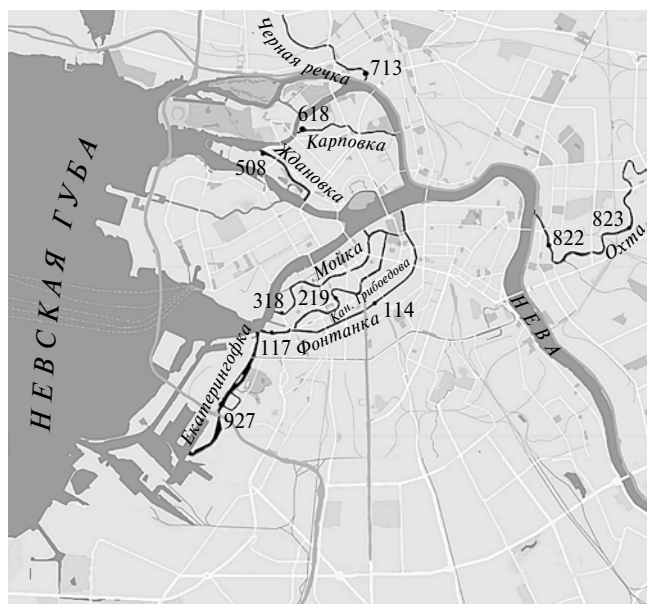


Рис. 1. Картограмма расположения станций отбора проб.

разделяющая Петроградский и Аптекарский острова. Образцы взяты в нижнем течении, где расположено предприятие “Источник”, производящее Ni-Cd-аккумуляторы. Черная Речка протекает на северо-западе города и впадает в Большую Невку. Отбор проб проведен вблизи сброса предприятий приборостроения, изготовления художественных красок и абразивных материалов. В реках, пересекающих центр города, на участках отбора ДО выражено влияние производства, относящегося к судостроительной отрасли (Фонтанка и Мойка), а также воздействие предприятий теплоэнергетики (Фонтанка), машиностроения и металлообработки (канал Грибоедова). Участок р. Екатерингофки, где была поднята колонка ДО, примыкает к сбросу сточных вод предприятия по производству свинцово-кислотных аккумуляторов. В акватории р. Охты пробоотбор проводился в нижнем течении на участке комплексного загрязнения от вышележащих производств (ст. 822) и в среднем течении реки вблизи предприятий по производству лакокрасочной продукции и обработке металлов (ст. 823). На р. Ждановке участок опробования ДО находился под влиянием сброса предприятий радиоэлектроники и станкостроения.

ДО сложены микритами с примесью техногенного материала. Представлены преимущественно песчано-пелито-алевритовыми (р. Черная Речка), пелито-песчано-алевритовыми (реки Фонтанка, Ждановка, Охта) и пелито-алевритово-песчаными (реки Карповка, Мойка, Екатерингофка, канал Грибоедова) илами.

Пробоотбор техногенных отложений выполнялся модернизированным пробоотборником “Hydro-bios” (Германия) с алюминиевыми штангами для контактного заглубления пробоотборника. По разрезу отложений пробы отбирались на определение валового содержания металлов и металлоидов (ММ) в ДО и отжима иловых вод с последующим химическим анализом. Их количество составляло от 2 до 6 проб в зависимости от литостратификации и влажности осадков (табл. 1). Одновременно проводился отбор придонной воды. Иловые воды отжимались на центрифуге “СМ-6М” со скоростью 3500 об/мин в течение 30 мин, затем фильтровались через фильтр “синяя лента” и подкислялись HNO₃.

Таблица 1. Физико-химические характеристики иловых вод (в числителе — среднее; в знаменателе — диапазон значений)

Водотоки (№ станции пробоотбора)	Мощность разреза осадков, м (интервал отбора, см)	pH	TDS, мл/л
р. Карповка (618)	0.38 (0–3; 3–12; 12–18; 18–24; 24–30; 30–38)	<u>7.22</u> 6.59–7.62	<u>631</u> 530–749
р. Черная Речка (713)	0.66 (0–8; 8–20; 20–36; 36–66)	<u>5.55</u> 5.32–5.78	<u>1978</u> 1270–2590
р. Охта (822)	0.86 (0–15; 15–27; 27–41; 41–57; 57–73; 73–85)	<u>7.01</u> 6.65–7.42	<u>772</u> 393–1360
р. Охта (823)	0.39 (0–10; 10–20; 20–30; 30–39)	<u>7.06</u> 6.17–7.65	<u>189</u> 69–561
р. Фонтанка (114)	0.37 (0–12; 12–18; 18–27; 27–32)	<u>7.54</u> 7.25–7.73	<u>1046</u> 555–1375
р. Фонтанка (117)	0.16 (0–8; 8–16)	<u>7.81</u> 7.22–9.65	<u>851</u> 375–1380
р. Мойка (318)	0.50 (0–10; 10–20; 20–30; 30–40; 40–50)	<u>7.38</u> 6.73–7.85	<u>2173</u> 690–3460
р. Ждановка (508)	0.53 (0–10; 10–20; 20–30; 30–40; 40–53)	<u>7.44</u> 7.07–7.67	<u>447</u> 225–642
р. Екатерингофка (927)	1.75 (0–10; 10–20; 20–30; 30–40; 40–56; 150–175)		
Канал Грибоедова (219)	0.50 (0–10; 10–20; 20–30; 30–40; 40–50)		

Определение содержания ММ (Sc, V, Cr, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Sr, Ba, Sb, As, Hg) в ДО и воде проводилось в лаборатории Института Карпинского методом ИСП МС. Образцы донных осадков подвергались полному кислотному вскрытию концентрированными HF, HNO₃ и HClO₄. Минерализация (TDS) воды и ДО определялась прибором “СОМ-100” кондуктометрическим способом, водородный показатель — рН-метром фирмы “Horiбa” с горизонтальным электродом.

Статистическая обработка материалов, выполненная в программном пакете STATISTICA 28.0 (StatSoft), включала описательную статистику, парную корреляцию Пирсона, однофакторный дисперсионный анализ и факторный анализ методом максимума правдоподобия. Кластерный анализ (иерархическая кластеризация) проводился методом межгрупповой связи. Мера сходства между элементами определялась по корреляции Пирсона. Учитывая, что анализируемые выборки не отвечают нормальному закону распределения, при многомерном статистическом анализе использовались логарифмы содержания металлов. Критериями нормального распределения в выборке служили величины асимметрии (< 1) и эксцесса (< 5) [4].

Расчет диффузионного потока поступления поллютантов в придонную воду проводился по первому закону Фика [10, 27]:

$$F = \varnothing D_s \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=0},$$

где F — диффузионный поток (г/м²с), $\varnothing$ — пористость границы осадок–вода, D_s — коэффициент диффузии (см²/с); $\left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=0}$ — градиент концентрации на разделе донные осадки–вода (г/м⁴).

D_s связан с коэффициентом молекулярной диффузии в воде (D_0) соотношениями $D_s = \varphi D_0$ (при $\varphi < 0.7$) и $D_s = \varphi^2 D_0$ (при $\varphi > 0.7$) [25]. Значения D_0 для металлов приняты по [17].

Для оценки подвижности элементов и идентификации установления равновесия в системе вода–осадок рассчитывался коэффициент распределения K_p , применение которого основано на концепции равновесного разделения [11, 16, 19]. K_p представляет отношение содержания элемента в ДО к содержанию в иловой воде.

Оценка загрязнения ДО, речной и иловых вод выполнена с использованием комплексного индекса загрязнения Немеров [18]. Для опреде-

ления индекса рассчитывался показатель однофакторного загрязнения:

$$P_i = C_i/S_i,$$

где P_i — индекс однофакторного загрязнения; C_i (мг/кг) — измеренная концентрация металлов; S_i (мг/кг) — нормативное значение загрязняющих веществ. В качестве фона речной воды принято содержание элементов в придонной воде р. Невы, отобранной выше города, а фон содержания ММ в ДО и иловых водах оценивался по ДО верхнего течения р. Невы. Индекс загрязнения Немеров ($NCPI$) определялся по формуле:

$$NCPI = \sqrt{\frac{(P_{\max})^2 + (\bar{P}_i)^2}{2}},$$

где $P_{\max}$ — максимальный единичный индекс загрязнения поллютантов, $\bar{P}_i$ — среднее значение единичных индексов загрязнения всех загрязняющих веществ. Шкала $NCPI$ для воды: < 1 — чистая вода, 1–2.5 — низкая степень загрязнения, 2.5–7 — средняя, > 7 — высокая степень загрязнения [18].

Для определения меры техногенного загрязнения ДО по ММ использован коэффициент обогащения (EF) [23]. Он рассчитывался по фор-

$$EF = (C_n : Sc_n)/(GB : Sc_b),$$

где C_n — содержание элемента в образце; Sc_n — содержание Sc в образце; GB — фоновое содержание элемента; Sc_b — фоновое содержание Sc .

Значения EF от 0.5 до 1.5 свидетельствуют о природных процессах дифференциации; 1.5–2 — о минимальном обогащении (загрязнении); EF 2–5 — умеренном; 5–20 — значительном; 20–40 — очень высоком; > 40 — чрезвычайно высоким обогащении.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Речная вода

На участках отбора ДО взяты пробы придонной воды. Анализ содержания ММ свидетельствует о высоком уровне загрязнения придонных вод малых водотоков (табл. 2). Особенно следует выделить высокие концентрации Mn, Fe, Cu, Zn, Sr, Ba, которые превышают не только фоновое значение, но и ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Сравнительный анализ уровня загрязнения воды в изученных водотоках выполнен на

Таблица 2. Содержание ММ (мкг/л) в придонной воде изученных участков водотоков

Элементы	Водотоки							
	Фонтанка	канал Грибоедова	Мойка	Ждановка	Охта	Екатерингофка	Карповка	фон — р. Нева
V	0.18	1.33	0.31	0.69	2.1	0.66	2	0.18
Cr	0.59	2.3	0.61	1.89	3.79	1.55	11	0.99
Mn	11.8	41.3	19.7	27	907	26.9	43	7.16
Fe	117	1200	293	468	5030	403	1320	81.2
Co	0.081	0.51	0.096	0.2	0.93	0.28	0.66	0.045
Ni	0.95	2.21	1.0	1.6	6.15	1.44	11.1	0.91
Cu	1.59	33.4	1.77	2.59	6.23	4.67	21.3	1.75
Zn	4.51	42.7	6.65	8.01	31.4	6.39	48.1	2.88
Sr	67.8	81.6	62.1	70.3	146	69.8	70.1	67.4
Cd	0.059	0.19	0.055	0.052	0.17	0.065	1.88	0.017
Sb	2.32	2.27	2.86	6.18	2.28	3.54	2.1	2.29
Ba	19.9	37.9	20.7	25.7	120	25.3	43	19.1
Pb	0.66	10	1.56	1.79	3.46	7.28	11.6	0.36
As	0.36	0.5	0.52	0.48	1.15	0.38	0.53	0.3
Hg	<0.01	<0.01	<0.01	0.043	0.023	<0.01	<0.01	0.024
pH	7.57	7.21	7.14	7.41	7.07	7.53	7.57	—
TDS	58.1	61.0	59.0	72.0	185	70.2	65.8	—

Таблица 3. Содержание (мг/кг) ММ в ДО водотоков (в числителе – медиана, в знаменателе – диапазон значений)

Элементы	Водотоки								Фон
	Фонтанка	канал Грибоедова	Мойка	Ждановка	Черная Речка	Охта	Екатерингофка	р. Карповка	
Sc	8.22 7.69–8.75	10.0 7.38–11.1	8.18 7.69–8.81	8.87 7.56–12.0	8.86 7.24–10.3	7.15 5.59–10.7	10.0 5.65–11.8	6.48 3.88–7.38	6.4
V	53.6 50.3–56.9	65.3 51.8–68.1	53.0 47.5–58.4	48.6 37.7–73.3	57.0 44.1–67.5	47.1 35.9–72.2	69.5 43.5–78.2	34.5 15.6–42.7	25.4
Cr	142 133–150	84.0 60.0–157	90.9 59.4–108	108 61.4–209	337 191–717	69.1 46.6–112	243 145–836	277 52.7–486	22.4
Mn	290 287–294	340 248–380	287 256–302	318 232–395	413 372–473	734 504–1320	542 407–5730	232 132–271	248
Fe	25 800 25 600–26 000	26 400 22 900–29 600	22 500 20 500–24 200	21 800 16 400–31 900	29 400 24 300–34 900	33 300 24 300–50 500	35 000 23 500–39 500	18 000 8800–23 000	13 300
Co	10.1 9.97–10.3	10.5 9.68–12.0	9.10 8.17–9.56	8.35 7.39–12.1	15.4 10.4–42.0	10.5 7.87–21.3	56.7 28.4–1938	10.4 3.35–14.5	4.63
Ni	73.1 72.1–74.8	36.3 24.9–58.0	42.2 25.4–56.2	50.6 23.5–71.4	60.7 44.8–198	33.2 26.3–45.9	71.5 56.1–115	1220 67.9–1400	8.89
Cu	327 260–393	107 61.2–377	134 81.0–183	235 69.8–352	240 195–367	102 68.1–202	382 215–1178	333 113–723	7.36
Zn	938 904–972	484 273–2350	827 345–940	363 220–638	563 415–944	408 241–1050	868 708–8946	763 181–1330	41.5
Sr	133 128–139	132 128–137	141 136–155	145 138–153	180 174–187	160 132–217	653 197–2037	142 132–154	198
Cd	2.28 2.25–2.30	2.56 0.97–16.6	12.3 4.33–26.2	9.41 0.81–12.1	31.7 18.6–130	1.81 1.08–12.6	24.1 9.01–235	54.4 8.16–90.7	0.17
Sb	5.94 5.62–6.25	2.12 1.06–4.89	2.59 1.22–4.55	1.53 1.01–3.59	3.27 2.42–3.38	2.08 1.36–4.44	4.78 3.84–108	3.13 0.57–6.24	0.18
Ba	746 716–775	658 517–872	664 547–761	580 438–712	830 759–977	963 463–3610	770 556–2972	643 564–797	509
Pb	329 282–376	115 71.9–286	121 78.7–188	88.2 64.8–114	348 157–690	64.1 52.3–132	1890 938–9223	169 53.5–219	17
As	6.26 6.10–6.41	3.45 2.60–9.38	4.44 2.99–5.90	3.09 2.07–6.19	4.41 3.38–7.43	4.65 3.69–7.11	7.39 4.03–17.1	2.55 1.19–3.38	1.61
Hg	3.84 3.75–3.93	1.04 0.46–4.40	1.93 0.93–2.25	0.65 0.26–1.16	0.77 0.61–2.09	0.47 0.26–1.4	1.26 0.73–3.11	3.96 0.62–7.23	0.012

основе расчета индекса Немеров (*NCPI*). Следует отметить, что по существующей классификации все полученные значения индекса, за исключением воды р. Фонтанки, значительно превышают пороговую величину (> 7), соответствующую высокой степени загрязнения. Состояние изученных участков водных объектов выражено в ряду снижения величины индекса (в скобках): Карповка (104) $>$ Охта (103) $>$ Екатерингофка (49) $>$ Ждановка (26) $>$ канал Грибоедова (25) $>$ Мойка (17) $>$ Фонтанка (7).

Донные осадки

Содержание ММ в пробах ДО характеризуется высокими значениями, за исключением Sc и V, накопление которых в основном обусловлено природными факторами дифференциации химических элементов в осадочном процессе (табл. 3). Высокий уровень загрязнения ДО водотоков Санкт-Петербурга наблюдался и ранее [7, 9]. Отмечается контрастное распределение элементов между водотоками, что обусловлено уровнем и характером техногенного воздействия. Результаты однофакторного дисперсионного анализа ($p = 0.05$; коэффициент Шеффе) содержания ММ, позволяющего выявлять зависимости и выделять самостоятельные группы экспериментальных данных на основе процедуры сравнения средних значений выборок, показывают геохимическую специализацию ДО изученных водных объектов: р. Екатерингофка – Co, Sr, Pb и As; р. Карповка – Ni, Cd, Hg; р. Охта – Fe, Ba; р. Черная Речка – Cr, Cd; р. Фонтанка – Hg. В целом такое распределение ММ отражает влияние основных источников загрязнения: предприятий по производству свинцово-кислотных аккумуляторов (р. Екатерингофка), Ni-Cd батарей (р. Карповка), лакокрасочной продукции и художественных красок (Охта и Черная Речка). Вероятным источником высоких концентраций Hg в р. Фонтанке может быть сброс сточных вод ЗАО “Научные приборы” в нижнем течении реки.

Характер распределения и концентрации ММ, коэффициент вариации содержаний позволяют выделить среди изученных элементов металлы, накопление которых в ДО мало связано с техногенным загрязнением. К ним можно

отнести Sc, V, Fe. Для обоснования этого вывода использован коэффициент обогащения (*EF*), при вычислении которого нормирование элементов проводилось по Sc, рекомендованному для расчета коэффициента. Показателем природных процессов является величина *EF* от 0.5 до 1.5. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что загрязнение донных осадков V и Sr отмечается только в р. Екатерингофке, Mn и Fe – в реках Екатерингофке и Охте, Ba – в Охте. Все остальные ММ во всех водотоках характеризуются значениями *EF*, превышающими указанную величину. Их поступление в реки в основном обусловлено техногенными источниками.

Общей закономерностью распределения ММ по разрезу осадков является постепенное снижение их концентраций вверх по разрезу. Это вызвано тем, что максимальный уровень загрязнения рек приходится на пик развития промышленного производства во второй половине XX в. В 1990-е гг. произошел экономический спад в связи с закрытием предприятий и выводением части из них на окраины Санкт-Петербурга. Кроме того, в последние 15 лет проводится реконструкция системы водоотведения города, и в настоящее время большинство стоков поступает в городской коллектор [6, 8].

ДО по величине коэффициента Немеров (*NCPI*) относятся к сильно загрязненным. Полученные результаты позволяют составить следующий ряд водотоков по мере снижения индекса (в скобках): Екатерингофка (846) $>$ Карповка (230) $>$ Фонтанка (227) $>$ Черная Речка (221) $>$ канал Грибоедова (98) $\approx$ Мойка (98) $>$ Ждановка (41) $>$ Охта (32). Таким образом, выделяется три группы водных объектов по степени загрязнения. Первая представлена р. Екатерингофкой со значением индекса, существенно превышающим показатели других рек. Во вторую группу входят Карповка, Фонтанка и Черная Речка со средними значениями индекса. Третья группа включает канал Грибоедова, реки Мойку, Ждановку и Охту. Наибольший вклад в загрязнение р. Екатерингофки вносят Pb, Cd, Hg, Sb (индивидуальный индекс загрязнения > 100); р. Карповки – Hg, Cd, Ni; р. Черная Речка – Cd; рек Фонтанки, Мойки и канала Грибоедова – Hg.

Иловые воды

Водородный показатель иловых вод характеризуется диапазоном значений 5.32–9.65. В основном рН имеют величины 6.50–7.50, что соответствует нейтральным и слабощелочным водам. Исключением стала Черная Речка со слабокислой реакцией (рН 5.32–5.78) иловых вод. Вероятно, это связано с активизацией в толще осадков процессов окисления нефтяных углеводородов, высокое содержание которых характерно для этой реки [8]. В ряде водотоков отмечается тенденция к повышению величины рН вниз по разрезу осадков.

Минерализация иловых вод характеризуется широким разбросом значений – от 69 до 3460 мг/л. Максимальные показатели TDS отмечены в Екатерингофке (медиана 2330 мг/л), Мойке (1127 мг/л) и Черной Речке (2025 мг/л), минимальные – в Фонтанке (112 мг/л). Основной тренд в распределении TDS по разрезу осадков – увеличение значений от поверхностного слоя к нижним горизонтам. При этом минерализация иловых вод возрастает в 1.5–2.5 раза, а при большой мощности осадков (р. Екатерингофка) – в ≥ 5 раз.

Среди основных особенностей распределения ММ в иловых водах малых водотоков Санкт-Петербурга можно выделить высокую концентрацию элементов и значительную контрастность их содержания в водных объектах и в разрезе осадков (табл. 4). Высокая концентрация элементов подтверждается сравнением с иловыми водами других урбанизированных водотоков в России [2, 11–13] и за рубежом [14, 16, 21, 22]. Результаты оценки уровня загрязнения иловых вод ММ с применением индекса загрязнения Немеров отражены в следующей последовательности снижения NCPI (в скобках): Карповка (305) > Екатерингофка (51) > Черная Речка (33) > Мойка (32) > канал Грибоедова (25) > Фонтанка (16) > Ждановка (12) > Охта (6.8). Как у придонных вод и донных осадков, уровень содержания элементов соответствует высокой степени загрязнения, за исключением р. Охты (средняя степень). В ряду снижения индекса последовательность водотоков близка к таковой у NCPI в ДО, но отличается для речной

воды. Различия в концентрации элементов в придонной воде, с одной стороны, иловой воде и ДО, с другой, связаны с высокой лабильностью первых.

Особенности распределения ММ в иловых водах разных водотоков можно оценить по коэффициенту контрастности, представляющему отношение медиан элемента: максимального значения к минимальному (табл. 4). Самыми высокими коэффициентами контрастности характеризуются Hg (408), Ni (171), Cd (136), Cr (56), что является следствием использования этих металлов отдельными предприятиями, расположенными на берегах рек. Проведение дисперсионного анализа содержания элементов в иловых водах водотоков ($p = 0.05$; коэффициент Шеффе) позволило выявить их геохимические и физико-химические особенности, которые обусловлены в основном техногенезом. Воды имеют выраженную геохимическую специализацию в Карповке (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg), Черной Речке (Mn, Sr, Fe, высокая величина TDS, слабощелочная среда), Екатерингофке (Sr, Sb, Pb, TDS), Фонтанке (V), Охте (Mn), канале Грибоедова (V). Содержания Ba, As, Zn, Co характеризуются мало контрастным распределением. Следует отметить, что геохимическая специализация ДО и иловых вод по результатам дисперсионного анализа различается.

Распределение ММ по разрезу осадков зависит от степени загрязнения ДО. Его особенности аналогичны ДО: для большинства изученных колонок отмечается рост концентраций сверху вниз. Значения коэффициентов контрастности в разрезе осадков ниже, чем по водотокам. Максимальные средние величины отмечаются для Co (18), Hg (18), Cd (16), Ni (11), Pb (11), Cr (10).

Зависимость содержания ММ в ДО и иловых водах определялась на основе парной корреляции Пирсона. Статистически достоверная связь ($r_{\text{кр}} = 0.30$; $p = 0.05$) отсутствует у V, Fe, As, Sc. Остальные металлы характеризуются значимой положительной корреляцией (в скобках – коэффициент корреляции): Ni (0.91) > Sr (0.85) > Pb (0.77) > Cd (0.74) > Co (0.70) > Hg (0.66) > Cr (0.57) $\approx$ Mn (0.57) > Zn (0.49) > Sb (0.43) > Ba (0.40) > Cu (0.34).

Таблица 4. Содержание (мкг/л) ММ в иловой воде ДО водотоков Санкт-Петербурга (в числителе – медиана, в знаменателе – диапазон значений)

Элементы	Водотоки							Фон
	Фонтанка	канал Грибоедова	Мойка	Жлановка	Черная Речка	Охта	Екатерингофка	
Sc	–	–	–	–	0.79 0.27–1.05	0.38 0.2–0.58	0.29 0.18–0.64	0.23
V	30.0 13.5–58.4	25.6 16.9–37.8	10.3 7.25–22.4	8.39 4.57–14	12.3 3.74–18	10.7 3.8–20	6.3 3.47–11.5	5.81
Cr	108 50–171	170 37.5–309	47.4 24.6–144	39.6 8.57–82.1	151 34.5–395	23.6 10.1–50.5	34.8 22–238	8.73
Mn	754 498–1150	666 228–907	1060 368–1220	1170 93.3–1400	7165 4390–11 800	2670 1320–7370	1352 431–4010	516
Fe	21 450 15 200–31 000	22 500 12 900–26 800	5260 4160–24 500	19 100 2930–27 500	55 800 19 200–85 000	18 400 6730–79 100	4260 2560–10 000	3960
Co	9.8 5.97–15.5	7.92 6.25–9.73	4.97 2.87–8.07	6.66 4.75–14.3	28.4 19.9–137	3.22 1.49–20.3	13.1 3.87–587	2.08
Ni	72.7 34.8–107	60.2 24.2–88.8	34.4 20.7–44.3	52.7 25–94.3	106 32.4–545	33.1 19–47.1	24.7 13.6–63.2	10.1
Cu	426 197–584	567 177–907	156 105–200	266 57–480	191 65.7–249	96 44.3–209	70.1 48.6–113	46.8
Zn	2245 783–3640	2400 523–4970	872 792–1250	504 144–649	710 369–1370	321 133–1490	260 171–2080	102
As	18.4 6.97–27.4	16.0 6.11–28.1	8.05 4.72–13.9	5.85 3.76–6.52	5.72 2.14–11.7	7.38 1.48–10.4	3.77 1.98–8.2	2.77
Sr	280 210–415	263 216–352	394 343–610	400 175–668	1940 1240–2480	633 388–788	5030 1330–12900	496
Cd	6.59 2.74–12.2	18.1 2.25–65.7	20.8 14.2–55.8	8.37 1.15–20.5	21.9 7.11–65.4	2.16 0.89–9.95	3.77 1.67–48.9	0.64
Sb	1.25 0.88–1.84	0.78 0.61–1.47	1.02 0.9–2.17	0.80 0.61–2.95	1.51 1.24–1.71	2.21 0.5–4.91	32.1 19.1–48.7	1.45
Ba	840 194–1180	1080 688–1280	331 171–538	356 217–536	266 219–346	736 260–4060	315 296–398	146
Pb	415 206–581	324 137–512	105 80.1–174	122 53–174	279 195–785	51.5 39.6–119	307 195–14 500	40.3
Hg	0.145 <0.01–0.53	0.023 <0.01–0.26	0.021 <0.01–0.06	<0.01 <0.01–0.04	–	<0.01 <0.01–0.06	–	–

При интерпретации полученных результатов необходимо отметить следующее. Элементы, у которых отсутствует корреляция между твердой и растворенной фазами (V, Fe, Sc, за исключением As), как было показано выше, в основном связаны с природными источниками поступления в городские водотоки. Это предполагает их нахождение в ДО, главным образом, в малоподвижном состоянии. Техногенные потоки вещества включают лабильные формы ММ с высоким потенциалом фазовых переходов [5]. Эта особенность объясняет высокие корреляционные связи между растворенными и ассоциированными формами ММ. В большей степени такая связь выражена для металлов, поступающих из промышленных источников (Ni, Sr, Pb, Cd, Co, Hg). В условиях низкого уровня техногенного загрязнения зависимость содержания металлов в твердой и жидкой фазах отсутствует или характеризуется низкими значениями коэффициента корреляции [9].

Опосредованно это подтверждается результатами кластерного анализа выборок содержания ММ в ДО и иловой воде с кластеризацией переменных и мерой сходства по коэффициенту корреляции Пирсона (рис. 2). Несмотря на разное фазовое состояние химических элементов, структура их ассоциативности имеет много общего. На первых шагах кластериза-

ции формируются близкие по составу парагенетические ассоциации химических элементов: в ДО – Cu-Cr-Cd-Ni, Zn-Sb-As, Co-Pb-Sr, Ba-Mn и Fe-V (расстояние кластеризации $r = 0.91-0.67$); в иловых водах – Cu-Cr-Cd-Ni, Zn-As-V и Co-Pb ($r = 0.89-0.76$). Существенное отличие химической ассоциативности твердой и жидкой фаз выражено в формировании в воде на последующих шагах кластеризации ($r = 0.49$) ассоциации Fe-Mn, которая отражает контрастность кислотно-щелочных условий в изученных водотоках, влияющих на распределение металлов между твердой и жидкой фазами ДО [16]. Данная ассоциация формируется в иловой воде ДО р. Черная Речка с низкими значениями pH, что в сочетании с восстановительными условиями приводит к мобилизации Fe и Mn в раствор. Это подтверждается расчетами коэффициентов распределения. Действительно, Fe и Mn в Черной Речке имеют существенно более низкие значения K_p , в отличие от других водотоков (рис. 3).

Идентичность парагенетической ассоциативности металлов в твердой и жидкой фазах ДО подтверждается результатами факторного анализа (табл. 5). Их интерпретация приводит к следующим выводам. Первый фактор Cu-Cr-Cd-Ni-Zn, объясняющий от 40 до 48% диспер-

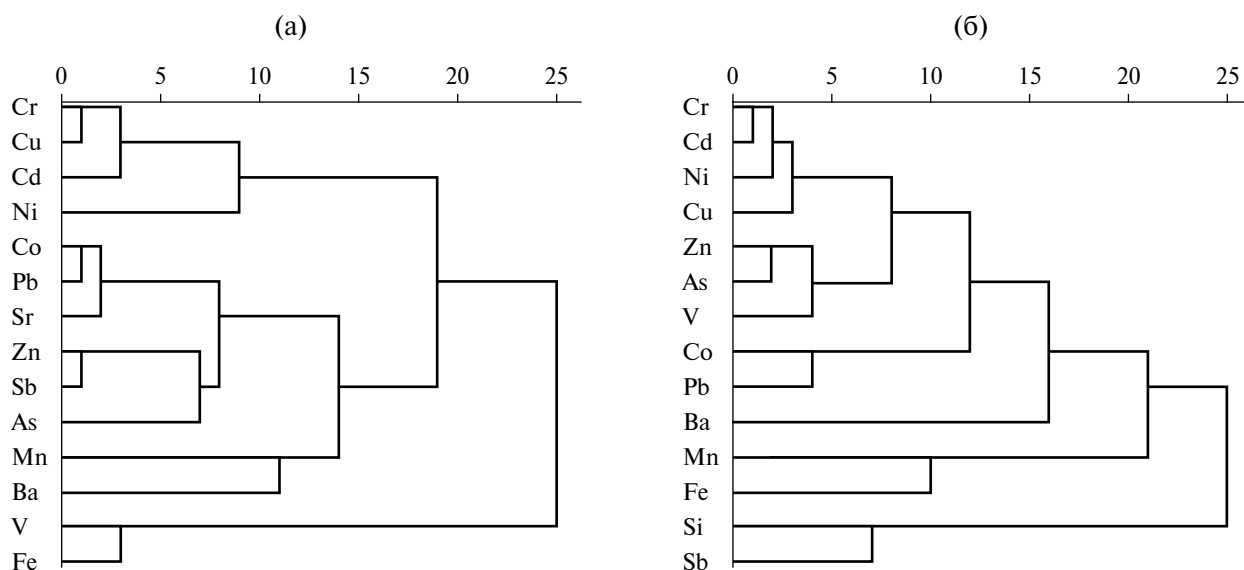


Рис. 2. Дендрограмма иерархического кластерного анализа содержания ММ в ДО (а) и иловых водах (б) малых рек Санкт-Петербурга по корреляции Пирсона (по оси абсцисс – условное расстояние связи).

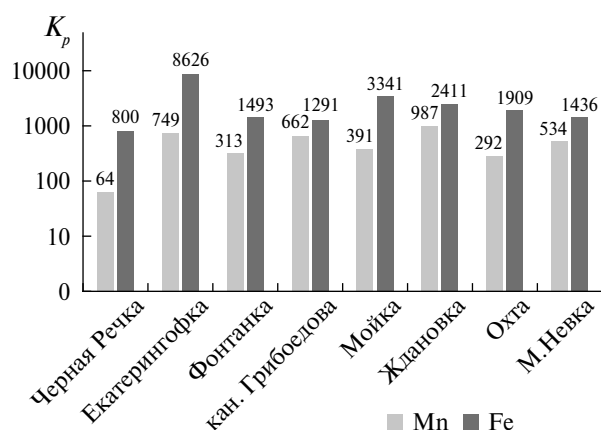


Рис. 3. Коэффициенты распределения (K_p) Fe и Mn в ДО малых рек Санкт-Петербурга.

сии выборок, отражает гетерогенный характер загрязнения в пределах мегаполиса, присущий металлам с высоким коэффициентом технофобности. Положительные значения фактора установлены в осадках рек с максимальным уровнем загрязнения (Черная Речка, Екатерингофка, Карповка, Фонтанка), а также для нижних (наиболее загрязненных) горизонтов отложений рек Мойки, Ждановки и канала Грибоедова. Ассоциация Co-Pb-Sr (фактор II в ДО и III – в иловой

воде) характерна для р. Екатерингофки и формируется в результате влияния производства свинцово-кислотных аккумуляторов. Фактор III в ДО и фактор II в иловых водах представлены ассоциацией Fe-V, типичной для твердой и жидкой фаз осадков на участках рек Фонтанки (ст. 117), Охты (ст. 823) и в канале Грибоедова. Вероятно, это связано с воздействием металлообрабатывающих предприятий. Фактор IV в иловых водах (Mn-Fe), как сказано выше, индицирует процессы в осадках р. Черная Речка с кислыми условиями среды. В качестве обоснования этого можно отметить, что из всех ММ только Mn и Fe имеют значимую (отрицательную) корреляцию с pH (соответственно -0.67 и -0.37 при $r_{кр} = 0.30$), что подтверждает их зависимость от кислотно-щелочных условий. В ДО IV фактор представлен ассоциацией Mn-Ba, которая типична для отложений р. Охты вблизи производств лакокрасочной продукции (Ba) и порошковых красок (Mn) (табл. 3, 4).

При интерпретации результатов факторного анализа не вызывает сомнения тот факт, что основной причиной идентичности главных парагенетических ассоциаций ММ в твердой и жидкой фазах является техногенез: значитель-

Таблица 5. Факторные матрицы химического состава ДО и иловых вод городских водотоков (метод вращения: варимакс с нормализацией Кайзера; приведены нагрузки на факторы, абсолютные значения которых > 0.30)

Элементы	ДО				Иловые воды			
	факторы				факторы			
	1	2	3	4	1	2	3	4
V			0.98			0.77	0.38	
Cr	0.89	0.36			0.88		0.39	
Mn		0.56		0.75				0.88
Fe			0.83	0.44		0.74		0.64
Co	0.31	0.83		0.37	0.32		0.75	0.37
Ni	0.84				0.92			
Cu	0.85	0.34			0.82	0.46		
Zn	0.57	0.37		0.43	0.57	0.54	0.45	
Sr		0.87				-0.62	0.44	0.46
Cd	0.85	0.31			0.84		0.32	
Sb	0.46	0.56		0.43		-0.81		
Ba				0.71		0.55		
Pb	0.42	0.82			0.36		0.84	
As		0.49	0.36	0.48	0.34	0.62	0.37	-0.37
вес. %	48.2	23.7	10.9	5.6	39.4	21.6	14.8	7.4

ная концентрация и высокая подвижностью поллютантов, а также химико-технологическая специализация источников загрязнения. Фазовое состояние вещества при формировании ассоциативности металлов в этих средах не имеет определяющего значения.

Риски вторичного загрязнения воды

Вторичное загрязнение водных объектов вызвано поступлением поллютантов из ДО в воду в силу неравновесного состояния системы вода–ДО. Это может быть обусловлено химическим и механическим факторами вторичного загрязнения [5]. Химический фактор определяет процесс диффузии ММ из ДО, вызванный высоким градиентом содержания металлов в иловой и придонной водах. Механический фактор проявляется при дноочистных работах, которые регулярно проводятся на городских водотоках [1]. При извлечении техногенных илов часть из них попадает в воду, происходит раскрытие порового пространства и перемешивание иловой воды с речной.

Диффузионный поток металлов на разделе вода–осадок рассчитан с использованием закона Фика для верхнего слоя ДО. Из всей изученной группы элементов только диффузия Sb направлена из речных вод в ДО (за исключением Екатерингофки), но с очень низкой интенсивностью (табл. 6). Остальные ионы диффундируют из ДО

в придонную воду. Величина диффузионного потока для разных элементов меняется в очень широком диапазоне. Ряд ее снижения характеризуется следующей последовательностью: Fe > Ba > Zn > Mn > Pb > Cu > Sr > Cr > Ni > V > Co > Cd > As, которая отчасти отражает кларковые соотношения ММ, а отчасти обусловлена спецификой загрязнения водотоков. Максимальный диффузионный поток отмечается на изученных участках рек Карповки (V, Cr, Fe, Ni, Cu, Sr, Cd, Ba), Екатерингофки (Co, Zn, Pb), Фонтанки (Mn, As). Значимость влияния техногенеза можно оценить через разброс абсолютных значений диффузионного потока в изученных водотоках с помощью коэффициента вариации (в скобках): Cd (150) > Pb (131) > Ni (112) > Cu (101) > Sb (98) > Cr (83) > Co (63) > Sr (63) > Ba (61) > Zn (44) > V (42) > Mn (40) > Fe (39) > As (36). Отсюда следует, что наибольшая дисперсия значений характерна для халькофилов (за исключением Zn), имеющих высокий потенциал вторичного загрязнения.

Влияние диффузионных потоков на состояние водотоков проявляется в высоких концентрациях металлов в придонных водах малых рек в сравнении с невской водой. Большинство водотоков (за исключением Охты и Черной Речки) – протоки, вытекающие из Невы или ее рукавов. Почти при полном отсутствии сбросов сточных вод в настоящее время в воде малых водотоков, которые имеют длину от 2 до 7 км, наблюдает-

Таблица 6. Величина диффузионного потока (мкг/м²сут) ММ на разделе вода–ДО

ММ	Водотоки							Среднее
	Охта	Карповка	канал Грибоедова	Фонтанка	Мойка	Ждановка	Екатерингофка	
V	15.2	22.9	14.0	4.8	11.5	10.8	18.8	14.0
Cr	19.4	69	13.3	9.5	13.6	16.4	37.1	25.5
Mn	61	189	113	205	88	112	148	131
Fe	12 874	15 465	8689	5026	6974	7372	13 492	9985
Co	4.3	5.4	3.1	2.3	2.7	2.7	10.2	4.4
Ni	11.5	65	7.8	9.7	8.4	9.2	18.8	18.7
Cu	38.3	189	9.7	57	27.6	23.4	77	60
Zn	155.0	211	84	236	123	99	278	169
Sr	8.7	82	22	52	29.3	26.9	51	38.7
Cd	0.55	10.3	0.3	0.8	1.5	0.3	3.2	2.4
Sb	-0.04	-0.8	-0.3	-0.1	-0.4	-0.6	0.1	-0.3
Ba	469	734	203	265	222	174	254	332
Pb	25.7	110	29.2	129	36.3	40.2	455	118
As	0.85	0.8	0.5	1.3	0.6	1.30	0.8	0.9

ся резкое увеличение концентрации металлов в придонном горизонте (табл. 2).

Оценка интенсивности вторичного загрязнения через диффузионный поток проведена с учетом площади дна (или его части) изученных водотоков [8]. Максимальное количество ММ, переходящих в воду, присуще (табл. 7): Екатерингофке (все ММ, за исключением As и Ba), Фонтанке (Mn, Cu, Zn, Sr, Ba, As) и Охте (V и Ba). Все три реки характеризуются наибольшей площадью дна. Из металлов максимальные значения потока отмечаются для Fe и Pb в Екатерингофке (>4600 и 157 г/сут соответственно), Ba – в Охте (114 г/сут).

Расчет вторичного загрязнения за счет механического фактора выполнен с учетом данных о средневзвешенном содержании ММ в иловых водах по разрезу ДО, объеме залегающих на дне водотоков техногенных грунтов [8], доли ДО, переходящих во взвешенное состояние при многочерпаковом способе дноуглубления [5]. Для сравнения интенсивности вторичного загрязнения по химическому и механическому факторам в качестве единицы измерения выступает масса поллютанта, переходящая в воду в течение суток (г/сут). Для этого за ориентировочную величину производительности дноуглубления на городских водотоках, исходя из практики его проведения, принято 200 м³/сут.

Таблица 7. Показатели вторичного загрязнения (г/сут) малых водотоков (в числителе – при проведении дноочистных работ: общий выход металлов (г) / выход в течение суток (г/сут); в знаменателе – диффузионное загрязнение (г/сут))

Металлы	Водотоки						
	Фонтанка	канал Грибоедова	Мойка	Ждановка	Охта (от Ириновского пр. до устья)	Екатерингофка	Карповка
V	<u>48.7/0.13</u> 1.9	<u>21.8/0.12</u> 1.6	<u>25.2/0.06</u> 1.6	<u>2.6/0.04</u> 0.7	<u>61/0.08</u> 3.7	<u>99/0.06</u> 6.5	<u>5.4/0.05</u> 1.4
Cr	<u>172/0.46</u> 3.7	<u>131/0.7</u> 1.5	<u>111/0.27</u> 1.9	<u>11.7/0.18</u> 1.1	<u>145/0.18</u> 4.7	<u>1012/0.61</u> 12.8	<u>470/4.5</u> 4.2
Mn	<u>1255/3.4</u> 80	<u>446/2.4</u> 13	<u>1536/3.7</u> 12	<u>257/3.9</u> 7.3	<u>17 035/21</u> 15	<u>23 402/14</u> 51	<u>209/2.0</u> 11
Fe	<u>35 730/95</u> 1953	<u>16 654/90</u> 991	<u>20 357/49</u> 973	<u>4760/72</u> 478	<u>176 000/218</u> 3126	<u>74 479/45</u> 4654	<u>5220/50</u> 928
Co	<u>15.9/0.04</u> 0.9	<u>6.3/0.03</u> 0.4	<u>9.0/0.02</u> 0.4	<u>2.1/0.03</u> 0.2	<u>42.3/0.05</u> 1.1	<u>1604/0.97</u> 3.5	<u>6.3/0.06</u> 0.3
Ni	<u>111/0.3</u> 3.8	<u>42.2/0.23</u> 0.9	<u>57/0.14</u> 1.2	<u>14.6/0.22</u> 0.6	<u>178/0.22</u> 2.8	<u>444/0.27</u> 6.5	<u>1570/15</u> 3.9
Cu	<u>622/1.7</u> 22.1	<u>414/2.2</u> 1.1	<u>253/0.61</u> 3.9	<u>76.3/1.2</u> 1.5	<u>641/0.79</u> 9.3	<u>1039/0.63</u> 27	<u>693/6.6</u> 11.3
Zn	<u>3506/9.4</u> 92	<u>1836/9.9</u> 9.5	<u>1623/3.9</u> 17	<u>120/1.8</u> 6.4	<u>2879/3.6</u> 38	<u>8093/4.9</u> 96	<u>872/8.3</u> 13
As	<u>28.3/0.08</u> 0.51	<u>12.9/0.07</u> 0.06	<u>14.7/0.04</u> 0.08	<u>1.5/0.02</u> 0.08	<u>38.3/0.05</u> 0.21	<u>65/0.04</u> 0.28	<u>4.3/0.04</u> 0.05
Sr	<u>478/1.3</u> 20	<u>208/1.1</u> 2.5	<u>795/1.9</u> 4.1	<u>124/1.9</u> 1.7	<u>3427/4.2</u> 2.1	<u>82396/50</u> 17	<u>105/1.0</u> 4.9
Cd	<u>11/0.03</u> 0.31	<u>17.4/0.09</u> 0.03	<u>49.2/0.12</u> 0.21	<u>2.9/0.04</u> 0.02	<u>17.8/0.02</u> 0.13	<u>167/0.1</u> 1.1	<u>91/0.87</u> 0.62
Sb	<u>2.0/0.01</u> -0.04	<u>0.70/0.00</u> -0.03	<u>2.3/0.01</u> -0.06	<u>0.3/0.01</u> -0.04	<u>11.6/0.01</u> -0.01	<u>445/0.27</u> 0.03	<u>2.1/0.02</u> -0.05
Ba	<u>1112/3.0</u> 103	<u>810/4.4</u> 23	<u>602/1.5</u> 31	<u>103/1.6</u> 11	<u>7146/8.9</u> 114	<u>4553/2.8</u> 88	<u>300/2.9</u> 44
Pb	<u>640/1.7</u> 50	<u>259/1.4</u> 3.3	<u>208/0.5</u> 5.1	<u>31.2/0.47</u> 2.6	<u>361/0.45</u> 6.2	<u>40 021/24</u> 157	<u>168/1.6</u> 6.6

В расчетах использовались показатели: пористость отложений — 0,7, переход во взвешенное состояние (в зависимости от гранулометрического состава) от 2,5 (р. Карповка) до 6% (р. Екатерингофка) [5].

Вычисления показали, что в водотоках интенсивность потока ММ, поступающих в воду за счет диффузии (г/сут), в целом превышает показатели загрязнения при взмучивании отложений. Однако есть некоторые исключения. Объем вторичного загрязнения при проведении дноочистных работ выше диффузионного потока в канале Грибоедова (для Cu, Zn, As, Cd), в реках Карповке (Cr, Ni, Cd), Охте (Mn и Sr), Ждановке (Sr, Cd) и Екатерингофке (Sr). Но при этом следует учесть, что механический фактор вторичного загрязнения проявляет себя только в процессе дноочистных работ, а химический оказывает постоянное влияние как механизм перехода ММ в речную воду.

ВЫВОДЫ

Проведенные исследования показали высокий уровень загрязнения ДО и иловых вод малых рек Санкт-Петербурга. Химический состав ДО и иловых вод четко индицирует химико-технологическую специфику предприятий, оказывающих воздействие на водные объекты. Методами многомерной статистики показано сходство ведущих парагенетических ассоциаций в твердой и жидкой фазах отложений. Вероятно, одна из причин этого — высокая потенциальная подвижность металлов, присущая техногенезу. Об этом также свидетельствует статистически достоверная корреляция содержания практически всех ММ в ДО и иловых водах, за исключением V, Fe, As, Sc, поступление которых в водотоки обусловлено в основном природными источниками осадочного материала. Среди геохимических ассоциаций ММ в донных отложениях в качестве ведущей выступает парагенезис металлов с высокой технофильностью: Cu-Cd-Cr-Ni-Zn, отражающий гетерогенный характер воздействия промышленного мегаполиса. По уровню комплексного загрязнения (придонная вода, ДО и иловые воды) наиболее сложная экологическая ситуация сложилась в реках Карповке и Екатерингофке.

Исследование особенностей состава иловых вод по разрезу ДО, сформировавшихся в условиях техногенного загрязнения, показало, что на стадии раннего диагенеза равновесное состояние между жидкой и твердой фазами осадков не достигается в силу ограниченности времени, смены физико-химических условий, развития процессов вторичного минералообразования. В таких условиях коэффициент распределения, который широко используется при изучении иловых вод как показатель установившегося равновесия металлов жидкой и твердой фаз, не может быть рекомендован для этих целей.

Техногенное воздействие на водные объекты сопряжено с высокими рисками вторичного загрязнения воды. Полученные оценки химического (диффузионного) и механического (при проведении дноочистных работ) механизмов вторичного загрязнения показали более высокую интенсивность первого. С учетом того, что диффузионный поток действует постоянно, можно говорить об экологической целесообразности проведения дноочистных работ, однако проблема упирается в необходимость выбора оптимального места дампинга грунтов для минимизации воздействия на акваторию их захоронения. Максимальный уровень вторичного загрязнения за счет диффузионного потока ММ установлен в реках Екатерингофке и Карповке. Среди изученных металлов значительные объемы диффузионного стока имеют Fe, Ba, Zn, Mn и Pb. Кроме того, проведенные расчеты показали, что р. Екатерингофка и впадающая в нее Фонтанка — наиболее мощные источники поступления растворенных ММ в акваторию Санкт-Петербургского торгового порта и затем в Невскую губу.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Голубев Д.А., Зайцев В.М., Клеванный К.А., Леднова Ю.А., Лукьянов С.В., Рябчук Д.В., Спиридонов М.А., Шилин М.Б. Комплексные экологические исследования состояния районов отвала грунта в Невской губе и восточной части Финского залива // Инженерные изыскания. 2010. № 5. С. 36–42.
2. Кудрявцева В.А., Шигаева Т.Д., Панкратова Н.М. Особенности миграции тяжелых металлов в системе «придонная вода — поровая вода — поверхностный слой донных отложений» прибрежной

- зоны восточной части Финского залива в весенне-летний период // Изв. Томского политехн. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2022. Т. 333. № 1. С. 95–104.
3. Липатникова О.А., Лубкова Т.Н., Коробова Н.А. Формы нахождения микроэлементов в воде и донных отложениях Пироговского водохранилища // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4, Геология. 2020. № 6. С. 59–68.
 4. Наследов А.Д. IBM SPSS Statistics 20 и AMOS: профессиональный статистический анализ данных. СПб.: Питер, 2013. 416 с.
 5. Опекунов А.Ю. Аквальный техноседиментогенез // Тр. ВНИИОкеангеология. Т. 208. СПб.: Наука, 2005. 278 с.
 6. Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Опекунова М.Г. Техногенная трансформация состава донных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга // Геоэкология. Инженерная геология. Гидроэкология. Геокриология. 2017. № 4. С. 48–61.
 7. Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Спаский В.В., Опекунова М.Г., Шейнерман Н.А., Чернышова А.В. Химический состав и токсичность донных отложений малых водотоков Санкт-Петербурга // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 2. С. 196–207.
 8. Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Шейнерман Н.А. Особенности техногенного осадконакопления в водотоках центральной части Санкт-Петербурга // Биосфера. 2014. Т. 6. № 3. С. 250–256.
 9. Опекунов А.Ю., Янсон С.Ю., Опекунова М.Г., Кукушкин С.Ю. Минеральные фазы металлов в техногенных осадках рек Санкт-Петербурга при экстремальном загрязнении // Вестн. Санкт-Петербургского ун-та. Науки о Земле. 2021. Т. 66. № 2. С. 267–288.
 10. Папина Т.С., Третьякова Е.И. Оценка поступления биогенных элементов из донных отложений в воду Новосибирского водохранилища // Вода: химия и экология. 2012. № 6. С. 3–9.
 11. Толкачев Г.Ю. Оценка влияния поровых растворов донных отложений и подземных вод на качество воды Иваньковского водохранилища // Международ. науч.-исследовател. журн. 2019. Т. 83. № 5. Ч. 1. С. 48–52.
 12. Юрьев Д.В., Вирцавс М.В., Роне В.Ф., Вирцава Д.К., Ермаков С.С. Эколого-геохимическая характеристика осадков в системе вода–дно: роль металлов переходной группы в деструкции $C_{орг}$ // Регионал. геология и металлогения. 2006. № 27. С. 168–182.
 13. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М: PCO, 2018. 415 с.
 14. Brumbaugh W.G., Ingersoll C.G., Kemble N.E., May T.W., Zajice J.L. Chemical characterization of sediments and pore water from the Upper Clark Fork river and Milltown reservoir, Montana // Environ. Toxicol. Chem. 1994. V. 13. № 12. P. 1971–1983.
 15. Chapman P.M., Wang F., Germano J.D., Batley G. Pore water testing and analysis: the good, the bad, and the ugly // Mar. Pollution Bull. 2002. V. 44. P. 359–366.
 16. Lesven L., Lourino-Cabana B., Billon G., Recourt P., Ouddane B., Mikkelsen O., Boughriet A. On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France) // Applied Geochem. 2010. V. 25. P. 1361–1373.
 17. Li Y.H., Gregory S. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments // Geochim. Cosmochim. Acta. 1974. V. 38. P. 703–714.
 18. Liu Y., Yu H., Sun Y., Chen J. Novel assessment method of heavy metal pollution in surface water: A case study of Yangping River in Lingbao City, China // Environ. Engineering Res. 2017. V. 22. № 1. P. 31–39.
 19. Ololade I.A., Lajide L., Ololade O.O., Adeyemi O. Metal partitioning in sediment pore water from the Ondo coastal region, Nigeria // Toxicol. Environ. Chem. 2011. V. 93. № 6. P. 1098–1110.
 20. Opp C., Hahn J., Zitzer N., Laufenberg G. Heavy Metal Concentrations in Pores and Surface Waters during the Emptying of a Small Reservoir // J. Geosci. Environ. Protection. 2015. № 3. P. 66–72.
 21. Özşeker K. Investigation of Sediment Pore Water Heavy Metal (Cu and Pb) Geochemistry in Deriner Dam Lake, Artvin, Turkey // ActAquaTr. 2019. V. 15. № 1. P. 60–67.
 22. Song J., Yang X., Zhang J., Long Y., Zhang Y., Zhang T. Assessing the Variability of Heavy Metal Concentrations in Liquid-Solid Two-Phase and Related Environmental Risks in the Weihe River of Shaanxi Province, China // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2015. V. 12. P. 8243–8262.
 23. Sutherland R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii // Environ. Geol. 2000. V. 39. P. 611–627.
 24. Wen S., Shan B., Zhang H. Metals in sediment/pore water in Chaohu Lake: Distribution, trends and flux // J. Environ. Sci. 2012. V. 24. № 12. P. 2041–2050.
 25. Ullman W.J., Sandstrom M.W. Dissolved nutrient fluxes from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, central Great Barrier Reef lagoon (Australia) // Estuar. Coast Shelf S. 1987. V. 24. P. 289–303.

26. Zhao Z., Li S., Wang S., Liao J., Lu W., Tan D., Yang D. Heavy metal characteristics in porewater profiles, their benthic fluxes, and toxicity in cascade reservoirs of the Lancang River, China // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2022. V. 29. P. 36013–36022.
27. Zhu X., Shan B., Tang W., Li S., Rong N. Distributions, fluxes, and toxicities of heavy metals in sediment pore water from tributaries of the Ziya River system, northern China // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. V. 23. P. 5516–5526.

Metals in sediments of pore waters of small rivers of St. Petersburg and risks of secondary pollution

A. Yu. Opekunov*, M. G. Opekunova

St. Petersburg State University, St. Petersburg, 199034 Russia

**e-mail: a_opekunov@mail.ru*

The main distribution patterns of metals and metalloids (MM – Sc, V, Cr, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Sr, Ba, Sb, As, Hg) in bottom sediments (BS) and pore waters of small rivers of St. Petersburg affected by industrial wastewater discharges were studied. MM concentrations in solid and liquid phases of bottom sediments (BS) exceed background values by $n\ 10\text{--}10^2$ times. The leading influence of chemical specialization of enterprises on their composition was shown. The Pb content in pore water near the wastewater discharge from lead-acid battery production in the Yekateringofka River reached 14.5 mg/l, and the Ni concentration was 8.56 mg/l under the influence of Ni-Cd battery production (Karpovka River). Using correlation, factor and cluster analyses, a relationship was established between the MM content in BS and pore water and complete identity of the main paragenetic associations. The risks of secondary pollution of rivers were established: diffusion flows from BS into water and opening of the pore space during bottom cleaning operations. Based on Fick's law, the intensity of MM diffusion flows ($\mu\text{g}/\text{m}^2\ \text{day}$) was estimated, the maximum average values of which are characteristic of Fe (9985), Ba (322), Zn (169), Mn (131), the minimum are typical for As (0.9), Cd (2.4), Co (4.4). Calculations showed that in most cases the intensity of secondary pollution through diffusion input of pollutants prevails over mechanical pollution.

Keywords: bottom sediments, pore water, metals and metalloids, secondary pollution.

УДК 556.3

ИССЛЕДОВАНИЕ ЧАСТИЦ МИКРОПЛАСТИКА В ТРЕЩИННО-КАРСТОВОМ ВОДОНОСНОМ ГОРИЗОНТЕ (г. ЗВЕНИГОРОД, РОССИЯ)

© 2025 г. Е. А. Филимонова^{a, *}, Л. О. Гутникова^a, А. Е. Преображенская^a, А. В. Чистякова^{a, b},
А. А. Ефимова^c, Р. В. Веселовский^{a, b}

^aМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, Москва, 119234 Россия

^bИнститут физики Земли им. О.Ю. Шмидта РАН, Москва, 123242 Россия

^cМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, химический факультет, Москва, 119991 Россия

*e-mail: ea.filimonova@yandex.ru

Поступила в редакцию 12.11.2023 г.

После доработки 20.01.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

Рост производства пластиковых изделий, большая часть (~ 54%) которых — товары одноразового использования, и отсутствие эффективного управления пластиковыми отходами привели к глобальной проблеме загрязнения окружающей среды полимерами. Частицы микропластика (размером < 5 мм) и нанопластика (размером > 1000 нм) обнаружены во всех средах и даже в живых организмах. Большинство исследований направлено на исследование микропластика в поверхностных водах, однако частицы полимеров обнаружены и в подземных водах. Приведены результаты обобщения актуальных исследований, направленных на анализ загрязнения подземных вод частицами микропластика. Представлены результаты анализа пробы на наличие микропластика из подольско-мячковского водоносного горизонта в районе Звенигородской биостанции. Визуальная характеристика проводилась с помощью оптического микроскопа Olympus BX53M, химический состав полимеров определялся на рамановском спектрометре EnSpectr 532. Идентификация показала присутствие различных полимеров: полиэтилена, полиуретана, поликарбоната, полиимида. Также выявлены фенолформальдегидные и политерпеновые смолы, различные сополимеры. Анализ химического состава частиц выявил среди потенциальных полимеров значительную долю природных полимеров, являющихся целлюлозой и биоразлагаемым полимером зейном. Микропластик представлен фрагментами, микроволокнами и пленками, которые указывают на загрязнение подземных вод вторичным микропластиком. Концентрация идентифицированных частиц составила 2 шт/л.

Ключевые слова: микропластик, микроволокна, загрязнение подземных вод, рамановская спектроскопия, КР-спектроскопия, трещино-карстовый водоносный горизонт.

DOI: 10.31857/S0321059625030083 EDN: SYLWXF

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время пластмассовые изделия прочно вошли в жизнь каждого человека вследствие их свойств: биоинертности, прочности, износостойкости, легкости, а также относительной дешевизны, легкости производства и обработки пластмасс [3]. Срок службы пластиковых изделий варьирует от нескольких минут для одноразовой посуды до десятков лет для материалов, используемых в строительстве, при этом упаковочный материал составляет 54% пластиковых отходов. Длительное время естественной деградации, сложность и дороговизна вторичной переработки привели к накоплению огромного

количества бытовых и промышленных пластиковых отходов.

Микропластик, представляющий собой частицы пластмассы < 5 мм, объединяет достаточно широкую группу полимеров различного химического состава, размера, формы, цвета и свойств. Также выделяется нанопластик — частицы полимеров размером < 100 нм. По происхождению выделяется первичный и вторичный микропластик. Первичные полимеры представляют собой микрогранулы, специально изготовленные для использования в косметических, лекарственных и моющих средствах, или пеллеты, используемые для производства

более крупных изделий [2, 3, 8]. Частицы первичного пластика в исходном виде попадают в окружающую среду со сточными водами или через очистные сооружения, так как размер гранул не позволяет их отфильтровать. Вторичные частицы микропластика и нанопластика образуются при распаде крупных полимерных продуктов: истирания шин, разрушении дорожного покрытия, дефрагментации пластикового мусора, при стирке, производстве синтетических тканей.

Изучение частиц микропластика поверхностных вод суши и их донных отложений широко проводится во всем мире [10, 13, 16, 21], в то время как исследованию частиц микро- и нанопластика в подземных водах посвящено лишь несколько зарубежных статей. Частицы полимеров обнаружены в незащищенных грунтовых водоносных горизонтах — как в терригенных породах, так и в закарстованных карбонатных системах. Проведены исследования подземных вод в аллювиальных отложениях в Австралии, Индии и Иране [9, 18, 19], при этом концентрация частиц микропластика в Австралии составила 16–97 (при среднем значении 38), в Индии до 10.2 (в среднем 4.2 л), а в Иране — 0.1–1.3 шт/л (при средней 0.48 шт/л). В трещинно-карстовых водоносных горизонтах количество частиц микропластика составило от полного отсутствия до 15.2 шт/л (Иллинойс, США) [17], в Корее от 0.014 до 1.026 шт/л [12].

Данное исследование посвящено изучению частиц микропластика в подземных водах подольско-мячковского водоносного горизонта в районе Звенигородской биостанции. В работе представлены обзор актуальных публикаций по изучению полимеров в подземных водах, визуальная характеристика и химический состав полимеров, обнаруженных в подольско-мячковском водоносном горизонте, обсуждаются источники и пути поступления загрязнения полимерами в водоносный горизонт.

РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЯ

Звенигородская биологическая станция (ЗБС) располагается в 40 км к западу от г. Москвы на правом берегу р. Москвы. На территории ЗБС

расположена сеть гидрогеологических скважин, которая используется для гидрогеологических задач при проведении учебных практик или научно-исследовательских работ. Опробованная скважина № 1 располагается на пойме реки, в 30 м от уреза р. Москвы.

Река Москва на данном участке имеет глубину до 1 м при средней ширине 60–70 м, скорость течения равна 0.2–0.3 м³/с. Средний многолетний расход р. Москвы в районе ЗБС составляет 38 м³/с. В районе опытной скважины на правом берегу в геоморфологическом плане развиты пойма и первая надпойменная терраса. В русле реки активно идут процессы донной и боковой эрозии. В течение 20 лет наблюдается намыв песчаных островов, их последующий размыв и перемещение.

Сток реки зарегулирован образованным выше по течению Можайским водохранилищем. На берегах водохранилища и реки расположены многочисленные места отдыха, дачные участки, деревни, поселки, которые являются потенциальными источниками загрязнения микропластиком. Донные осадки на участках быстрого течения представлены разнородными песками, а в заводях — илами и глинами.

В гидрогеологическом плане участок исследований принадлежит к центральной части Московского артезианского бассейна, верхняя часть которого сложена каменноугольными, юрскими, меловыми и четвертичными отложениями. Непосредственно в долине реки опробованной скважиной сверху вскрываются аллювиальные отложения мощностью 7 м, которые представлены песками и суглинками; ниже залегают подольско-мячковские известняки, трещиноватые и кавернозные до глубины 50 м (рис. 1). На водораздельных пространствах подольско-мячковский горизонт перекрыт юрскими глинами и мощной толщей четвертичных образований. В русле реки, в 1 км вверх по течению от ЗБС, наблюдаются выходы известняков. Поток подземных вод подольско-мячковского водоносного горизонта направлен к реке, разгрузка происходит как непосредственно в русло реки, так и за счет перетекания в вышележащий аллювиальный горизонт.

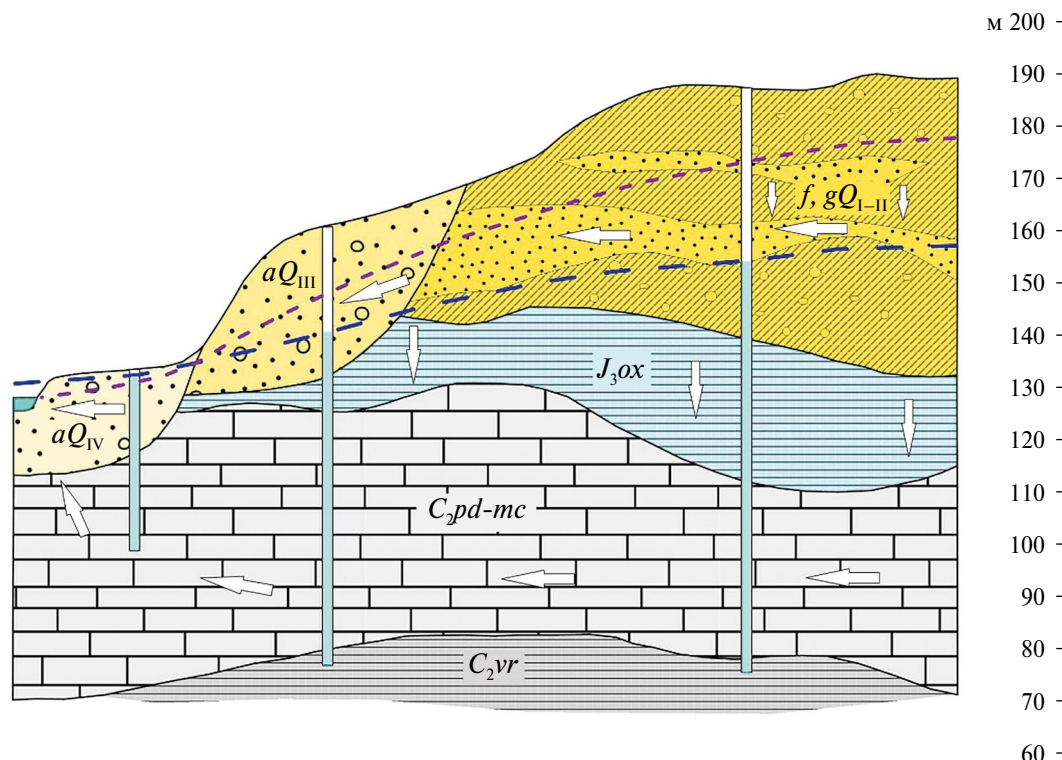


Рис. 1. Принципиальный гидрогеологический разрез в районе Звенигородской биостанции, по [6] с дополнениями.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Методика исследования частиц микропластика включает три этапа: пробоотбор, пробоподготовка и идентификация. Пробоотбор частиц полимеров в природной среде может производиться как из береговых или донных отложений, так из водной среды: поверхностных, морских или подземных вод. При изучении водной среды большинство работ направлено на исследование поверхностного слоя воды [11], реже — водяного столба [5]. Основные подходы к отбору проб: селективный (отбор непосредственно частиц полимеров, видимых невооруженным глазом), валовый (отбор заданного объема пробы) или уменьшения объемов (в результате пропуска значительных объемов воды через систему фильтров).

Пробоотбор частиц микропластика из водной среды происходит преимущественно третьим методом, т. е. в результате фильтрации значительных объемов воды через сеть Манта или насосные системы [5, 10, 11, 21]. Однако некоторые

исследователи используют и валовой отбор пробы непосредственно в стеклянные бутылки [18], а затем в лаборатории происходит этап фильтрации. Методика отбора проб подземных вод для анализа на микропластик имеет немаловажное значение. Е. Джонг (Е. Jeong) с соавторами [12] отмечают, что метод отбора проб является одним из важных факторов, влияющим на результаты определения концентрации полимеров в подземных водах. Существенное значение имеют объем пробы, размер ячеек фильтра, объект исследований (скважина, родник, колодец) и др. Для отбора проб из донных отложений или морских вод для изучения частиц микропластика существует разработанная методика NOAA [14], однако для подземных вод в настоящее время общепринятая методика отбора проб не разработана.

Авторами исследования проба подземных вод была отобрана в середине июня 2022 г. из скважины, оборудованной на подольско-мячковский водоносный горизонт. Глубина скважины составляет 56 м, до глубины 8.0 м ствол обсажен глухими трубами, ниже расположен открытый

ствол (рис. 2). Проба получена во время кустовой откачки из центральной скважины на 5–6-й ч после начала опыта. Таким образом, предполагается, что отобранная проба соответствует водам, содержащимся в водоносном горизонте, а не в стволе скважины, который мог быть подвергнут

поверхностному загрязнению через ее устье. На момент пробоотбора на урзе р. Москвы уровни подземных вод выше речных, разгрузка подземных вод в реку сохранилась. Пробоотбор проводился с помощью фильтрационной установки (рис. 2), которая присоединялась сбоку к во-

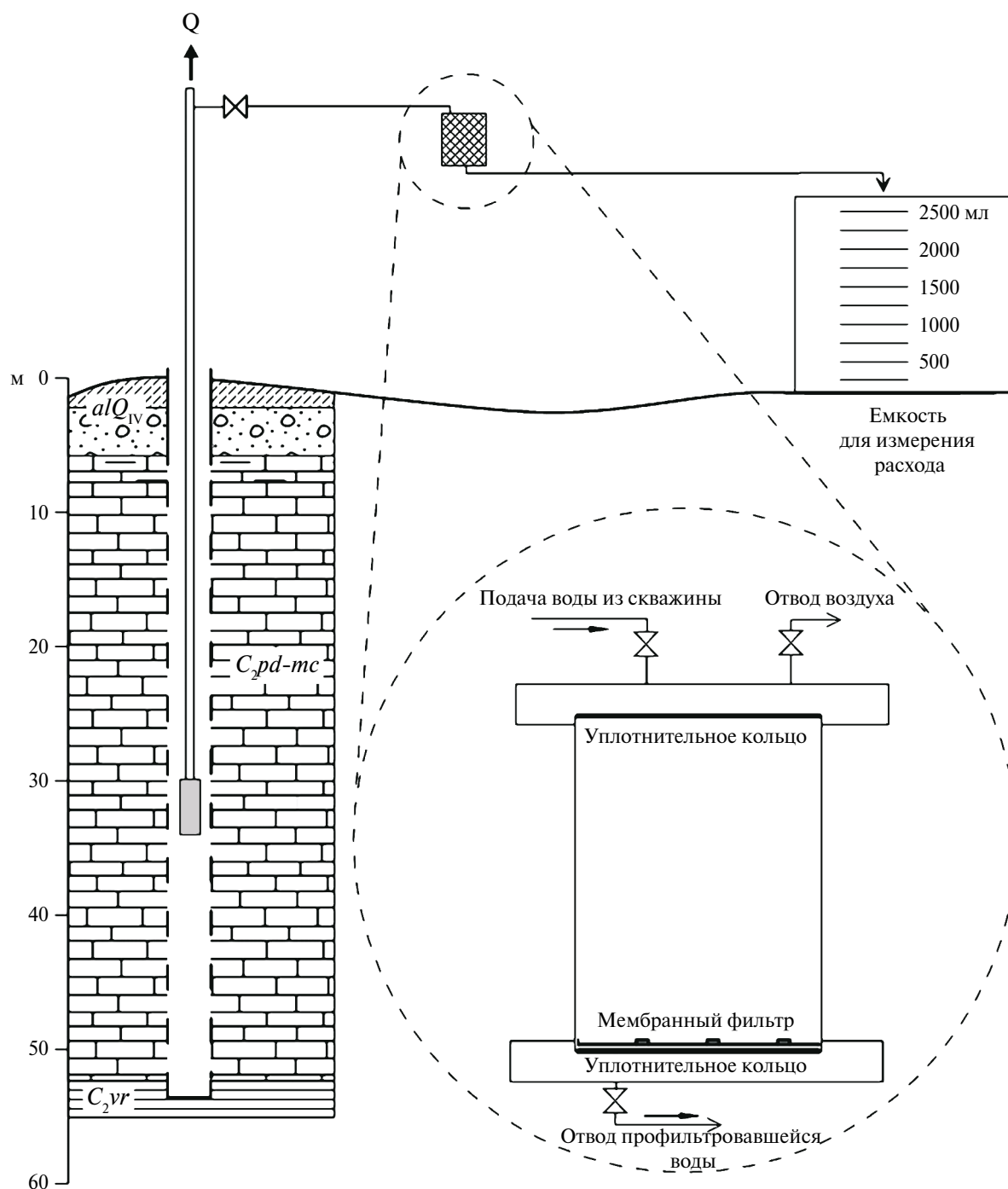


Рис. 2. Схематический геологический разрез скважины и схема установки для отбора пробы подземных вод на микропластик.

доподъемной трубе через отвод размером $\frac{1}{2}$ ". В фильтрационной установке под давлением, создаваемым насосом, опробуемая вода проходила через фильтр с размером ячеек 1 мкм. Опробованный объем подземных вод составил 68 л. После окончания пробоотбора фильтр был помещен в стеклянную посуду с крышкой и доставлен в лабораторию, где хранился в холодильнике при температуре 4–6°C до проведения анализа.

Подготовка проб проводилась в гидрогеохимической лаборатории МГУ кафедры гидрогеологии геологического факультета и включала в себя: смыв частиц с фильтра дистиллированной водой в стеклянную колбу, перекисное окисление H_2O_2 30% (для удаления органического вещества), фильтрацию через шприцевой фильтродержатель с металлическим фильтром размером 40 мкм.

Идентификация потенциальных частиц микропластика проводилась методом рамановской спектроскопии с помощью приставки "EnSpectr R532" к прямому оптическому микроскопу "Olympus BX53M" в ЦКП ИФЗ РАН [1]. Приставка "EnSpectr R532" обладает следующими ключевыми техническими характеристиками: длина волны лазера — 532 нм, решетка — 1800 штрихов/мм, входная щель — 20 мкм, фокусное расстояние — 75 мм. Диапазон спектра устанавливался от 150 до 3500 cm^{-1} . В зависимости от размера, устойчивости и однородности частицы, а также интенсивности и шумности сигнала индивидуально подбирались увеличение микроскопа (объективы 5×, 10×, 20× или 50×), мощность лазера, экспозиция и количество накоплений. Мощность лазера варьировала от 0.2 до 30 мВт. Как правило, накопление спектров проводилось в режиме усреднения 20–40 измерений с экспозицией 3–5 с. Частицы анализировались непосредственно на поверхности фильтра.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Фильтр был сфотографирован на микроскопе "Olympus BX53M" и из 15×16 кадров была составлена карта фильтра. Анализ карты позволил визуально разделить все частицы на минеральные зерна и потенциальные полимеры. Больше

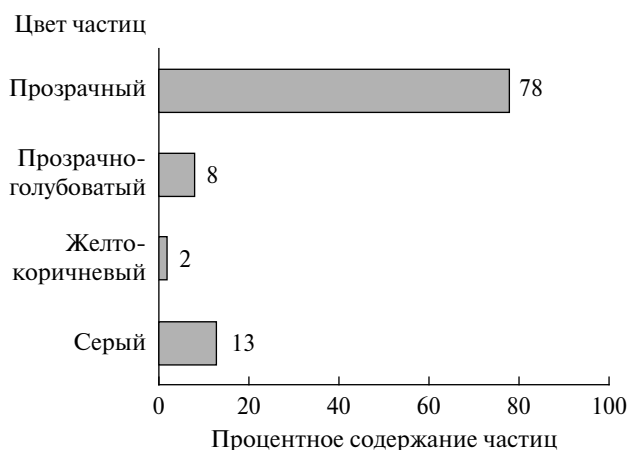


Рис. 3. Результаты визуальной характеристики частиц потенциального микропластика.

половины частиц было отнесено к минеральным зернам, что говорит о необходимости включения этапа флотации в пробоподготовку и для подземных вод. Потенциальные частицы микропластика классифицировались по цвету и форме. В основном частицы представлены фрагментами (59%), в меньшей степени — волокнами (29%), микроагрегатами из волокон (6%) и пленками (6%). Микрогранулы не выявлены, что говорит об отсутствии частиц первичного микропластика. Большинство частиц прозрачные или прозрачные с голубым оттенком, 8 фрагментов характеризуются серым оттенком, 1 микроагрегат — желтовато-коричневый (рис. 3).

На следующем этапе методом рамановской спектроскопии определялся состав выделенных при визуальной идентификации потенциальных частиц микропластика, также проверялись минеральные зерна. Минеральные зерна представлены кальцитом, доломитом, кварцем, полевыми шпатами. Результаты интерпретации рамановских спектров показали, что 43% частиц составляют природные полимеры, 24% — идентифицированные частицы микропластика; 21% частиц имеют "шумные" и неинтерпретируемые спектры, однако по характерным пикам являются полимерами (рис. 4).

При интерпретации рамановских спектров частиц, визуально похожих на полимеры, была идентифицирована группа природных полимеров — целлюлозы (рис. 5). Частицы целлюлозы

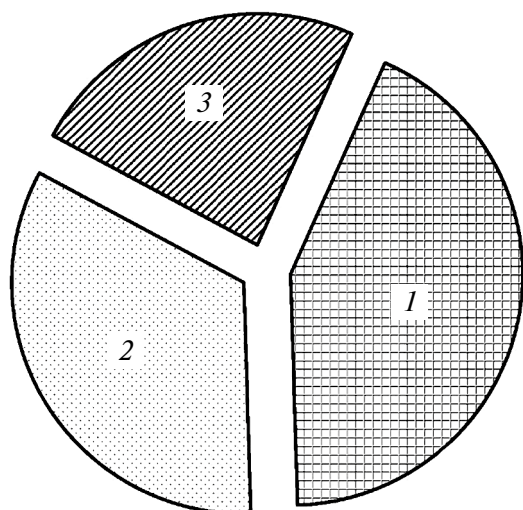


Рис. 4. Результаты идентификации частиц методом рамановской спектроскопии. 1 – природный полимер; 2 – нераспознанный полимер, “шумный” спектр; 3 – идентифицированный микропластик.

представлены прозрачными, иногда с голубым оттенком микроволокнами (рис. 6). Встречается несколько типов целлюлозы: альфа-целлюлоза, сульфат-целлюлоза, сульфат-целлюлоза-вискоза; длина микроволокон изменяется в пределах от 100 до 450 мкм. Определен еще один природ-

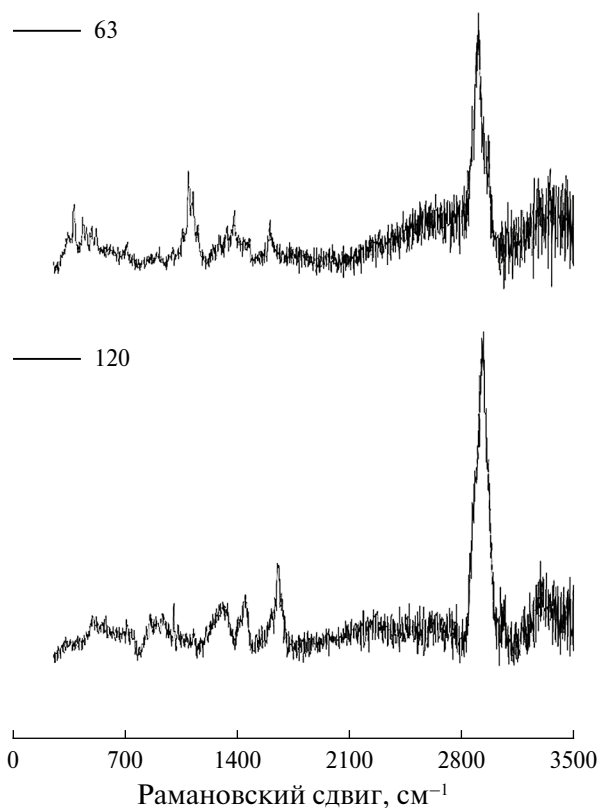


Рис. 5. Рамановские спектры идентифицированных частиц природных полимеров. Номера частиц: 63 – целлюлоза, 120 – зейн (белок растительного происхождения из группы проламинов).

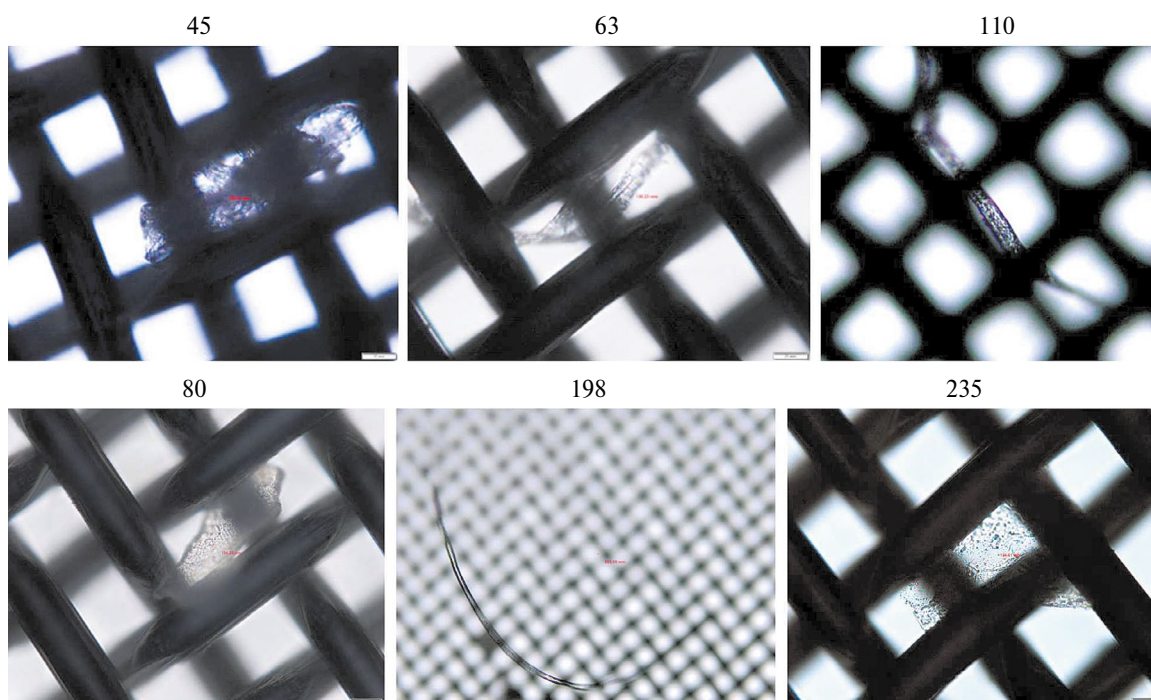


Рис. 6. Фото природных и синтетических полимеров, определенных по рамановским спектрам. Цифра над участком фильтра – номер частицы в каталоге; 46, 63, 110 – волокна целлюлозы, 80 – фрагмент фенолформальдегидной смолы, 198 – волокно сополимера на основе этилакрилата, 235 – пленка полиэтилена.

ный полимер — зейн, белок растительного происхождения из группы проламинов. Зейн представлен преимущественно фрагментами (86%), в небольшом количестве встречается в виде волокна и пленки. Размер варьирует от 20 до 150 мкм.

По результатам идентификации частиц микропластика можно выделить следующие группы полимеров: полиэтилен, смолы, сополимеры на основе различных полимеров, этилен-пропиленовый каучук, полиимид, полиуретан, поликарбонат (рис. 7, 8). Полиэтилен представлен прозрачными пленками размером 45–60 мкм. Полиуретан обнаружен в виде прозрачного фрагмента с бежевым оттенком размером до 30 мкм. Поликарбонат представлен в виде волокна длиной 45 мкм. Выявлена группа смол — политерпеновые и фенолформальдегидные. Политерпеновые смолы имеют вид прозрачных фрагментов размером до 45 мкм, а фрагменты фенолформальдегидной смолы имеют длину до 90 мкм и ширину до 45 мкм (рис. 6). Полиимид детектирован в виде волокна ярко-синего цвета длиной 470 мкм. В подземных водах обнаружены сополимеры на основе полиоксителена и на основе этилакрилата. Первый представлен в виде фрагментов (40 мкм), второй — в виде микро-

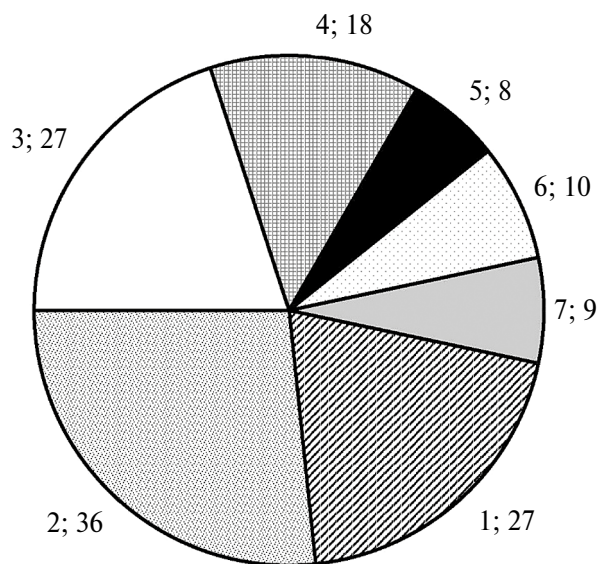


Рис. 7. Состав идентифицированных частиц микропластика, первая цифра в выноске — тип полимера: 1 — полиэтилен, 2 — смолы, 3 — сополимеры, 4 — этилен-пропиленовый каучук, 5 — полиимид, 6 — полиуретан, 7 — поликарбонат; вторая цифра — концентрация, шт./л.

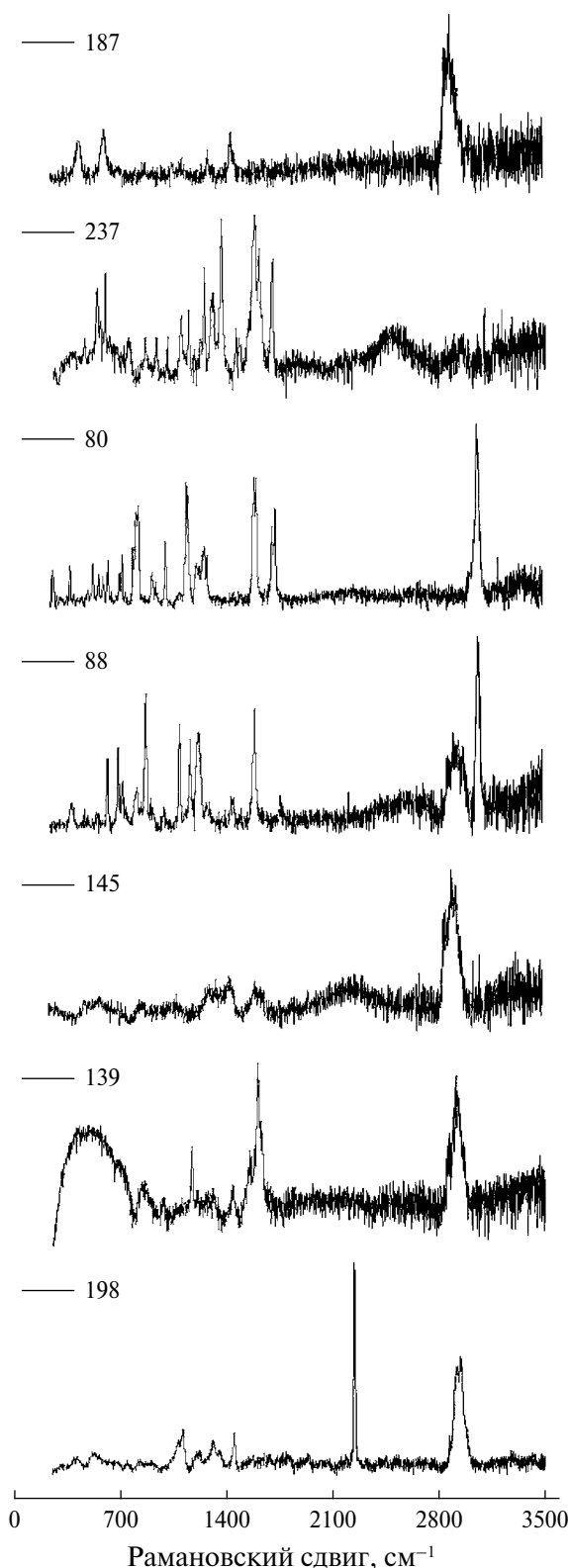


Рис. 8. Рамановские спектры идентифицированных частиц микропластика. Номера частиц: 187 — полиэтилен, 237 — полиимид, 80 — фенолформальдегидная смола; 88 — поликарбонат, 145 — сополимер этилена и пропилена, 139 — полиуретан, 198 — сополимер на основе этилакрилата.

локон (до 570 мкм). На частицах сополимеров на основе полиоксителена обнаруживается много дефектов, в то время как волокна этилакрилата гладкие и ровные. Этилен-пропиленовый каучук представлен фрагментами размером 45–120 мкм.

Для выявления фонового загрязнения была исследована холостая проба в лабораторных условиях, для которой были проведены все этапы экстракции. Обнаружено 5 микроволокон, спектры которых не совпали с полученными спектрами частиц из подземных вод. Также получен рамановский спектр фильтра, используемого при пробоотборе подземных вод. Идентификация показала, что материал фильтра – полиэфир (PET). Соответственно, в случае получения похожего спектра эта частица рассматривалась бы как привнесенное загрязнение и не учитывалась при подсчете концентрации.

Концентрация идентифицированных частиц в подольско-мячковском водоносном горизонте составила 2 шт/л; однако, если учесть количество частиц с “шумными” спектрами, то их содержание значительно возрастает до 4.76 шт/л.

ОБСУЖДЕНИЕ

Обзор существующих исследований показывает, что изучению частиц полимеров в водоносных горизонтах посвящено лишь относительно небольшое количество зарубежных работ [9, 12, 18, 20]. Объектами исследования являются родники, колодцы, скважины, а также питьевая вода (табл. 1). Пробоотбор частиц микропластика из подземных вод проводится различными методами, преимущественно с помощью насосной установки с последующей фильтрацией, при этом используются различные фильтры (1–50 мкм). В некоторых исследованиях также используется валовый метод – отбор в стеклянные бутылки с последующей фильтрацией в лабораторных условиях.

В большинстве исследований в пробоподготовку входят этапы перекисного окисления, флотации и фильтрации, при этом для плотностного разделения используются растворы из различных солей (Li_2WO_4 , ZnCl_2 , CaCl_2). В данном исследовании процессы перекисного окисления

и фильтрации проводились без этапа флотации, что привело к повышенной концентрации мелких минеральных зерен. Очевидно, что при дальнейших исследованиях этап флотации необходимо включать в пробоподготовку.

Визуальная типизация частиц микропластика выявляет преимущественно фрагменты и волокна, изредка присутствуют пленки. Соотношение форм частиц полимеров в разных исследованиях различается, однако все они представлены вторичным микропластиком, в то время как первичные полимеры в виде микрогранул отсутствуют.

Идентификация химического состава полимеров в подземных водах проводится различными методами, в том числе использованной в данном исследовании рамановской спектроскопией. Широко используется ИК-спектроскопия с преобразованием Фурье ($\mu\text{-FT-IR}$), однако данный метод рекомендуется применять для частиц размером >50 мкм, следовательно, частицы субмикронного размера не смогут быть детектированы. Самандра С. (Samandra S.) с соавторами использовали лазерное прямое ИК-излучение Agilent (LDIR) [17]. Наиболее полную информацию дает применение пиролиз-газовой хроматографии-масс-спектрометрии (Py-GC-MS); в этом случае можно определить не только основной полимер, но и входящие в него добавки и пластификаторы.

Полимеры представлены преимущественно полиэтиленом (PE), полистиролом (PS), пропиленом (PP), поливинилхлоридом (PVC), полиэтилентерефталатом (PET); встречаются также поликарбонат (PC), полиметилметакрилат (PMMA), полиамид (PA), полиэстер (PES), эпоксидные смолы.

Идентификация частиц микропластика, обнаруженных в подземных водах подольско-мячковского водоносного горизонта, показала присутствие полимеров разной природы. Крупнотоннажные полимеры были представлены полиэтиленом, сополимерами этилена с пропиленом и полиуретаном. Также идентифицированы фенолформальдегидные смолы, сополимеры на основе этилакрилата, полиимид, поликарбонат,

Таблица 1. Обзор публикаций по исследованию микропластика в подземных водах

Регион, страна	Водоносный горизонт	Методика отбора образцов	Методика выделения частиц микропластика	Методика идентификации	Концентрация, шт./л	Размер, мкм	Форма	Тип полимера	Автор
Иллинойс, США	Закарстованный карбонатный водоносный горизонт (родники, скважины)	Отбор воды в полиэтиленовые бутылки (2 л) с использованием пробоборборника	Фильтрация через фильтр 0,45 мкм, сушка при 75°C 24 ч	Стереомикроскоп 24-50х, Рун-ГХ-МС	$C_{\text{сп}} = 6.4$ (0-15.2)	0.45– 1.5×10^{-3}	Волокна	РЕ – 20% из анализа 20 частиц	[17]
Германия, Натен. Хольдорф Гросенкнеген Занделер Мёнс Тюльсфельде	Водопродов (скважины, накопительный бак, кран в доме)	Фильтрация через картриджные металлические фильтры 300–1000 л (подземные воды) и после очистки 1200–2500 л питьевой воды $d_{\text{фн}} = 3$ мкм	Продувка сжатым воздухом, обработка HCl (рН 2), обработка 30% этанолом, фильтрация, обработка 35% H ₂ O ₂ , разделение по плотности (ZnCl ₂ , 1,6 гр/л), сушка	μ-FTIR	$C_{\text{сп}} = 0.7 \times 10^{-3}$ (0–7 × 10 ⁻³)	50–150	Фрагменты	РЕ, полиамид (РА), РЕТ (62%), PVC, эпоксидная смола	[15]
Южная Индия (штат Тамилнад)	Аллювиальный водоносный горизонт (колодези и скважины)	Фильтрация с помощью тейфонового насоса через фильтр из нержавеющей стали $d_{\text{фн}} = 50$ мкм	Перекисное окисление с Fe(II) и фильтрация через фильтровальную бумагу micro-line	μ-FTIR	$C_{\text{сп}} = 4.2$ (до 10.1)	120–2 500	Волокна, пленки, пенопласт, фрагменты	РА (нейлон), РЕТ, РР, РЕ (55%)	[19]
Виктория, Австралия	Аллювиальный водоносный горизонт (скважины)	Трёхкратный пробоборбор ковшем из нержавеющей стали в стеклянные бутылки	Фильтрация через поликарбонатные фильтры 47 мм и 5 мкм, окисление 30% H ₂ O ₂ , флотация в насыщенном растворе CaCl ₂	Лазер Agilent ИК (LDIR)	$C_{\text{сп}} = 38 \pm 8$ (16–97)	$a_{\text{сп}} = 89 \pm 55$ 18–491	Фрагменты – 94%, волокна – 6%	РЕ, PS, РР, PVC, РЕТ, РС, РММА, РА. РЕ и PVC 59%	[18]
Донхэ и Самчхок, Корея	Карстовый водоносный горизонт (скважины)	Фильтрация с помощью насосной установки через фильтр из нержавеющей стали $d_{\text{фн}} = 20$ мкм	Окисление 30% H ₂ O ₂ , фильтрация через металлические фильтры 20 мкм, флотация Li ₂ WO ₄ (1.5 г/см ³)	μ-FTIR	$C_{\text{сп}} = 0.192$ (0.042–1.026, межмень) $C_{\text{сп}} = 0.059$ (0.014–0.554, (половодье))	20.3–869.6 (межень) 20.3–673.0 (половодье)	Фрагменты 82.1 (межень) 84.1% (половодье), остальное волокна	РР, РЕ, РЕТ, PVC, PS, РА, ABS, РММА, РУ	[12]
Шираз, Иран	Аллювиальный водоносный горизонт (скважины)	Фильтрация с помощью насосной установки через фильтр $d_{\text{фн}} = 2$ мкм	Окисление 30% H ₂ O ₂ , фильтрация через металлические фильтры 2 мкм	Ми-кроскоп-Ран-спектро-скопия, SEM	$C_{\text{сп}} = 0.48$ (0.1–1.3)	≤500	Волокна (70%), пленки (10%), фрагменты (20%)	PS, РЕ, РЕТ, нейлон, РР, PES, эпоксидная смола, силиконо-вый мусор, poly (a-methylstyrene)	[9]
Звенигород, РФ	Карстовый водоносный горизонт (скважины)	Фильтрация с помощью насосной установки через мембранный фильтр $d_{\text{фн}} = 1$ мкм	Окисление 30% H ₂ O ₂ , фильтрация через металлические фильтры 40 мкм	Ми-кроскоп-Ран-спектро-скопия	2	30–570 мкм	Фрагменты 59%, волокна 35%, пленки 6%	РЕ, РУ, РС, смолы, сополимеры, этилен-пропиленовый каучук, полиимид	Данное исследование

а также природные: целлюлоза, ее производные и зейн — белок растительного происхождения из группы проламинов. Удивительно отсутствие распространенных полимеров, таких как поливинилхлорид, полипропилен, полиэтилентерефталат, нейлон, и наличие малораспространенных типов пластмасс. Возможно, это связано с минимальной техногенной нагрузкой, что характерно для данной местности.

Можно предположить, что основным источником идентифицированных полимеров в данном случае могут являться несанкционированные свалки бытовых отходов и сточные воды. Полиэтилен — лидер по объему производства среди полимеров, активно используется в качестве материала для создания различных видов упаковки и тары, которые вносят основной вклад в быстрое накопление полимерного мусора и могут являться источниками микропластика в сточных водах. При создании упаковки в качестве добавок активно используют и полимеры природного происхождения, а именно к этому классу относятся целлюлоза и зейн. Микропластик может попадать в сточные воды и в результате стирки тканей и одежды. Таким путем в подземных водах могут накапливаться волокна целлюлозы и ее производных, полиамида, а также зейна, который до последнего времени широко использовался на рынке текстильных материалов.

Полиэтилен и полиуретан часто используются в виде микрочастиц при производстве продуктов личной гигиены и косметических средств, а в виде мелкого порошка входят в состав чистящих средств. Полиимид применяется для изготовления высокотермостойких композиционных материалов, в том числе при производстве изделий для приборостроительной и электронной промышленности, а полиимидные пленки активно используются для создания изоляционных материалов, подложек и плат. Все вышеперечисленные материалы могут поступать на нелегальные свалки бытовых отходов и являться источником микропластика в подземных водах.

Значительная доля полиуретановых частиц может образовываться при истирании автомобильных шин и смываться с дорог, ведущих к Звенигородской биологической станции.

На настоящий момент выполнено относительно немного определений содержания микропластика в подземных водах, при этом достоверной информации об источниках ни по одному объекту пока нет. А. Эсфандиари (A. Esfandiari) и др. [9] рассчитали, что полимеры могут пребывать в водоносном горизонте от нескольких до десятков лет, что не позволяет однозначно определить его источники. Оценивая гидрогеологическую и гидродинамическую обстановку района исследования, можно предположить, что загрязнение микропластиком в подольско-мячковском водоносном горизонте формируется на водораздельных пространствах, где происходит нисходящая фильтрация потока подземных вод. Наиболее интенсивное загрязнение, скорее всего, происходит на участках маломощных четвертичных отложений и на участках литологических окон в юрских глинистых отложениях. Маломощная толща перекрывающих слабопроницаемых отложений или ее отсутствие позволяют ожидать период миграции микропластика с поверхности земли до исследуемой скважины менее 50 лет, т. е. со времени начала активного использования полимерных материалов. Однако для подтверждения данной версии необходимо установить возраст подземных вод или провести гидрогеодинамическое моделирование.

Поверхностные воды таких крупных водотоков, как р. Москва, — маловероятные источники загрязнения в естественных условиях, так как в пределах долин формируется восходящая фильтрация: на участке исследования уровень подземных вод подольско-мячковского горизонта устанавливается выше на 1–2 м, чем урез р. Москвы (рис. 1). Возможно, что загрязнение частицами микропластика могло быть привнесено весной во время половодья при затоплении поймы и тыловых швов, т. е. при возникновении процессов берегового регулирования, однако данный вопрос требует дальнейшей проработки. Часть полимерных частиц могла быть занесена при бурении и эксплуатации скважин, однако этот факт не объясняет разнообразие обнаруженных типов микропластика и их высокую концентрацию. Таким образом, вопрос источников загрязнения подземных вод микропластиком весьма дискуссионный и требует дальнейших специализированных исследований.

ВЫВОДЫ

Подземные воды являются важным природным ресурсом и играют значительную роль в экономике. В последние годы появился новый тип загрязнения — нано- и микрочастицы полимеров. Однако загрязнению подземных вод частицами полимеров уделяется незначительное внимание. В подземных водах исследуются полимеры из различных объектов: родников, колодцев, скважин, а также изучается питьевая вода, поступающая непосредственно к потребителю. Различные типы водопроявлений обладают специфическими характеристиками и требуют различных подходов к изучению загрязнения полимерами. В настоящее время отсутствует разработанная методика исследования частиц микропластика в подземных водах. Разные группы ученых используют различные методы пробоотбора, пробоподготовки и идентификации, что впоследствии затрудняет сравнительный анализ получаемых результатов.

Настоящее исследование установило наличие частиц микропластика в подземных водах трещинно-карстового подольско-мячковского водоносного горизонта в количестве 2 шт/л, при учете количества частиц с “шумными” спектрами содержание полимеров составит 4.76 шт/л. Частицы микропластика представлены фрагментами 59, волокнами 35 и пленками 6%. Размер частиц варьирует от 30 до 570 мкм.

Идентификация состава микропластика определила полиэтилен, полиуретан, поликарбонат, полиимид, также определены группа смол и различные сополимеры. Применение рамановской спектроскопии выявило среди потенциальных полимеров значительную долю природных полимеров, являющихся целлюлозой и биоразлагаемым полимером зейном.

Использование рамановской спектроскопии позволило идентифицировать состав значительной доли выявленных частиц микропластика, однако в некоторых случаях были получены “шумные” спектры, что затруднило анализ. Для более детального анализа состава сополимеров, а также сложных многокомпонентных полимерных систем, содержащих пластификаторы,

наполнители, пигменты и другие добавки, требуется комплексный подход с применением совокупности аналитических и физико-химических методов (ИК-Фурье-микроскопии, дифференциальной сканирующей калориметрии и термогравиметрического анализа, в том числе в комбинации с газовой хроматографией или масс-спектрометрией). Точный анализ состава полимерных частиц позволит выявить основные источники загрязнения подземных вод микропластиком.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Веселовский Р.В., Дубиня Н.В., Пономарев А.В. и др.* Центр коллективного пользования института физики земли им. О.Ю. Шмидта РАН “Петрофизика, геомеханика и палеомагнетизм” // *Geodynamics & Tectonophys.* 2022. 13 (2). 0579.
2. *Казак Е.С., Филимонова Е.А., Преображенская А.Е.* Микро- и нанопластик в природных водах России и проблемы его определения // *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4, Геология.* 2022. № 6. С. 110–123.
3. *Казмирук В.Д.* Микропластик в окружающей среде: Нарастающая проблема планетарного масштаба. М.: ЛЕНАНД, 2020. 432 с.
4. *Лехов А.В., Картунов Е.В., Лехов В.А., Самарцев В.Н., Шарапута М.К.* Детализация гидрогеологических характеристик водоносного горизонта в карстующихся известняках (Звенигородский полигон МГУ им. М.В. Ломоносова) // *Инженерная геология.* 2019. Т. XIV. № 1. С. 72–87.
5. *Поздняков Ш.Р., Иванова Е.В., Гузева А.В., Мартинсон К.Д., Тихонов, Д.А.* Исследование содержания частиц микропластика в воде, донных отложениях и грунтах прибрежной территории Невской губы Финского залива // *Вод. ресурсы.* 2020. 47 (4). С. 411–420.
6. *Полевые методы гидрогеологических, инженерно-геологических, геокриологических, инженерно-геофизических и эколого-геологических исследований* / Под ред. *В.А. Королева, Г.И. Гордеевой, С.О. Гриневского, В.А. Богословского.* М.: Изд-во Моск. ун-та, 2000. 352 с.
7. *Филимонова Е.А. и др.* Микропластик в подземных водах: Первые результаты исследований на территории России // *Тр. Всерос. науч. конф. с международ. участием “Современная гидрогеология: актуальные вопросы науки, практики и образования”.* М.: Изд-во МГУ, 2023. С. 512–517.

8. *Cole M. et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review // *Marine Pollution Bull.* 2011. 62. P. 2588–2597.
9. *Esfandiari A., Abbasi S., Peely A.B. et al.* Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran) // *Water Res.* 220. 2022. 118622.
10. *Filimonova E.A., Preobrazhenskaya A.E., Gutnikova L.O.* Microplastics in russian freshwater systems: a review // *RJES.* 2024. V. 24. № 3. P. 1–23.
11. *Frank Y.A., Vorobiev E.D., Vorobiev D.S. et al.* Preliminary Screening for Microplastic Concentrations in the Surface Water of the Ob and Tom Rivers in Siberia, Russia // *Sustainability.* 2021. V. 13. I. 80.
12. *Jeong E., Kim Y., Lee J. et al.* Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea // *Sci. Total Environ.* 2023. V. 895. I. 165006.
13. *Li C., Busquets R., Campos L.* Assessment of microplastics in freshwater systems: A review // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 707. I. 135578.
14. *Masura J., Baker J., Foster G., Arthur C.* Laboratory methods for the analysis of microplastics in themarine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in watersand sediments. // NOAA Tech. Memorandum NOS-OR&R-48. 2015. 31 p.
15. *Mintenig S.M., Loder M.G., Primpke S. et al.* Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground-water sources // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 648. 631–635 p.
16. *Nava V., Chandra S., Aherne J. et al.* Plastic debris in lakes and reservoirs // *Nature.* 2023. V. 619. № 7969. P. 317–322.
17. *Panno S.V., Kelly W.R., Scott J. et al.* Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems // *Groundwater.* 2019. V. 57. P. 189–196.
18. *Samandra S., Johnston J.M., Jaeger J.E. et al.* Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 802. I. 149727.
19. *Selvam S., Jesuraja K., Venkatramanan S. et al.* Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India // *J. Hazardous Materials.* 2021. V. 402. I. 123786.
20. *Wan Y., Chen X., Liu Q. et al.* Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment // *Environ. Pollut.* 2022. V. 293. I. 118586
21. *Zobkov M., Belkina N., Kovalevski V. et al.* Microplastic abundance and accumulation behavior in Lake Onego sediments: a journey from the river mouth to pelagic waters of the large boreal lake // *J. Environ. Chem. Engineering.* 2020. V. 8. I. 104367.
22. *Zobkov M., Zobkova M., Galakhina N., Efremova T.* Method for microplastics extraction from Lake sediments // *MethodsX* 7 101140. 2020. 16 p.

Microplastic particles investigation in karst aquifer (Zvenigorod, Russia)

**E. A. Filimonova^{a,*}, L. O. Gutnikova^a, A. E. Preobrazhenskaya^a, A. V. Chistyakova^{a,b},
A. A. Ephimova^c, R. V. Veselovskiy^{a,b}**

^a *Lomonosov Moscow State University, Moscow Russia*

^b *Schmidt Institute of Physics of the Earth, Moscow Russia*

*e-mail: ea.filimonova@yandex.ru

The growing production of plastic products, the majority (about 54%) of which are single-use goods, and the lack of effective plastic waste management have led to the global problem of environmental contamination by polymers. Micro- (<5 mm) and nano-sized (<100 nm) plastic particles (MP and NP, respectively) are found in all environments and even in living organisms. The majority of researches are focused on microplastics in surface waters, but MP and NP particles have been detected also in groundwater. The article summarizes the results of current research focused on the analysis of groundwater contamination by microplastic particles. The results of testing the sample from the Podolsko-Myachkov aquifer for the presence of microplastics in the Zvenigorodskaya biostation are presented. Visual characterization was carried out using an Olympus BX53M light microscope, the chemical composition of the polymers was determined using an EnSpectr 532 Raman spectrometer. Identification showed the presence of various polymers: polyethylene, polyurethane, polycarbonate, polyimide. Phenol-formaldehyde and polyterpene resins and various copolymers were also detected. Analysis of the chemical composition of particles revealed among the potential polymers a significant part of natural polymers being cellulose and biodegradable polymer zein. Microplastics are represented by fragments, microfibers and films, which indicate groundwater contamination by secondary microplastics. The abundance of identified particles was 2 item/L.

Keywords: microplastics, microfibers, groundwater contamination, Raman spectroscopy, spectroscopy, karst aquifer.

УДК 556.55; 553.776

СОЛЯНЫЕ ОЗЕРА КРЫМА 1. СОВРЕМЕННЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОЗЕР ЕВПАТОРИЙСКОЙ ГРУППЫ

© 2025 г. Е. П. Каюкова^а*, М. В. Чарыкова^а, В. И. Васенко^б, А. А. Ижетникова^б

^аСанкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, 199034 Россия

^бГосударственное унитарное научно-производственное предприятие Республики Крым

“Крымская гидрогеологическая режимно-эксплуатационная станция”,

Саки, 296500 Россия

*e-mail: epkayu@gmail.com

Поступила в редакцию 26.02.2024 г.

После доработки 18.04.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

Приведены данные о химическом составе вод 12 соляных озер Крымского п-ова, относящихся к Евпаторийской группе. Представлена краткая характеристика геоморфологических и геолого-гидрогеологических особенностей этих озер. С помощью метода физико-химического моделирования рассчитаны индексы насыщенности вод по карбонатам кальция и магния, гипсу, галиту. Аналогичный расчет выполнен также для данных 1965 г., что позволило проследить изменения в степени насыщенности озерных вод за 50-летний период. Влияние деятельности человека оказало значительное воздействие (в отличие от климатических колебаний) на экосистемы соляных озер Крыма. Особенно это проявилось в трансформации химического состава оз. Кызыл-Яр и в меньшей степени оз. Богайлы.

Ключевые слова: соляные озера Крыма, Евпаторийская группа, насыщенность, гипс, галит, карбонаты кальция и магния, рапа соляных озер.

DOI: 10.31857/S0321059625030092 EDN: SYKVL1

ВВЕДЕНИЕ

Первые сведения о соляных озерах Крыма (описательного характера) оставил академик П.С. Паллас по результатам экспедиции, организованной Петербургской академией наук в 1781–1782 гг. Он же одним из первых (в 1795 г.) дал объяснение образованию крымских соляных озер и садовой соли [20].

Комплексное геологическое и гидрохимическое изучение минеральных озер степного Крыма начинается в 1882 г. с работ Л. Першке [21]. Он предложил первую классификацию озер на основе химического анализа рапы, а также объяснил изменение ее состава просачиванием морской воды через пересыпи и приток притекающими водами соляных частиц из окружающей озера солонцеватой степи. В 1895 г. на основе имеющихся на тот период сведений И.В. Мушкетовым была подготовлена публикация о происхождении различных типов соляных озер [17]. Так, выделяя по происхождению лиманные или

плотинные озера, он отмечал, что наличие большого количества озер в регионе обусловлено, кроме климата, колебаниями уровня Черного и Каспийского морей.

Большой вклад в понимание процессов, происходящих в рапе соляных озер Крыма и вызывающих изменение состава солей, внесен Н.С. Курнаковым и его сотрудниками (С.Ф. Жемчужным, В.И. Николаевым, В.П. Ильинским и др.), в работах которых развивалось физико-химическое направление исследований, а сами озера рассматривались как равновесные водно-солевые системы. На этой основе Н.С. Курнаковым была предложена классификация рассолов, которая впоследствии была развита и доработана М.Г. Валяшко [2]. В 1930–1933 гг. на Евпаторийском побережье под руководством Н.С. Курнакова работала Крымская физико-химическая экспедиция Академии наук СССР. Параллельно исследования проводила комплексная гидрогеологическая экспедиция ЦНИГРИ (ныне Институт Карпинского) под непосредственным

руководством А.И. Дзенс-Литовского. Итогом исследований 1930-х гг. стала монография Н.С. Курнакова и соавторов “Соляные озера Крыма” [14], изданная в 1936 г. В 1940–1960-е гг. исследованием Сиваша и соляных озер Крыма занимались также Крымская лаборатория Государственного института прикладной химии (ГИПХ), Крымское геологическое отделение и Крымский филиал АН СССР, Институт минеральных ресурсов АН УССР, Крымский филиал Государственного научно-исследовательского института строительных материалов и изделий. Результаты этих работ обобщены в монографии А.М. Понизовского “Соляные ресурсы Крыма” [23].

В более поздний период фундаментальных исследований гидроминеральных ресурсов полуострова, равных по масштабу работам середины XX в., не проводилось. Особенно резкое сокращение исследований произошло в 1980-е гг. — практически до полной стагнации. Работы по систематическому изучению соляных озер Крыма были возобновлены сотрудниками Сакской ГГРЭС (с 2014 г. ГУНПП РК “Крымская ГГРЭС”) в содружестве с такими организациями, как ГУП РК “Крымгеология”, Крымская Академия наук, Таврическая академия ФГАОУ ВО “Крымский федеральный университет им. В.И. Вернадского”, ГБУЗ РК “АНИИ им. И.М. Сеченова”, Санкт-Петербургский государственный университет и др. [3, 10, 13, 18]. При этом, если в XX в. соляные озера рассматривались в первую очередь как источники гидроминерального сырья, в настоящее время не меньшее внимание уделяется оценке их бальнеологического ресурса.

В 1926 г. (на основании решения Главного курортного управления РСФСР) при Сакском госкурорте была создана постоянная наблюдательная станция, первым заведующим которой был П.Т. Иванов. Первоначально исследования носили единичный характер и касались только Сакского озера, в дальнейшем работы приняли мониторинговый характер и распространились на все озера Крымского п-ва. В разные исторические периоды объем работ был неравномерный, что в первую очередь было связано с материальными возможностями. Но именно благодаря работам сотрудников Сакской ГРЭС (Крымская

ГГРЭС) накоплен достаточно большой фактический материал, составляющий основной банк данных по режиму и составу водной среды и донных отложений крымских озер. На основании этих данных предполагается серия работ с целью обобщения гидрохимических особенностей 30 соляных озер Крыма, принадлежащих к Евпаторийской, Керченской, Перекопской и Тарханкутской группам, а также их анализа с применением метода физико-химического моделирования. Первая работа посвящена озерам Евпаторийской группы, которые расположены в западной части Равнинного Крыма на берегу Каламитского залива Черного моря. В Евпаторийскую группу входят 15 соляных водоемов, в том числе самое большое в Крыму оз. Сасык-Сиваш.

ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Согласно физико-географическому районированию Крыма [19], Евпаторийская группа соляных озер приурочена к прибрежным зонам двух физико-географических районов — Евпаторийского предгорно-равнинного и Тарханкутского платообразно-увалистого. В Евпаторийском районе располагаются озера Сасык-Сиваш, Сакское, Кызыл Яр и Богайлы, остальные — в Тарханкутском районе (рис. 1).

КЛИМАТ

Климатические условия Евпаторийского побережья отличаются большой сухостью в летне-осенний период, высокой температурой воздуха и большим количеством солнечных дней. Все это создает благоприятные условия для добычи на солепромыслах солнечной соли бассейновым способом и для развития курортного дела.

По данным метеостанции г. Евпатории (10 м над у. м.), средние значения температуры приземного воздуха и средние количества атмосферных осадков за последние 50 лет несколько изменились [22]. К сожалению, данные по осадкам неполные, тем не менее заметно, что среднегодовые значения температуры увеличились на 1.4°C, при этом возросло количество атмосферных осадков в среднем на 19.5 мм (табл. 1, рис. 2).



Рис. 1. Евпаторийская группа соляных озер Крыма: 1 – Ойбургское, 2 – Аджидж-Байчи, 3 – Айрчи, 4 – Галгасское, 5 – Круглое, 6 – Конрадское (Соленое), 7 – Терекли, 8 – Большое Ялы-Мойнакское, 9 – Малое Ялы-Мойнакское, 10 – Малое Отар-Мойнакское, 11 – Мойнакское, 12 – Сасык-Сиваш (Сасык), 13 – Сакское, 14 – Кызыл-Яр (Кизил-Яр, Камышлы), 15 – Богайлы (Кунтуган).

Таблица 1. Метеоданные по данным метеостанции г. Евпатории

Средние годовые метеоданные	Период 1950–1965 гг.			Период 2002–2017 гг.		
	среднее	минимум	максимум	среднее	минимум	максимум
Температура, °С	11.4	9.8	12.4	12.8	11.6	13.7
Осадки, мм	366.9	245	569	386.5	253	626

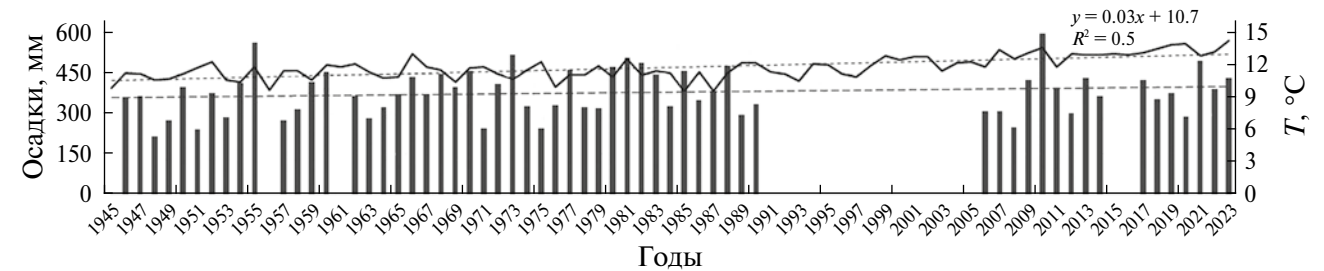


Рис. 2. Ход годовой температуры приземного воздуха и количества атмосферных осадков по данным метеостанции (номер 33929) г. Евпатории.

Что касается испаряемости (максимально возможного испарения), то, по данным справочного издания 1959 г. [1], среднемноголетняя величина испаряемости на изучаемой территории в два раза превышает среднемноголетнее количество осадков. Согласно более поздним исследованиям [12], она варьирует в пределах 850–900 мм.

ГЕОМОРФОЛОГИЯ

Изучаемая территория располагается в приморской зоне Каламитского залива в геоморфологической провинции Равнинного Крыма. Низменная равнина осложнена неглубокими долинами небольших рек и балками с пологими склонами (крутизной 4° – 8°), которые заканчиваются акваториями соляных озер, отделенных от моря песчано-галечными пересыпями шириной от 100 до 600 м (2–3 м над у. м.).

Геологическая история территории тесно связана с геологической историей четвертичного периода Черного моря. Морфометрический облик озер не одинаков. Длинная ось озер прибрежной зоны Евпаторийского района перпендикулярна линии морского берега, Тарханкутского района – параллельна ему.

Современные геологические процессы морского побережья оказывают большое влияние на пересыпи озер, которые сложены мелкозернистыми песками и иногда гальками из обломков органических известняков (ракушечника) и песчаников.

А.И. Дзенс-Литовский писал о морском происхождении озер Евпаторийской группы: “Озера возникли в последнюю фазу четвертичного периода и представляют собой затопленные морем балки, которые в период своего существования в виде морских заливов были расширены абразионной деятельностью Черного моря” [9].

После отшнуровывания заливов от моря озера подверглись усыханию, что увеличило концентрацию озерной рапы, при этом понизился уровень воды в озерах относительно мирового океана. Некоторые озера в летний период полностью пересыхают, покрываясь слоем соли, а в осенне-зимне-весенний период вновь покрываются слоем до 5–10 см рапы.

Черное море в четвертичный период прошло через ряд изменений химического состава за счет череды опреснений и осолонений (связанных с колебаниями климата), что отражалось и на химическом составе рапы прибрежных озер.

ГЕОЛОГО-ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ

По В.В. Юдину [33], современный Равнинный Крым в структурном плане понимается как южная часть Восточноевропейского крата с фундаментом из активно-окраинных комплексов Скифской палеоплиты. Мощность его мел-кайнозойского чехла в Каркинитском прогибе достигает 5 км. Локальные структуры Равнинного Крыма (преимущественно надвиги и принадвиговые складки) – это отдельные пологие антиклинали в мезозойско-кайнозойских отложениях, образованные вдоль субширотных ретронадвигов преимущественно южного наклона. На юге Равнинный Крым граничит с Крымско-Кавказской складчато-надвиговой областью. На рис. 3 представлена геологическая схема побережья Каламитского залива Евпаторийского района, на которой В.В. Юдиным [34], на основании изучения клифа южнее оз. Кызыл-Яр, был выделен Кызыл-ярский надвиг южного падения. Этот надвиг непосредственно влияет на формирование водного режима оз. Кызыл-Яр.

Фундамент платформы сложен сильно дислоцированными метаморфизованными палеозойскими породами. Осадочные породы чехла, имеющие преимущественно морской генезис, включают породы от мезозоя до кайнозоя. Несмотря на то, что палеозойские породы нигде

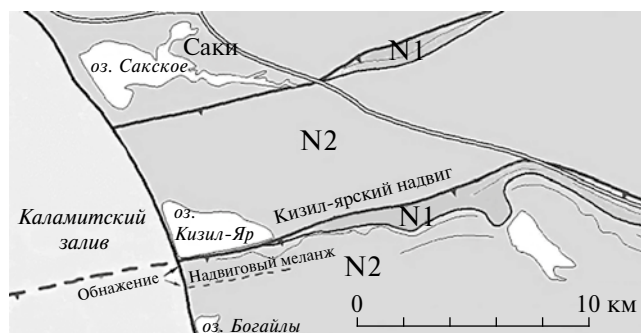


Рис. 3. Геологическая схема побережья Каламитского залива [29].

не выходят на дневную поверхность, доказано их широкое развитие в основании разреза всего рассматриваемого региона [11].

На рис. 4 представлена гидрогеологическая схема изучаемой территории [29], по которой мы можем судить о разнообразии осадочных отложений в различных водоносных горизонтах и комплексах, а также об их стратиграфической принадлежности.

Подземные воды играют значительную роль в формировании химического состава рапы большинства озер Евпаторийской группы, а также существенно влияют на их режим. Часто близ озер наблюдаются тростниковые заросли и заболоченные участки, что косвенно доказывает наличие разгрузки подземных вод. На дне некоторых озер могут функционировать источники.

Направление движения подземных вод показано на рис. 4. Можно видеть, что в питании озер Тарханкутского района большую роль играют подземные воды, сформированные в средне-верхне-сармат-мэотис-понтических отложениях, сложенных главным образом известняками, песчаниками и конгломератами. Их химический состав преимущественно хлоридный (минерализация варьирует в пределах 1.5–3.0 г/л) [5]. В питании озер Евпаторийского района участвуют пресные (реже солоно-

ватые) подземные воды, преимущественно гидрокарбонатные [5], формирующиеся в карбонатных породах неогена и палеогена и имеющие область питания в предгорьях Крымских гор.

Альминская впадина в западном направлении расширяется и углубляется в сторону моря. Ее юго-восточным крылом являются моноклиналичные предгорные гряды, где обнажается весь комплекс пород, выполняющих синеклизу, — мел, палеоген и неоген. Породы падают на северо-запад под углом $\leq 6^\circ$. Мощность меловых и палеогеновых отложений на северном крыле синеклизы меньше, чем на южном [5]. Большая часть Альминской впадины лежит под водами Евпаторийского залива.

Вдоль морского побережья тянется полоса современных морских отложений, образующих пляжи. Против устьевых частей затопленных балок пляжи сливаются с пересыпями, отделяющими от моря соляные озера. Эти отложения в южной части площади в основном представлены галечниками, а на севере — песками, состоящими из мелких обломков, образовавшихся за счет разрушения мэотических оолитовых известняков, слагающих берег. Вышележащие слои, отвечающие осадкам уже отшнурованных от моря озер, не содержат остатков морских организмов, кроме тех, которые попали в озера при прорывах

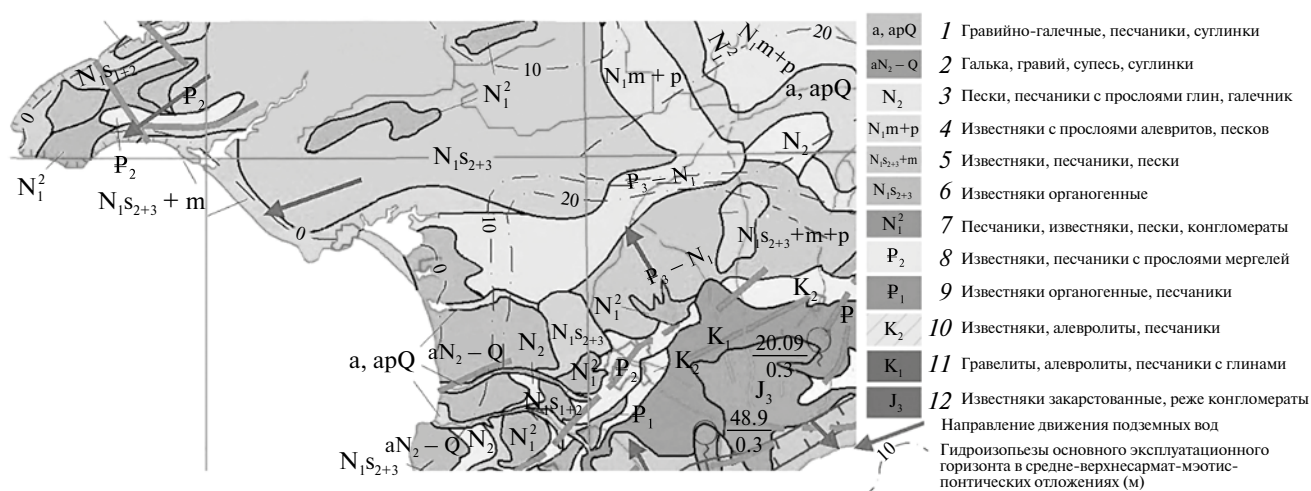


Рис. 4. Гидрогеологическая схема по материалам [29]. 1 — Четвертичный ВГ (a,apQ); 2 — Плиоцен — четвертичный ВГ (aN₂-Q); 3 — Плиоценовый ВГ (N₂); 4 — Мэотис-понтический ВГ (N₁m+p); 5 — Средне-верхнесарматско-мэотический ВГ (N₁S₂₊₃+m); 6 — Средне-верхнесарматский ВГ (N₁S₂₊₃); 7 — Среднемиоценовый ВГ (N₁²); 8 — Эоценовый ВГ (P₂); 9 — Палеоценовый ВГ (P₁); 10 — Верхнемеловой ВГ (K₂); 11 — Нижнемеловой ВГ (K₁); 12 — Верхнеюрский ВГ (J₃).

через песчано-галечную пересыпь морской воды при штормах. Нижние слои озерных отложений соответствуют новоэвксинским слоям Черного моря, средние — древнечерноморским, а верхние, состоящие из различных озерных илов, прослоев и линз донной соли и гипса, являются современными образованиями.

Лиманно-морские и лиманные осадки слагают днища соляных озер и представлены черными, темно-серыми илами, нередко глинистыми, неравномерно обогащенными ракушечным, песчаным и растительным материалом. Мощность колеблется от 0.5 до ≥ 10 м [14].

Почти во всех водоемах обнаружены крупные залежи черных, темно-серых и серых илов мощностью до 12–17 м. Под рапой обычно расположена гипсовая и известняковая корка толщиной 0.5–2.5 см, под которой находится черный ил мощностью до 2.5 м (Сакское озеро). Ниже залегают серые илы. В Сакском озере в толще илов обнаружена линза погребенной поваренной соли, мощностью > 3.5 м. Источниками питания озер являются морские воды, поступающие путем инфильтрации через пересыпи (они составляют 3–8% общего притока вод). Подземные воды и воды поверхностного стока дают 46–60% общего баланса вод и осадки — 35–45% [23].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исходными данными для гидрохимической характеристики соляных озер послужили результаты химико-аналитических работ, выполненных в Центральной испытательной лаборатории Крымской гидрогеологической режимно-эксплуатационной станции (г. Саки). Наиболее полное опробование (12 озер Евпаторийской группы) проводилось в 2016 г., но для ряда озер (например, Сакское, Мойнакское) накоплены систематические данные за период с начала 2000-х гг. Ионы кальция, магния, хлорид-, карбонат- и гидрокарбонат-ионы определяли объемным (титриметрическим) методом согласно ГОСТ 23268.3-78 [7]. Сухой остаток и сульфат-ион определяли гравиметрическим методом (ГОСТ 26449.1-85 [8]). Сумму $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ находили расчетным путем по разнице суммы концентраций анионов (мг-экв/л) и жесткости. pH изме-

ряли по ГОСТ 26449.1-85 [8] с использованием иономера “И-160 МИ”.

Для сравнительной характеристики соляных озер Евпаторийской группы применялся расчет коэффициентов метаморфизации, предложенных М.Г. Валяшко, а также физико-химическое моделирование — оценка степени насыщенности рассолов относительно хлоридов, сульфатов и карбонатов натрия, калия, магния и кальция. Моделирование выполнялось с помощью программного комплекса Geochemist's Workbench (GWB 9) с подключением базы исходных термодинамических данных “thermohmw”, которая использует для расчета коэффициентов активности компонентов раствора уравнения Питцера. Основные принципы и алгоритм такого моделирования, отличительной чертой которого является расчет избыточных термодинамических функций компонентов концентрированных растворов, изложены в многочисленных работах, например [4, 32, 36–42]. Примеры применения физико-химического моделирования для характеристики ряда бассейнов современной эвапоритовой седиментации (заливы Сиваш, Кара-Богаз-Гол, озера Кучук, Танатар) можно найти и в предыдущих работах авторов настоящей статьи [30–32].

По сравнению с традиционным построением диаграмм растворимости используемый метод компьютерного физико-химического моделирования обладает рядом преимуществ. Прежде всего, он дает возможность рассчитывать диаграммы растворимости при любой температуре из исследованного диапазона, в то время как литературные данные существуют лишь для отдельных значений температуры, причем зачастую они носят фрагментарный характер и не дают возможности построить диаграмму полностью. Кроме того, отметим, что диаграммы растворимости систем с числом компонентов > 4 имеют мерность ≥ 3 ; в связи с этим их изображение на плоскости требует ряда упрощений, что крайне затрудняет или делает вообще невозможными графические построения и расчеты с использованием этих диаграмм. Компьютерные методы моделирования не имеют подобных ограничений числа компонентов и позволяют выбирать в качестве модельных водно-солевые системы, которые по своему составу наилучшим образом

соответствуют реальным природным или технологическим рассолам. В рассматриваемом случае это система Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} // Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} — H_2O . База данных “thermohmw” содержит параметры уравнений Питцера и термодинамические потенциалы твердых фаз, найденных авторами работ [36, 38–40].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты химического анализа озерных вод Евпаторийской группы представлены в табл. 2 и на рис. 5. Приведены содержания главных ионов ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-}), которые определяют химический тип рассолов и возможность кристаллизации основных эвапоритовых минералов.

Н.С. Курнаковым в [15] введено понятие метаморфизации рассолов как процесса потери

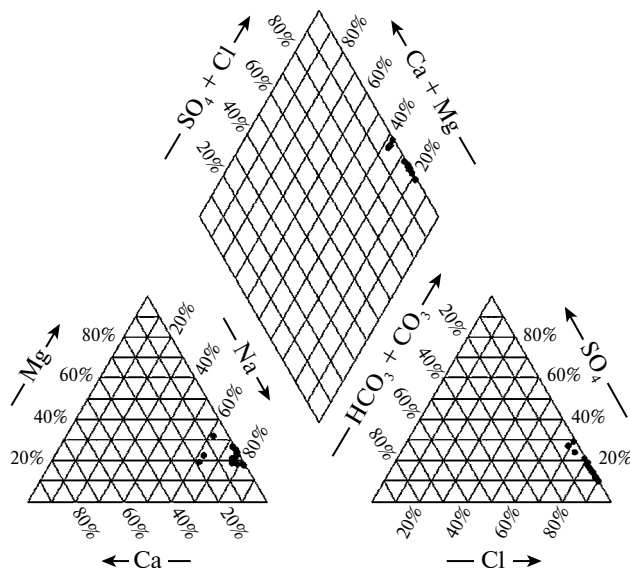


Рис. 5. Химический состав озерных вод Евпаторийской группы на диаграмме Пайпера (август–октябрь 2016 г.).

Таблица 2. Химический состав озерных вод Евпаторийской группы

Озеро	№ на рис. 1	Дата отбора	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$, г/л	Mg^{2+} , г/л	Ca^{2+} , г/л	Cl^- , г/л	SO_4^{2-} , г/л	HCO_3^- , г/л	CO_3^{2-} , г/л	pH	Сухой остаток, г/л	K_1	K_2	K_3	K_4
Ойбургское	1	04.10.2016	39.29	4.67	1.32	67.65	11.73	0.19	—	7.67	126.2	0.01	0.55	3.7	0.05
Аджи—Байчи	2	04.10.2016	58.87	9.0	0.7	99.0	25.47	0.42	—	7.72	194.0	0.01	0.69	15	0.20
Аирчи	3	04.10.2016	106.58	17.66	0.35	185.75	40.34	0.93	—	7.61	356.8	0.01	0.58	49	0.87
Галгасское	4	05.10.2016	101.68	19.43	0.45	175.81	50.45	1.34	—	7.66	349.0	0.01	0.66	48	0.98
Конрадское	6	06.10.2016	71.73	11.46	0.55	127.65	22.83	0.44	—	7.74	229.6	0.01	0.50	18	0.26
Терекли	7	07.10.2016	103.96	11.65	0.44	166.64	37.75	0.79	—	7.78	323.6	0.01	0.82	36	0.59
Большое Ялы—Мойнакское	8	04.10.2016	27.40	3.99	1.24	45.48	14.08	0.1	0.08	8.64	92.0	0.01	0.76	4.8	0.07
Мойнакское	11	04.10.2016	16.44	2.1	0.9	26.08	9.15	0.31	—	7.97	56.65	0.02	0.90	4.4	0.11
Сасык—Сиваш (солёная часть)	12	03.10.2016	102.32	17.81	0.3	189.57	27.17	0.38	—	7.40	340.4	0.004	0.39	38	0.42
Сасык—Сиваш (пресная часть)	12	03.10.2016	1.68	0.31	0.35	3.04	1.34	0.18	—	8.20	7.06	0.07	0.71	1.8	0.17
Сакское, Вост. бассейна	13	16.08.2016	57.97	8.68	0.92	103.76	18.99	0.3	—	7.90	190.0	0.01	0.53	8.7	0.11
Кызыл—Яр	14	04.10.2016	1.0	0.16	0.25	1.7	0.89	0.16	—	7.95	4.18	0.10	0.83	1.7	0.21
Богайлы	15	03.10.2016	12.14	3.21	1.02	21.02	11.81	0.26	—	8.20	50.4	0.01	0.79	4.9	0.08

рассолом морского происхождения иона SO_4^{2-} в результате “соприкосновения с углекислыми соединениями кальция материковых отложений”, а также “коэффициента метаморфизации”, представляющего собой соотношение концентраций сульфата и хлорида магния. Позднее им были предложены два класса рассолов: первый и второй [16]. Первый характеризовал состав озер морского происхождения, второй – предельный случай их метаморфизации, когда в растворе исчезает сульфат-ион и начинает накапливаться хлорид кальция. Согласно этой классификации, озера Евпаторийской группы относятся к первому классу – коэффициент метаморфизации вод > 1 . Реже встречаются хлоркальциевые воды – они представлены, главным образом, в оз. Кызыл-Яр, рапа которого метаморфизована до рассолов второго класса [23].

Развивая представления Н.С. Курнакова и исходя из данных о совместной растворимости солей, М.Г. Валяшко выделил три основных химических типа рассолов соляных озер: карбонатный, сульфатный и хлоридный [2]. При разработке классификации им была поставлена задача выбрать для каждого типа водно-солевую систему, причем максимально простую, содержащую не более четырех солевых компонентов (для удобства ее изображения и изучения), с целью возможности анализа процессов кристаллизации солей в самосадочных озерах на основе диаграммы растворимости этой системы. Процессы кристаллизации солей в водоемах содового типа могут, согласно [2], моделироваться с помощью системы $\text{Na}^+ (\text{K}^+) // \text{Cl}^-$, SO_4^{2-} , CO_3^{2-} (HCO_3^-) – H_2O . Поскольку такая система содержит более четырех солевых компонентов, скобками отмечены те из них, которыми можно пренебречь при построении модельной диаграммы растворимости, поскольку без их учета могут быть установлены основные направления развития самосадочного бассейна. В качестве физико-химической модели рассолов сульфатного типа была выбрана система $\text{Na}^+ (\text{K}^+)$, $\text{Mg}^{2+} // \text{Cl}^-$, SO_4^{2-} – H_2O . Здесь выделяются два подтипа: сульфатно-натриевый и сульфатно-магниевый. Процессы кристаллизации солей в бассейнах хлоридного типа могут моделироваться с помощью системы $\text{Na}^+ (\text{K}^+)$, Mg^{2+} , $\text{Ca}^{2+} // \text{Cl}^-$ – H_2O .

Вместо коэффициентов метаморфизации, рассчитываемых из концентраций солей (масс. %), М.Г. Валяшко предложены 4 коэффициента

$$K_1 = \frac{\Theta_{\text{CO}_3^{2-}} + \Theta_{\text{HCO}_3^-}}{\Theta_{\text{Ca}^{2+}} + \Theta_{\text{Mg}^{2+}}},$$

$$K_2 = \frac{\Theta_{\text{CO}_3^{2-}} + \Theta_{\text{HCO}_3^-} + \Theta_{\text{SO}_4^{2-}}}{\Theta_{\text{Ca}^{2+}} + \Theta_{\text{Mg}^{2+}}},$$

$$K_3 = \frac{\Theta_{\text{CO}_3^{2-}} + \Theta_{\text{HCO}_3^-} + \Theta_{\text{SO}_4^{2-}}}{\Theta_{\text{Ca}^{2+}}},$$

$$K_4 = \frac{\Theta_{\text{CO}_3^{2-}} + \Theta_{\text{HCO}_3^-}}{\Theta_{\text{Ca}^{2+}}},$$

Θ_i – число г-экв i -го иона.

Характерные признаки принадлежности воды к одному из главных химических типов [2] представлены в табл. 3.

Согласно классификации Курнакова–Валяшко, озера Евпаторийской группы относятся к сульфатному типу, сульфатно-магниевому подтипу. Соответствующие коэффициенты метаморфизации представлены в табл. 2. Коэффициент K_1 в большинстве случаев составляет 0.01–0.02, за исключением оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш. Эти озера отличает наименьшая минерализация воды (< 10 г/л). Коэффициент K_2 принимает значения от 0.39 до 0.90. Коэффициент K_3 имеет значительно больший разброс – от 1.7 до 49. Наименьшие значения (1.7 и 1.8) характерны все для тех же наименее соленых вод оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш. Эти значения близки к 1, что приближает воды к хлоридному типу. Заметим, что в отношении

Таблица 3. Характерные признаки принадлежности воды к одному из главных химических типов [2]

Химический тип	Подтип	K_1	K_2	K_3	K_4
Карбонатный (содовый)	–	>1	$>>1$	$>>1$	$>>1$
Сульфатный	Сульфатно-натриевый	≤ 1	≥ 1	$>>1$	$\neq 1$
Сульфатный	Сульфатно-магниевый	$<<1$	≤ 1	$>>1$	$\neq 1$
Хлоридный	–	$<<1$	$<<1$	≤ 1	<1

оз. Кызыл-Яр о том же писал А.М. Понизовский в 1965 г. [23]. Это объясняется естественными причинами, а именно — расположением оз. Кызыл-Яр в широкой зоне дислокаций регионально-го Кызыл-Ярского надвига [34]. Здесь происходит активная разгрузка пресных гидрокарбонатных вод, область питания которых находится в предгорьях Крымских гор, и вод, фильтрующихся из Межгорного водохранилища.

Наибольшие значения коэффициента K_3 (36–49) характерны для вод с максимальной минерализацией — озера Айрчи, Галгасское, Терекли, соленой части оз. Сасык-Сиваш. Обращают на себя внимание значения коэффициента K_4 в двух из этих озер — Айрчи и Галгасском. Они очень близки к 1.

На рис. 6 представлена диаграмма растворимости четырехкомпонентной взаимной системы Na^+ , Mg^{2+} // Cl^- , SO_4^{2-} — H_2O при 25°C, с помощью которой обычно наглядно изображают состав рассолов сульфатного типа и моделируют протекающие в них процессы седиментации. На диаграмму нанесены фигуративные точки вод озер Евпаторийской группы. Видно, что они лежат в основном в поле кристаллизации галита. Лишь фигуративные точки воды оз. Кызыл-Яр, пресной части оз. Сасык-Сиваш и оз. Богайлы

расположены отдельно и попадают на стабильной диаграмме в поле кристаллизации бледита — двойного сульфата натрия и магния. Однако, как известно из [2], в природных условиях часто реализуется метастабильное равновесие, при котором бледит не образуется — эти равновесия показаны на рис. 6 пунктирными линиями. В случае метастабильных равновесий фигуративные точки вод всех озер Евпаторийской группы лежат в поле кристаллизации галита. Это означает, что при их испарении первая хорошо растворимая соль, выпадающая в осадок, — галит.

Как уже сказано, графическое изображение диаграмм фазовых равновесий ограничивает число компонентов системы, являющейся физико-химической моделью рассолов. В частности, система Na^+ , Mg^{2+} // Cl^- , SO_4^{2-} — H_2O не учитывает присутствие ионов Ca^{2+} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , и, таким образом, невозможно с помощью этой диаграммы оценить возможность кристаллизации гипса, кальцита и других кальцийсодержащих или карбонатных солей. Сделать это позволяет физико-химическое компьютерное моделирование, при котором в рамках системы Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} // Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} — H_2O оценивается степень насыщенности рассолов по всем солям, кристаллизация которых возможна в данной системе.

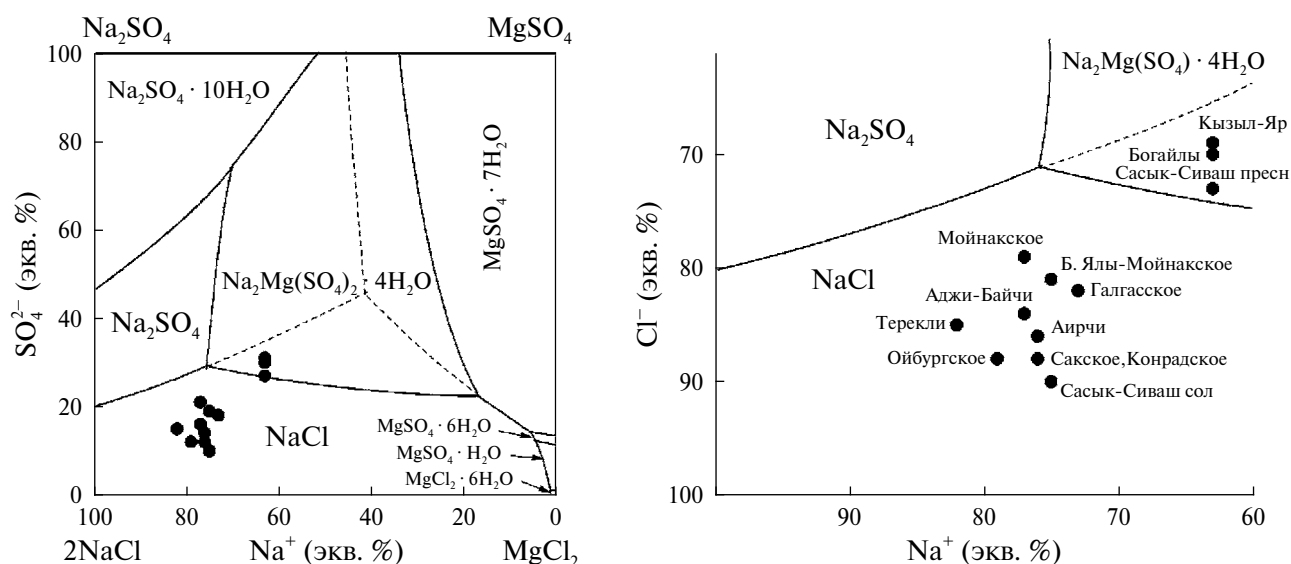


Рис. 6. Фигуративные точки озер Евпаторийской группы на диаграмме растворимости четырехкомпонентной взаимной системы Na^+ , Mg^{2+} // Cl^- , SO_4^{2-} — H_2O и при 25°C. Сплошные линии отвечают стабильным равновесиям, пунктирные — метастабильным. Диаграмма построена по данным [26].

Количественная характеристика степени насыщенности — индекс насыщенности (SI); под ним понимается следующая величина:

$$SI = \lg \left[\frac{a_M^{v_M} a_X^{v_X}}{PP_{MX}} \right]^{\frac{1}{v_M + v_X}},$$

где M — катион, X — анион, a_M и a_X — значения активности катиона и аниона, v_M и v_X — числа ионов M и X в формуле электролита MX , а PP_{MX} — величина его произведения растворимости. Если $SI > 0$, произведение активностей ионов в растворе (в соответствующих степенях) превышает произведение растворимости и раствор является пересыщенным. Значение $SI < 0$ означает, что раствор не насыщен, а $SI = 0$ отвечает равновесию раствора с данной твердой фазой.

Индексы насыщенности вод озер Евпаторийской группы приведены в табл. 4 и на рис. 7. Все значения относятся к опробованию, проведенному в августе–октябре 2016 г. Индексы насыщенности рассчитаны по всем солям, включенным в базу данных термодинамического моделирования (в данном случае их 34), однако в табл. 4 и на рис. 7 представлены величины SI по тем минералам, осаждение которых наиболее вероятно. Это, прежде всего, галит ($NaCl$), в поле кристаллизации которого попадают фигуративные точки большинства озер, а также малорас-

творимые карбонаты ($CaCO_3$ — кальцит и арагонит, $MgCa(CO_3)_2$ — доломит, $MgCO_3$ — магнезит) и гипс ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$). Как следует из рис. 6, фигуративные точки вод трех озер принадлежат полю кристаллизации бледита ($Na_2Mg(SO_4)_2 \cdot 4H_2O$), но по нему эти воды очень далеки от насыщения — индекс насыщенности составляет -4.3 для оз. Богайлы, -8.4 для оз. Кызыл-Яр и -7.6 для пресной части оз. Сасык-Сиваш.

Как видно из табл. 4 и на рис. 7, наибольшее пересыщение наблюдается по магнийсодержащим карбонатам — доломиту и магнезиту, причем это характерно даже для наименее минерализованных вод оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш. Видно, что закономерность изменения этих индексов одинакова. Максимальные значения характерны для наиболее соленых озер — Аирчи, Галгасского, Терекли, соленой части оз. Сасык-Сиваш; минимальные — для наименее соленых. По сравнению с доломитом и магнезитом, диапазон изменения индексов насыщенности по кальциту, арагониту и гипсу значительно меньше, причем пересыщение по кальциту и арагониту характерно для всех озер, а по гипсу наименее минерализованные воды оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш не достигают насыщения. Заметим, что для этих двух озер, в отличие от всех остальных, пересыщение по карбонатам кальция больше, чем по

Таблица 4. Оценка степени насыщенности озерных вод Евпаторийской группы, 2016 г.

Дата отбора	Озеро	№ на рис. 1	Доломит	Магнезит	Кальцит	Арагонит	Гипс	Галит
4 октября	Ойбургское	1	2.7	1.1	0.76	0.57	0.08	-1.3
4 октября	Аджи–Байчи	2	3.6	1.9	0.93	0.74	0.09	-0.88
4 октября	Аирчи	3	4.7	2.8	1.1	0.91	0.28	0.09
5 октября	Галгасское	4	5.1	2.9	1.3	1.1	0.42	0.03
6 октября	Конрадское	6	3.9	2.1	0.97	0.79	0.03	-0.56
7 октября	Терекли	7	4.8	2.6	1.3	1.1	0.27	-0.09
4 октября	Большое Ялы–Мойнакское	8	3.9	1.6	1.4	1.2	0.14	-1.7
4 октября	Мойнакское	11	2.9	1.1	1.0	0.83	-0.01	-2.2
3 октября	Сасык–Сиваш (соленая часть)	12	3.7	2.3	0.56	0.37	0.09	0.08
3 октября	Сасык–Сиваш (пресная часть)	12	2.4	0.57	0.96	0.77	-0.51	-4.0
16 августа	Сакское, Вост. бассейн	13	3.8	1.9	1.1	0.91	0.12	-0.86
4 октября	Кызыл–Яр	14	1.5	0.09	0.62	0.43	-0.67	-4.5
3 октября	Богайлы	15	3.3	1.4	1.2	0.96	0.12	-2.4

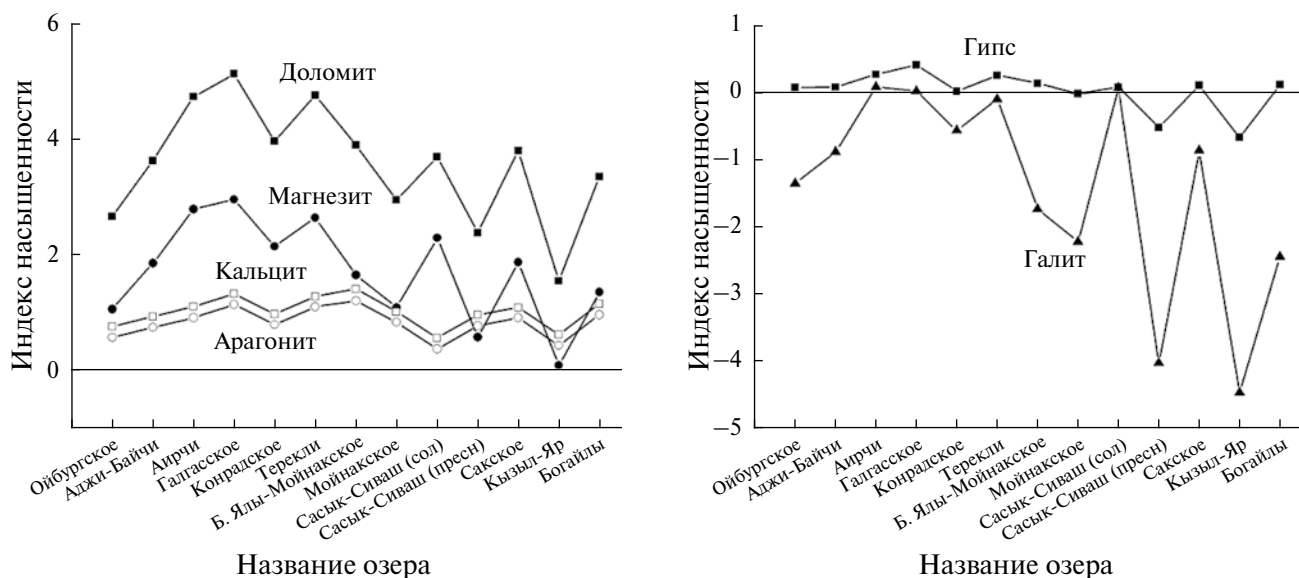


Рис. 7. Сравнительная оценка насыщенности озерных вод Евпаторийской группы (август–октябрь 2016 г.).

магнезиту. Наконец, небольшие положительные индексы насыщенности по галиту ожидаемо наблюдаются в наиболее соленых озерах – Айрчи, Галгасском, в соленой части оз. Сасык-Сиваш. Очень близкое к нулю значение SI получено и для оз. Терекли, т. е. и здесь рапа близка к равновесию с NaCl .

Рассчитанные положительные индексы насыщенности означают, что в озере возможно осаждение соответствующих солей, в результате чего будет достигнуто стабильное термодинамическое равновесие. Однако на самом деле пересыщение является необходимым, но не достаточным условием для образования осадка. Очень часто реализуется метастабильное равновесие, когда пересыщение может быть весьма устойчивым и не приводит к образованию твердой фазы. Это относится прежде всего к карбонатам кальция и магния, условия образования которых из пересыщенных растворов являются предметом многочисленных публикаций. Как отмечает автор монографии [25], основная масса всех морских карбонатов имеет биогенное происхождение, а самопроизвольное неорганическое осаждение карбонатов в результате одного лишь пересыщения – очень редкое событие. Помимо пересыщения, целый ряд факторов влияет на вероятность осаждения как карбонатов в целом, так и конкретных минералов (кальцита, араго-

нита, магнезита, доломита) в частности [35]. Это биотический фактор, температура, pH минералообразующей среды, соотношение в ней ионов Mg и Ca , присутствие других ионов, содержание органического вещества. Следует также учитывать, что найденные в донных осадках карбонаты кальция и магния могут быть не первичными эвапоритовыми минералами, а продуктами изменения гипса или ангидрита, образующимися в бескислородной обстановке в результате деятельности микроорганизмов, либо продуктами изменения известняков, контактирующих с рассолами [25, 35].

К сожалению, авторы не располагают данными о детальном минеральном составе донных осадков всех рассматриваемых озер. В работе [23] сказано лишь о гипсовой и известняковой корке, под которой залегают черный и серые илы. В недавнем исследовании [24], посвященном изучению толщи илов Сакского озера, приводится состав грязи Восточного и Западного бассейнов. Из соляных минералов в них содержится (в пересчете на сухое вещество) 29.5% гипса, 10.69% карбоната кальция и 3.53% карбоната магния (Восточный бассейн); 10.22% гипса, 15.09% карбоната кальция и 4.73% карбоната магния (Западный бассейн). При этом иловая толща покрыта гипсовой коркой, которая начала формироваться с 1894 г. (когда была возведена

дамба) и в настоящее время образует сплошной панцирь. Что касается карбонатов кальция и магния, то они не находятся в непосредственном контакте с поверхностными рассолами, так как содержатся в илах, отобранных с глубин 0.4–0.6, 0.8–1.0 и 1.8–2.0 м. Авторы [24] отмечают, что состав этих илов в целом однотипный: глинистые минералы, кристаллы гипса и в меньшем количестве кристаллы кальцита, пирита, Sr-содержащего барита.

Таким образом, стабильное равновесие раствор – твердая фаза в оз. Сакском наблюдается именно для поверхностных рассолов с гипсом, а не с карбонатами кальция и магния, образование которых, возможно, не связано с прямым осаждением из жидкой фазы в результате ее пересыщения. Как следует из рис. 7, равновесие с гипсом характерно и для остальных озер, за исключением наименее минерализованных вод оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш. Отметим, что, в отличие от карбонатов кальция и магния, для гипса характерны близкие к нулю или невысокие положительные индексы насыщенности, что говорит о большей склонности гипса к стабильным, чем к метастабильным равновесиям, когда уже при небольшом пересыщении соль из раствора переходит в твердую фазу. Еще в большей степени это свойство выражено в случае хорошо растворимых солей – в данном случае для галита. На рис. 7 и в табл. 4 не видно для него заметных положительных значений индекса насыщенности – при малейшем пересыщении образуется осадок галита и пересыщение снимается.

Для оценки изменения гидрохимических условий с течением времени были рассчитаны аналогичные индексы насыщенности вод восьми озер Евпаторийской группы (Ойбургское, Аджи-Байчи, Аирчи, Галгасское, Большое Ялы-Мойнакское, Мойнакское, Сакское, Кызыл-Яр), по данным за август–сентябрь 1965 г. [23]. Результаты представлены на рис. 8.

Можно видеть, что наиболее резкое изменение степени насыщенности, причем по всем минералам, характерно для оз. Кызыл-Яр. В отличие от 1965 г., в 2016 г. его вода перестала быть насыщенной по гипсу, стала еще дальше от

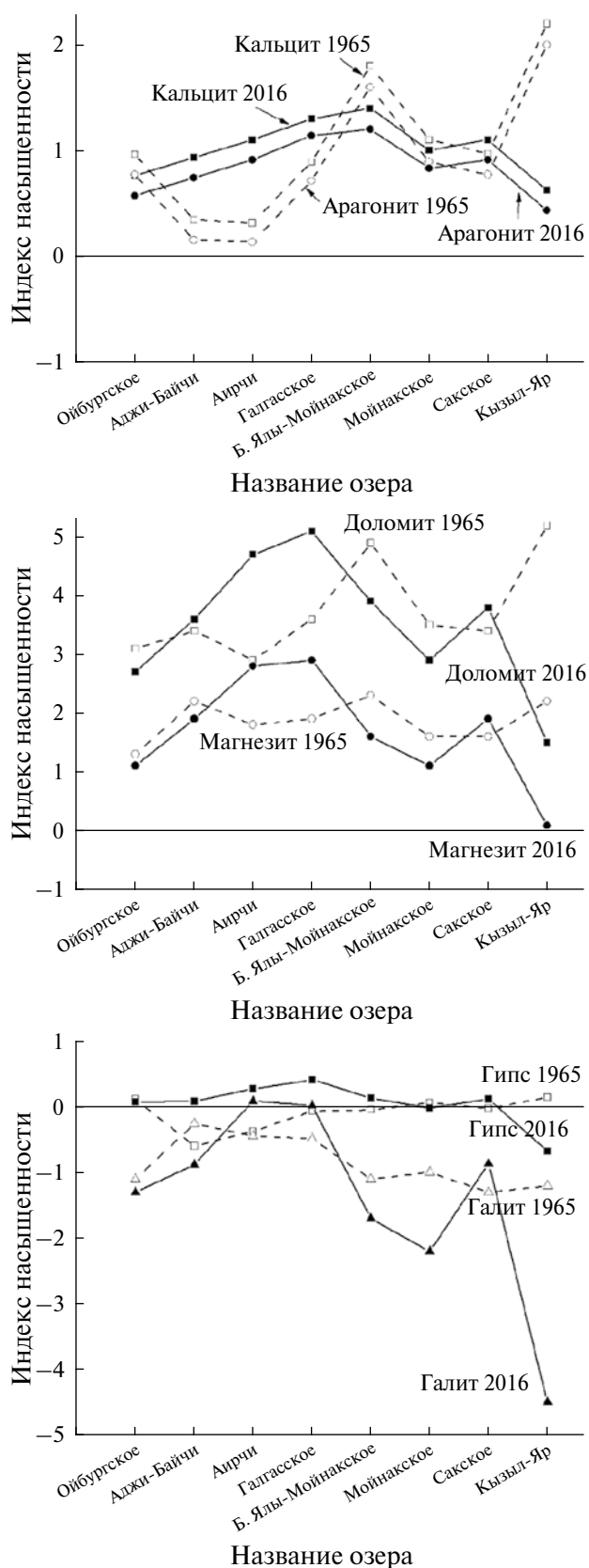


Рис. 8. Сравнительная характеристика насыщенности озерных вод Евпаторийской группы по данным 1965 и 2016 гг.

насыщения по галиту, и хотя она осталась пересыщенной по карбонатам кальция и магния, степень этого пересыщения значительно уменьшилась. Причиной такой трансформации соленого озера в пресноводный водоем послужил ввод в эксплуатацию в начале 1980-х гг. Межгорного водохранилища [6]. В результате постоянной фильтрации пресной воды из водохранилища сквозь карстовые породы гидрологический режим озера перешел в состояние неустойчивого дисбаланса с четкой тенденцией к распреснению и накоплению объема водной массы [6].

К сожалению, в монографии А.М. Понизовского [23] отсутствуют данные о химическом составе вод оз. Богайлы, и поэтому его индексы насыщенности отсутствуют на рис. 8. Между тем известно, что и оно, подобно оз. Кызыл-Яр, подверглось распреснению в результате антропогенного воздействия. Так, в оз. Богайлы в начале 1970-х гг. сливались отходы совхоза им. Фрунзе и его птицефабрики [6, 28]. При этом произошло не только уменьшение минерализации озерных вод, но и изменение соотношения солевых компонентов, в результате чего фигуративные точки озер Кызыл-Яр и Богайлы принадлежат полю кристаллизации бледита, а не галита — это следует из диаграммы растворимости на рис. 6.

В противоположность оз. Кызыл-Яр, с 1965 по 2016 г. практически не изменилась степень насыщенности вод оз. Ойбургского — самого северного в Евпаторийской группе. Для остальных озер на рис. 8 наблюдаются различные тенденции в изменении степени насыщенности по карбонатам кальция и магния, гипсу и галиту. Например, равновесие рассолов с гипсом осталось неизменным в случае вод озер Галгасского, Мойнакского, Большого Ялы-Мойнакского и Сакского, но несколько изменилась степень их насыщенности по галиту. Очевидно, что насыщенность гипсом поддерживается в результате наличия гипсовой корки, покрывающей дно этих озер, а изменения индекса насыщенности по галиту, особенно заметные для небольших озер, связаны с естественными колебаниями количества атмосферных осадков. Обращают на себя внимание два небольших озера Аирчи и Аджи-Байчи, воды которых, по данным 1965 г., не достигали насыщения по гипсу, но характер-

но для них в 2016 г. К сожалению, нет данных о минеральном составе донных осадков этих озер, чтобы проверить справедливость полученных теоретических результатов.

Что касается изменения степени насыщенности вод по карбонатам кальция и магния, то оно, как можно видеть из рис. 8, в ряде случаев имеет разнонаправленный характер для карбонатов кальция и магнийсодержащих минералов. Для всех озер индекс SI положителен, что, как уже было сказано, не обязательно приводит к осаждению карбонатов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что за последние 50 лет все озера Евпаторийской группы сохранили сульфатный тип (сульфатно-магниевый подтип). Питание озер осуществляется за счет атмосферных осадков, подземных и морских вод. Воды всех озер пересыщены по карбонатам кальция и магния, насыщение по гипсу не достигается лишь в оз. Кызыл-Яр и пресной части оз. Сасык-Сиваш. Воды соленой части оз. Сасык-Сиваш, а также озер Аирчи, Галгасского, Терекли насыщены по галиту.

Сравнение с данными 1965 г. показало, что за прошедшие 50 лет наиболее резкое изменение степени насыщенности, причем по всем минералам (кальциту, арагониту, доломиту, магнезиту, гипсу, галиту), произошло с водами оз. Кызыл-Яр, что связано с его техногенным распреснением. Антропогенному воздействию подверглось и оз. Богайлы, но здесь невозможно провести количественное сравнение в связи с отсутствием данных за 1965 г. Эти озера в настоящее время не могут относиться к категории лечебных.

За 50 лет практически не изменилась степень насыщенности вод оз. Ойбургского; для остальных озер отмечены различные тенденции в изменении степени насыщенности по карбонатам кальция и магния, гипсу и галиту. Так, равновесие поверхностных рассолов с гипсом осталось неизменным в случае вод озер Галгасского, Мойнакского, Большого Ялы-Мойнакского и Сакского, но несколько изменилась степень их насыщенности по галиту. Очевидно, что насы-

шенность гипсом поддерживается в результате наличия гипсовой корки, покрывающей дно этих озер, а изменения индекса насыщенности по галиту, особенно заметные для небольших озер, связаны с естественными колебаниями количества атмосферных осадков.

Анализ климатических данных позволяет предположить, что климатические изменения не оказали существенного влияния на трансформацию химического состава вод озер Евпаторийской группы, в отличие от антропогенного воздействия.

Вмешательства человека, нарушающие естественный водный режим озер, стали причиной того, что некогда лечебная рапа превратилась в солоноватую воду, не обладающую терапевтическими эффектами (озера Кызыл-Яр, Богайлы). В то же время бесконтрольное использование рапы для нужд санаториев, как это, например, происходило с Мойнакским озером, также отразилось на лечебных свойствах озерных вод. При этом западный берег Крыма самой природой создан как естественный курорт, и задача общества на современном этапе состоит в осознании ответственности за сохранение лечебных ресурсов Крыма.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматический справочник по Крымской области. Л.: Гидрометеиздат, 1959. 135 с.
2. *Валяшко М.Г.* Закономерности формирования месторождений солей. М.: МГУ, 1962. 398 с.
3. *Васенко В.И., Егоров Л.В.* Виды хозяйственного использования прибрежно-морских озер Крыма // Тр. Крымской АН. Симферополь: ИТ "Ариал", 2022. С. 6–19.
4. Геологическая эволюция и самоорганизация системы вода–порода / Под ред. *С.Л. Шварцева*. Новосибирск: СО РАН, 2005. Т. 1. 244 с.
5. Гидрогеология СССР. Т. 8. Крым / Под ред. *В.Г. Ткачук*. М.: Недра, 1970, 351 с.
6. *Гулов О.А.* Экоцид крымских соляных озер // Теория и практика восстановления внутренних водоемов / Отв. ред. *В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев*. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 60–78.
7. ГОСТ 23268.3-78 Воды минеральные питьевые лечебные, лечебно-столовые и природные столовые. Методы определения гидрокарбонат-ионов. М.: Госстандарт СССР, 1978. 18 с.
8. ГОСТ 26449.1-85 Установки дистилляционные опреснительные стационарные. Методы химического анализа соленых вод. М.: Госстандарт СССР, 1985. 45 с.
9. *Дзенс-Литовский А.И.* Пересыпи и лиманы Азово-Черноморского побережья и Степного Крыма // Природа. 1938. № 6. С. 22–36.
10. *Иващенко А.С., Мизин В.И., Ежов В.В., Васенко В.И., Чабан В.В., Станкевич Д.А.* Бальнеологическое применение лечебных грязей и рапы месторождений западного и восточного Крыма в санаторно-курортной практике // Вестн. физиотерапии и курортологии. 2018. Т. 24. № 1. С. 43–51.
11. *Казанцев Ю.В.* Тектоника Крыма. М.: Наука, 1982. 112 с.
12. Климатический атлас Крыма / Сост. *И.П. Ведь*. Симферополь: Таврия-Плюс, 2000. 120 с.
13. *Котова И.К., Каюкова Е.П., Мордохай-Болтовская Л.В., Платонова Н.В., Котов С.Р.* Закономерности формирования состава иловых грязей Мертвого моря и соляных озер Крыма // Вестн. Санкт-Петербургского ун-та. Сер. 7. 2015. Вып. 2. С. 85–106.
14. *Курнаков Н.С., Кузнецов В.Г., Дзенс-Литовский А.И., Равич М.И.* Соляные озера Крыма. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1936. 278 с.
15. *Курнаков Н.С.* Метаморфизация рассолов Крымских соляных озер // Зап. Императорского Санкт-Петербургского минерал. о-ва. Сер. 2. 1896. Т. 34. Вып. 2. С. 67–68.
16. *Курнаков Н.С., Жемчужный С.Ф.* Магниево-натриевые озера Перекопской группы // Изв. РАН. 1917. Т. 11. № 2. С. 137–162.
17. *Мушкетов И.В.* Заметка о происхождении различных типов крымских соляных озер // Горный журн. 1895. Т. 2. С. 344–392.
18. Научная летопись Сакского озера. Сб. аннотированных статей, изданных с 1828 по 2001 гг. / Под ред. *В.А. Хохлова*, сост. *О.А. Гулов*. Симферополь, 2001. 144 с.
19. *Павлова Н.Н.* Физическая география Крыма. Л.: Изд-во ЛГУ, 1964. 107 с.
20. *Паллас П.* Краткое физическое и топографическое описание Таврической области. Санктпетербургъ: Императорская Типография, 1795. 75 с.
21. *Першке Л.* Соляные озера сѣвернаго прибрежья Чернаго моря и основанія для ихъ раціональной разработки, СПб.: Типография и хромофотография А. Траншеля, 1882. 145 с.

22. Погода и климат. Справочно-информационный портал. www.pogodaiklimat.ru (дата обращения: 27.01.2024)
23. *Понизовский А.М.* Соляные ресурсы Крыма. Симферополь: Крым, 1965. 263 с.
24. *Попов Ю.В., Гулов О.А., Васенко В.И.* О строении и составе толщи илов Сакского озера (Крым) // Отечественная геология. 2015. № 3. С. 45–52.
25. *Сонненфелд П.* Рассолы и эвапориты. Пер. с англ. М.: Мир, 1988. 480 с.
26. Справочник по растворимости солевых систем / Под ред. *А.Д. Пельша*. Л.: Химия, 1975. Т. 1. 1070 с.; Т. 2. 1063 с.
27. *Тарасенко В.С., Артов А.М., Амелина И.Н. и др.* Экология Крыма. Угрозы устойчивому развитию. План действий. Симферополь: Ариал, 2014. 183 с.
28. Устойчивый Западный Крым. Крымские золотые пески // Под ред. *В.С. Тарасенко*. Симферополь: Бизнес-информ, 2014. 472 с.
29. *Фиколина Л.А., Белецкий С.В., Белокрыс О.А. и др.* Государственная геологическая карта Российской Федерации масштаба 1 : 1 000 000. Третьей поколения. Сер. Скифская. Л. L-36 — Симферополь. Объяснительная записка с приложениями. СПб.: Изд-во ВСЕГЕИ, 2019. 979 с.
30. *Чарыкова М.В., Куриленко В.В., Рудай И.Г., Сартакова О.Г.* Особенности гидрохимического режима озера Кучук // Вод. ресурсы. 1996. Т. 23. № 6. С. 699–704.
31. *Чарыкова М.В., Сартакова О.Г., Куриленко В.В.* Особенности гидрохимического режима залива Сиваш в современных условиях // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 2. С. 217–222.
32. *Чарыкова М.В.; Чарыков Н.А.* Термодинамическое моделирование процессов эвапоритовой седиментации. СПб.: Наука, 2003. 262 с.
33. *Юдин В.В.* Геодинамика Крыма. Симферополь: ДИАЙПИ, 2011. 336 с.
34. *Юдин В.В.* О строительстве порта в Западном Крыму // Тр. Крымской АН. Симферополь, 2014. С. 124–129.
35. *Deocampo D.M., Jones B.F.* Geochemistry of saline lakes // Treatise on Geochem. Amsterdam: Elsevier Pergamon, 2014. V. 7. P. 437–469.
36. *Greenberg J.P., Moller N.* The prediction of mineral solubilities in natural waters: A chemical equilibrium model the Na-K-Ca-Cl-SO₄-H₂O system to high concentration from 0 to 250°C // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1989. V. 53. № 10. P. 2503–2518.
37. *Harvie C.E., Weare J.H., Hardie L.W., Eugster H.P.* Evaporation of seawater. Calculated mineral sequences // Sci. 1980. V. 208. P. 498–500.
38. *Harvie C.E., Eugster H.P., Weare J.H.* Mineral equilibria in the six-component seawater system Na-K-Mg-Ca-Cl-SO₄-H₂O at 25°C. II. Compositions of the saturated solutions // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1982. V. 46. № 9. P. 1603–1618.
39. *Harvie C.E., Moller N., Weare J.H.* The prediction of mineral solubilities in natural waters: the Na-K-Mg-Ca-H-Cl-SO₄-OH-HCO₃-CO₃-CO₂-H₂O system to high ionic strengths at 25°C // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1984. V. 48. № 5. P. 723–751.
40. *Moller N.* The prediction of mineral solubilities in natural waters: A chemical equilibrium model for the Na-Ca-Cl-SO₄-H₂O system to high temperature and concentration // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1988. V. 52. № 4. P. 821–837.
41. *Nordstrom D.K., Campbell K.M.* Modeling low-temperature geochemical processes // Treatise on Geochem. Amsterdam: Elsevier Pergamon, 2014. V. 7. P. 27–68.
42. *Pitzer K.S.* Thermodynamics of electrolytes. I. Theoretical basis and general equations // J. Phys. Chem. 1973. V. 77. № 2. P. 268–277.

Salt lakes of the Crimea. 1. Modern hydrochemical features of lakes of the Evpatoria group

E. P. Kayukova^{a,*}, M. V. Charykova^a, V. I. Vasenko^b, A. A. Izhetnikova^b

^aSt. Petersburg State University, St. Petersburg, 199034 Russia

^bState Unitary Scientific and Production Enterprise of the Republic of Crimea "Crimean Hydrogeological Regime and Operation Station", Saki, 296500 Russia

**e-mail: epkayu@gmail.com*

The article presents data on the chemical composition of waters of 12 salt lakes of the Crimean Peninsula belonging to the Evpatoria group. A brief description of the geomorphological and geological-hydrogeological features of these lakes is given. Using the method of physico-chemical modeling, the indices of water saturation for calcium and magnesium carbonates, gypsum, and halite were calculated. A similar calculation was also performed for the 1965 data, which made it possible to trace changes in the degree of saturation of lake waters over a 50-year period. The influence of human activity had a significant impact (in contrast to climate fluctuations) on the ecosystems of the Crimean salt lakes. This was especially evident in the transformation of the chemical composition of Lake Kyzyl-Yar and, to a lesser extent, Lake Bogayly.

Keywords: salt lakes of the Crimea, Evpatoria group, saturation, gypsum, halite, calcium and magnesium carbonates, brine of salt lakes.

УДК 5574:539.1.04

ИСКУССТВЕННЫЕ (^{90}Sr , ^{137}Cs) И ПРИРОДНЫЕ (^{40}K , ^{232}Th и ^{238}U) РАДИОНУКЛИДЫ В ДНЕПРОВСКОЙ ВОДЕ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА И ОРОШАЕМЫХ ВДОЛЬ НЕГО ПОЛИВНЫХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДЬЕВ (2022–2023 гг.)¹

© 2025 г. Н. Ю. Мирзоева^а, О. Н. Мирошниченко^{а, *}, И. Г. Сидоров^а,
И. Н. Мосейченко^а, С. И. Архипова^а

^аФедеральное государственное бюджетное учреждение науки “Институт биологии южных морей
им. А.О. Ковалевского РАН”, Севастополь, 299011 Россия

*e-mail: oksaniya_89@mail.ru

Поступила в редакцию 13.03.2024 г.

После доработки 31.07.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

По итогам исследований 2022–2023 гг. проведена оценка радиоэкологического состояния водной экосистемы Северо-Крымского канала (СКК) в отношении долгоживущих искусственных (^{90}Sr , ^{137}Cs) и естественных (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) радионуклидов. Изучена также роль днепровской воды, вновь поступившей в 2022 г. по руслу СКК в Крым, в переносе техногенных и природных радионуклидов на поливные сельскохозяйственные угодья этого региона. Применялись стандартные, принятые в общемировой практике методы радиохимической обработки проб, а также бета- и гамма-спектрометрии. Определено, что спустя 37 лет после аварии на ЧАЭС днепровская вода остается источником вторичного поступления ^{90}Sr (до 427.2 Бк/м³ в растворенной форме) и ^{137}Cs (до 521.9 Бк/кг сухой массы на взвешенном веществе) через СКК на территорию Крыма. Выполненный прогноз показал, что, как минимум, в течение 10 лет после поступления днепровской воды с такими же уровнями удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые были определены в 2022–2023 гг., развитие поливного сельского хозяйства в Крыму будет радиационно безопасным.

Ключевые слова: Северо-Крымский канал, авария на ЧАЭС, река Днепр, искусственные и природные радионуклиды, орошаемые почвы, поливные растения, прогноз.

DOI: 10.31857/S0321059625030101 EDN: SYGQHR

ВВЕДЕНИЕ

Северо-Крымский канал (СКК) – ороситель-но-обводнительный канал длиной 402.6 км, построен в 1961–1971 гг. для обеспечения устойчивого водоснабжения маловодных и засушливых территорий Херсонской и Крымской областей

советской Украины. Система СКК состоит из магистрального русла, отводных каналов (вода использовалась для полива полей), а также сбросных каналов (осуществлялся сброс остатка воды, использованной для орошения) [4, 19]. СКК берет начало из Каховского водохранилища у г. Таврийска, далее канал идет на юго-восток, имея протяженность в границах Крыма 294 км, заканчивается магистральное русло СКК у села Зеленый Яр (район г. Керчи), восточный Крым [4, 19]. До 2014 г. наполнение СКК водой начиналось в конце марта, завершалась подача воды в ноябре. Для нужд сельского хозяйства в Крыму использовалось ~80% днепровской воды, поступавшей по СКК, в том числе 60% уходило на обеспечение выращивания риса [4, 19, 39].

После аварии на ЧАЭС в 1986 г. с атмосферными осадками на поверхность Черного моря

¹ Исследования по изучению водной экосистемы Северо-Крымского канала и прилегающих территорий выполнены при поддержке РНФ (проект 23-26-00128 “Роль оросительной системы Северо-Крымского канала в процессах переноса долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения, тяжелых металлов, а также углеводородов с днепровской водой на поливные сельскохозяйственные угодья Крыма”, госрегистрация 123022100021-4). Исследования по изучению морских экосистем выполнены в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ (тема “Изучение биогеохимических закономерностей радиоэкологических и хемотропических процессов в экосистемах водоемов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России”, 2024–2026 гг., регистрационный номер 124030100127-7).

и Крыма попали искусственные радионуклиды — 1.7–2.4 ПБк ^{137}Cs и 0.3 ПБк ^{90}Sr [14, 41]. В послеаварийные годы наблюдалось вторичное поступление искусственных радионуклидов в Черное море со стоками рек, прежде всего Днепра и Дуная, а на территорию Крыма — за счет водопользования из СКК [3, 14, 26]. В конце мая 1986 г. в днепровской воде Киевского водохранилища было зарегистрировано 16 радионуклидов, тогда как к концу 1986 г. в воде водохранилища определялись, в основном, радиоизотопы ^{137}Cs и ^{90}Sr . Максимальные концентрации ^{137}Cs в воде р. Днепр отмечены в Киевском водохранилище в 1986 и 1987 гг. — 670 и 360 Бк/м³ соответственно [14, 17]. После аварии на ЧАЭС в воде нижнего Днепра (Каховское водохранилище) наибольшая концентрация ^{90}Sr отмечена весной 1987 г. — 925 Бк/м³ [14, 37]. В 2011 г. в днепровской воде, поступающей по руслу СКК, концентрация ^{90}Sr составляла 54.9 ± 2.7 Бк/м³, ^{137}Cs — $\geq 56.1 \pm 1.1$ Бк/м³ [28].

В погруженных водных растениях Киевского водохранилища удельная активность ^{137}Cs изменялась в диапазоне 507–8788 Бк/кг воздушно-сухой массы (1991–1992 гг.) [14]. Для ^{90}Sr эти значения составили 78.3–730.0 и 2.4–24.9 Бк/кг воздушно-сухой массы для водных растений из Киевского и Каховского водохранилищ соответственно [37].

Концентрации ^{90}Sr в донных отложениях (ДО) Киевского и Каховского водохранилищ менялись в диапазонах соответственно 114.0–822.0 и 38.7–64.7 Бк/кг воздушно-сухой массы [37]. В ДО Киевского водохранилища концентрации ^{137}Cs в течение 3 лет изменялись в следующих диапазонах: в 1986 г. от 173 до 181 Бк/кг сухой массы, в 1987 г. от 74 до 2405 Бк/кг сухой массы, в 1989 г. от 340 до 455 Бк/кг сухой массы [14, 33]. К 2021 г. средние концентрации ^{137}Cs в ДО р. Днепр [24] снизились до 3.2 Бк/кг сухой массы.

Измеренные концентрации природных (^{40}K , ^{232}Th и ^{238}U) радионуклидов в ДО р. Днепр составляли в современный период в среднем 148.0, 7.8, 10.4 Бк/кг сухой массы [24].

После прекращения поступления радионуклидов с атмосферными выпадениями их со-

держание определялось перераспределением и миграцией в компонентах экосистем водосбора Днепра — смывом дождевыми и талыми водами, взаимодействием с почвами и донными отложениями. Непосредственно в речных системах миграция радионуклидов зависела от их физико-химических свойств. Так, для ^{137}Cs , который в пресноводных условиях активно сорбируется взвешенным веществом, отмечаются локальные районы повышенной концентрации в застойных зонах — у плотин, в водохранилищах и т. д., где происходит накопление мелкодисперсных фракций взвеси [1, 20, 24]. В условиях проточных зон радионуклиды, попавшие в речные ДО, со временем были покрыты слоем более чистых осадков, нарушение целостности которого может приводить к вторичному поступлению значительных количеств радионуклидов в речные экосистемы [24, 27].

С января 2010 г. при выведении из эксплуатации водоема-охладителя ЧАЭС [12, 40] его воды с растворенными радионуклидами сбрасывались в реку Припять, попадали в Днепр, каскад днепровских водохранилищ и через СКК — во внутренние водоемы и поливные земли Крыма [12, 40]. Радиоэкологические исследования в районе СКК, начатые сотрудниками ОРХБ в 1991 г., из-за отсутствия финансирования были прекращены в 1995 г. [6, 9, 14–16].

В апреле 2014 г. подача воды в Крым по СКК была прекращена [39]. С возобновлением подачи днепровской воды в Крым 3 марта 2022 г. после 8 лет ее отсутствия в регионе было восстановлено поливное земледелие, включая возделывание риса в северном Крыму [39]. Однако 6 июня 2023 г. произошел подрыв дамбы на Каховской ГЭС. Уровень русла СКК оказался на 1 м выше водозабора после разлива Каховского водохранилища, днепровская вода перестала поступать в систему СКК с 8 июня 2023 г. [21].

Определено [3, 35, 38], что до 2014 г. днепровская вода, приходящая по руслу СКК в Крым, была фактором хронического вторичного радиоактивного загрязнения внутренних водоемов и поливных земель Крымского региона долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs . На радиоэкологическое состояние водной экосистемы

СКК, орошаемых почв и выращиваемых поливных растений могут оказывать влияние также природные долгоживущие радионуклиды, такие как ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , содержание которых в экосистеме СКК и прилегающих территориях практически не изучено [16].

Комплексные радиоэкологические исследования (по научным задачам и количеству изучаемых радионуклидов), выполненные авторами статьи в период 2022–2023 гг. в экосистеме СКК и прилегающих к нему сельхозугодий, проводятся впервые за последние 27 лет (с 1995 г.), что определяет их безусловную актуальность.

Цель исследований состояла в оценке современного (2022–2023 гг.) радиоэкологического состояния водной экосистемы СКК в отношении долгоживущих искусственных (^{90}Sr , ^{137}Cs) и естественных (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) радионуклидов,

изучении роли днепровской воды СКК в переносе техногенных и природных радионуклидов на поливные сельскохозяйственные (с/х) угодья, расположенные вдоль канала.

Задачи исследований: выполнить отбор проб и определить концентрации искусственных (^{90}Sr , ^{137}Cs) и природных (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) радионуклидов в компонентах экосистемы СКК (вода, гидробионты, ДО), поливных почвах, с/х растениях; выявить особенности тенденций распределения по компонентам водной экосистемы СКК, наземных экосистем с/х угодий; провести сравнительный анализ в отношении современного радиоэкологического состояния экосистемы СКК и орошаемых вдоль него поливных с/х экосистем с ранее полученными данными [14]; выполнить предварительный прогноз о безопасности использования днепровской воды, подаваемой по СКК для с/х нужд Крымского региона.



Рис. 1. Картограмма территории отбора проб в районе СКК и орошаемых сельхозугодий.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Отбор проб из СКК, поливных почв, расположенных вдоль канала, а также орошаемых культур, выращиваемых на этих почвах, проводился в сухопутных экспедициях в период 2022–2023 гг. Станции отбора проб в районе СКК и их характеристики представлены на рис. 1, в табл. 1.

Объектами исследования в водной экосистеме СКК как его магистрального русла, так и отводных каналов, служили вода, взвешенное вещество (ВВ), ДО, гидробионты, в наземных орошаемых экосистемах – поливные и целинные почвы, расположенные вдоль канала, орошаемые культуры.

Пробоподготовка и радиохимические анализы по определению удельной активности ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th и ^{238}U в отобранных природных объектах проводились в лабораториях ОРХБ ФИЦ ИнБЮМ.

Пробы воды объемом 20 л для определения концентрации ^{90}Sr и 100 л для определения ^{137}Cs отбирались в экспедиционных условиях в пластиковые канистры. Отобранный объем воды отделяли от взвешенного вещества фильтрацией через фильтр-картридж с номинальным диаметром пор 0.5 мкм.

Для определения удельной активности ^{90}Sr в водных и наземных растениях отбирали пробы

3–5 кг сырой массы; в моллюсках ≥ 1 кг сырой массы; в рыбах – 3–5 кг сырой массы одного вида. Пробы растений и моллюсков тщательно промывали нативной водой, очищали от механических загрязнений и обрастаний, сушили на фильтровальной бумаге. Для определения удельной активности ^{90}Sr в ДО и почвах отбирались 300–500 г сырой массы каждого образца [14].

Пробы гидробионтов, наземной растительности, донных отложений и почв высушивали в фарфоровой посуде при температуре 100–110°C в течение 24 ч до постоянного веса, затем озоляли в муфельной печи при температуре 450–500°C для удаления органических материалов. Всю золу взвешивали и брали навеску 100–150 г. Зола гидробионтов и наземной растительности растирали в ступке и просеивали через сито с диаметром пор 1 мм. ДО и почвы просеивали через сито в высушенном виде до их озоления [14].

Используемый метод определения ^{90}Sr в объектах окружающей среды соответствует общепринятым в мировой практике [29] и прошел тестирование в рамках международной интеркалибрации [14, 37]. Основные этапы метода определения ^{90}Sr следующие: радиохимическое выделение радионуклида из отобранных проб, радиохимическая очистка от мешающих элементов солянокислого раствора пробы, содержащего ^{90}Sr , выдерживание основного раствора (с добавлением в него 60 мг Y^{+++}) в течение 14–25 сут для накопления дочернего ^{90}Y и наступления доста-

Таблица 1. Характеристика станций отбора проб в районе СКК

Станция	Район исследования	Координаты отбора проб, N – с.ш.; E – в.д.
1М	Магистральное русло (МР) СКК, (район г. Армянска)	46°07'28.370"N; 33°41'42.600"E
2М	МР СКК (район г. Красноперекоска)	45°57'26.084"N; 33°49'18.397"E
3М	МР СКК (район г. Джанкоя), с. Победное	45°45'50.010"N; 34°26'23.017"E
4М	МР СКК (пгт Советский)	45°17'22.800"N; 34°56'77.900"E
5	с. Крепкое (район г. Красноперекоска), рисовые чеки, пшеничное поле	45°55'50.234"N; 33°55'48.116"E 45°55'41.972"N; 33°54'22.108"E
6	СКК, район с. Семисотка	45°14'44.7972"N; 35°33'59.587"E
7	СКК, район с. Ишунь	45°55' N; 33°49' E
8	район с. Ильинка, оросительный канал, пшеничное поле	45°55'419"N; 33°54'223"E 45°48'34" N; 33°48'35" E
9М	МР СКК, НС-3 (насосная станция)	45°20'39.480"N; 36°00'36.420"E
10	Керченское водохранилище	45°20'365"N; 36°02'682"E
11	с. Зоркино	45°32'52" N; 34°42'30" E

точного приближения к радиохимическому равновесию между ^{90}Sr и ^{90}Y . Для времени выдержки 14 сут (336 ч) коэффициент разделения $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ равен 1.0421, для 25 сут (600 ч) — 1.0016 [29]. Измерение активности ^{90}Sr в пробах проводилось по черенковскому излучению его дочернего продукта ^{90}Y , растворенного в объеме 10–15 мл прозрачного раствора 2М HCl, с использованием низкофонового жидкостного сцинтилляционного счетчика (LSC) LKB “Quantulus 1220”, с последующей математической обработкой данных [8, 14, 29]. Для анализа спектра ^{90}Y использовалось стандартное программное обеспечение мультисканального анализатора LKB WALLAC (Spectrum Analysis Program), установленное фирмой-производителем. Время счета каждого образца рассчитывалось в зависимости от предполагаемой активности пробы. Нижний предел определяемой активности (LLD) составляет 0.01–0.04 Бк/кг или Бк/м³ в зависимости от характеристики пробы [29]. Эффективность регистрации черенковского излучения ^{90}Y составляет 42%, ее определяли по измерениям эталонной пробы с известной активностью ^{90}Sr , поставленной Лабораторией контроля и качества МАГАТЭ (Монако) в рамках проекта RER/2/003 [29, 32]. Относительная погрешность полученных результатов $\leq 20\%$.

После счета ^{90}Y проводили его осаждение из раствора в виде $\text{Y}(\text{OH})_3$ 25%-м аммиаком. Гравиметрическим методом и расчетом пропорции между внесенным в пробу и оставшимся в конце радиохимической обработки иттрием определяли его выход (R_y) [14, 29]. Определение стабильного стронция в природных объектах и выхода стронция в растворах после радиохимической обработки проб проводилось эмиссионным пламенно-фотометрическим методом определения массовой концентрации стронция с использованием атомно-абсорбционного спектрометра “Spectra AA-5”. Метод основан на измерении абсолютной интенсивности излучения наиболее чувствительной резонансной линии стронция 460.7 нм при возбуждении его в ацетиленовоздушном пламени. Влияние мешающих компонентов устраняли добавлением в пробу хлористых солей лантана или кальция. Предел обнаружения стронция с доверительной вероятностью $P = 0.95$ состав-

лял 0.5 мг/дм³. Диапазон измерений составлял 0.5–10 мг/дм³ (при массовой концентрации стронция >10 мг/дм³ пробу разбавляли дистиллированной водой). Стабильность работы аппаратуры контролировали путем регулярного повторения анализа серии стандартных растворов через каждые 10–15 проб, а также в начале и конце съемки. Ошибка измерения стабильного стронция на приборе $\leq 2.2\%$ (из расчета стандарта 10 мкг/мл) [14, 29].

Для определения концентрации растворенной формы ^{137}Cs в воде СКК использован сорбционный метод, основанный на пропускании проб воды через два последовательно соединенных адсорбера, импрегнированных ферроцианидом никеля—калия. Активность ^{137}Cs в образцах измеряли на NaI(Tl) гамма-спектрометре с блоком детектирования БДЕГ-100 по дочернему гамма-излучающему радионуклиду $^{137\text{m}}\text{Ba}$, учитывая внешний радиоактивный фон и эффективность регистрации излучения. Относительная погрешность полученных результатов $\leq 20\%$ [34]. Нижний предел определяемой активности (LLD) для растворенной формы ^{137}Cs составляет 0.017 Бк/м³, для взвешенной — 0.061 Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs , а также природных гамма-излучающих радионуклидов ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U в предварительно высушенных и измельченных пробах ДО, почв и дополнительно озоленных при температуре 300–400°C пробах гидробионтов и с/х растений определяли с помощью полупроводникового гамма-детектора на основе кристалла сверхчистого германия (НТЦ “РАДЭК”, г. Санкт-Петербург, Россия). Калибровку детектора проводили с использованием стандартных образцов ДО IAEA-315, поставляемых МАГАТЭ [30, 31], размеры и форма которых аналогична исследуемым пробам. Содержание радионуклидов в пробах ДО и почв рассчитывали на сухой вес осадка, в гидробионтах и с/х растениях — на сырой вес. Нижний предел определяемой активности (LLD) полупроводникового гамма-детектора для ^{137}Cs в ДО и почвах составляет 0.1 Бк/кг сухой массы и 0.05 Бк/кг сырой массы для гидробионтов и с/х растений; LLD для ^{40}K — 15 Бк/кг сухой массы и 0.8 Бк/кг сырой массы; LLD для ^{232}Th — 1.5 Бк/кг сухой массы и 0.8 Бк/кг сырой массы; LLD для ^{238}U — 2 Бк/кг сухой массы и

0.1 Бк/кг сырой массы соответственно. Относительная погрешность полученных результатов $\leq 15\%$ [14].

Концентрирующая способность биотических компонентов определялась соотношением удельной активности радионуклида в гидробионтах (культурах) и таковой в воде (орошаемой почве); для абиотических компонентов — в ДО (почвах) к концентрации в воде.

Для определения удельной активности разных радионуклидов в природных объектах была суммарно измерена 121 проба: для ^{90}Sr — 44, для

^{137}Cs — 47, для природных радионуклидов ^{40}K — 10, для ^{232}Th — 10, ^{238}U — 10.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Вода, взвешенное вещество

Результаты определения содержания радионуклида ^{90}Sr в воде, а также ^{137}Cs в воде и на ВВ водной экосистемы СКК представлены в табл. 2.

Определено (табл. 2), что, независимо от сезона отбора проб, в 2022–2023 гг. концентрация искусственных радионуклидов в воде СКК была

Таблица 2. Удельная активность ^{90}Sr в воде, ^{137}Cs в воде и на взвешенном веществе (ВВ) СКК и близлежащих морских акваториях в период 2022–2023 гг. (МР — магистральное русло; прочерк — нет данных; н.п.д. — ниже предела детектирования)

Станция	Место отбора проб	Дата отбора	^{90}Sr , Бк/м ³	^{137}Cs , Бк/м ³	^{137}Cs на ВВ, Бк/кг
1	2	3	4	5	6
1М	СКК МР, район г. Армянска	15.03.2022	427.2 ± 16.4	1.2 ± 0.1	—
		27.04.2022	23.9 ± 2.1	1.3 ± 0.2	0.2 ± 0.02
		27.04.2022	28.3 ± 1.7	—	—
		12.08.2022	22.3 ± 1.7	н.п.д.	95.6 ± 2.1
		06.10.2022	—	—	370.2 ± 5.2
2М	СКК МР, район г. Красноперекоска	08.11.2022	22.3 ± 1.6	0.3 ± 0.1	379.2 ± 5.4
		01.03.2023	12.8 ± 1.2	0.7 ± 0.2	1.9 ± 0.2
		02.06.2023	14.3 ± 1.1	н.п.д.	521.9 ± 7.4
		23.06.2023	22.2 ± 1.7	н.п.д.	27.1 ± 1.6
3М	СКК МР, район г. Джанкоя, с. Победное	02.11.2023	45.3 ± 2.5	—	—
4М	СКК, МР, район пгт Советское	21.06.2022	29.3 ± 1.7	н.п.д.	38.0 ± 4.0
		08.06.2023	18.1 ± 1.5	н.п.д.	110.8 ± 1.6
5	Рисовые чеки (вода), пос. Крепкое	12.08.2022	40.8 ± 2.3	—	—
		02.06.2023	22.9 ± 1.5	—	—
6	СКК МР, район с. Семисотка	27.04.2022	25.4 ± 1.8	—	—
		21.06.2022	22.1 ± 1.5	—	—
7	СКК, Красноперекоский рисовый канал, с. Ишунь	06.10.2022	22.7 ± 1.5	—	—
8	СКК, отводной канал, район с. Ильинка	16.05.2023	15.6 ± 1.3	0.1 ± 0.01	—
		24.08.2023	24.8 ± 1.6	н.п.д.	19.4 ± 1.4
9М	СКК, НС—3 (насосная станция—3), район Зеленоярского водохранилища	19.10.2023	26.3 ± 1.8	—	—
10	Керченское водохранилище	20.10.2023	27.0 ± 1.7	—	—
Морская вода (Черное море) акваторий, прилегающих к исследуемым территориям					
Каркинитский залив, район с. Портового		06.10.2022	8.8 ± 1.3	8.3 ± 0.2	—
		16.05.2023	11.4 ± 1.7	7.2 ± 0.9	—
		24.08.2023	—	11.4 ± 2.3	—
Керченский пролив, район г. Керчи		20.10.2023	10.4 ± 1.4	—	—

на 1–2 порядка для ⁹⁰Sr и на 1–3 порядка для ¹³⁷Cs ниже уровней вмешательства для питьевой воды (4.9 Бк/кг для ⁹⁰Sr и 11 Бк/кг для ¹³⁷Cs) [11].

Гидробионты

Удельная активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в гидробионтах (водной растительности, моллюсках, рыбах) водной экосистемы СКК представлена в табл. 3.

Донные отложения, поливные почвы

В марте 2022 г. исследовали “притопленную” водой наносную почву в экосистеме канала как базу формирования будущих ДО СКК. Отбор сформировавшихся ДО СКК проводился в 2023 г. Концентрации ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в ДО СКК и орошаемых почвах, расположенных вдоль канала, представлены в табл. 4.

В почвах вдоль СКК определяли также природные радионуклиды. ⁴⁰K, изотоп калия, – один из восьми наиболее распространенных в земной коре химических элементов, его среднее содержание (кларк) в биосфере равен 3 г/кг, что соответствует удельной активности 90 Бк/кг [7, 13, 25]. Удельная активность ⁴⁰K в почвах находится в диапазоне от 153 до 1224 Бк/кг [10]. По исследованиям авторов настоящей статьи, удельная активность ⁴⁰K в с/х почвах изменялась в пределах 330–850 Бк/кг, что связано с внесением калийных удобрений, в первую очередь таких, как хлористый калий, где содержание калия может

достигать 498 г/кг [5, 23], что соответствует активности ⁴⁰K ~ 15 кБк/кг.

Для целинной почвы и почвы у канала, где внесение удобрений не проводится, содержание ⁴⁰K было ниже – 350 и 430 Бк/кг, что соответствует уровню содержания этого радионуклида в наземной растительности.

Уран и торий практически полностью образованы изотопами ²³⁸U и ²³²Th, их средняя удельная активность в литосфере равна 30.8 Бк/кг и 52.9 Бк/кг соответственно [2]. Авторами настоящей статьи определено, что концентрация ²³⁸U в отобранных почвах вдоль СКК, независимо от их характеристики, изменялась от величины ниже предела детектирования (н.п.д.) до 21.5, для ²³²Th – от 26.6 до 62.2 Бк/кг сухой массы, была сопоставима со средними содержаниями этих радионуклидов в литосфере.

Выращиваемые культуры

В 2023 г. определены концентрации ¹³⁷Cs в целом растении пшеницы яровой (9.2 ± 1.7 Бк/кг сырой массы (район с. Ильинка) и 0.1 ± 0.04 Бк/кг сырой массы (район пгт Советский)), а также в молодых растениях риса (1.0 ± 0.1 Бк/кг сырой массы (с. Крепкое)), отобранных с полей, различно удаленных от начала СКК (рис. 1). Измерялась также концентрация ¹³⁷Cs в корнях пшеницы яровой (пгт Советский). В них концентрация ¹³⁷Cs составила 6.6 ± 1.8 Бк/кг на су-

Таблица 3. Удельная активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в гидробионтах СКК (2022–2023 гг.)

Станция	Название объекта	Дата отбора	⁹⁰ Sr, Бк/кг, сырой массы	⁹⁰ Sr, К _н	¹³⁷ Cs, Бк/кг, сырой массы
1	2	3	4	5	6
Водные растения					
4М	Рдест пронзеннолистный (<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.)	21.06.2022	0.5 ± 0.04	1.7 × 10 ¹	8.9 ± 1.2
9М		19.10.2023	48.8 ± 1.2	3.4 × 10 ³	4.0 ± 0.2
4М	Рдест гребенчатый (<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Böerner)	21.06.2022	0.3 ± 0.03	1.0 × 10 ¹	1.0 ± 0.1
Моллюски					
2М	Дрейссена (целиком, 0.5–0.7 см) (<i>Dreissena polymorpha</i> , Pallas, 1771)	08.11.2022	35.3 ± 1.6	1.6 × 10 ³	-
4М	Беззубка (<i>Anodonta</i> sp.), створки 6–8 см створки 3–4 см	21.06.2022	395.0 ± 15.1	1.3 × 10 ⁴	-
		08.06.2023	3.7 ± 0.4	2.0 × 10 ²	-
Рыбы					
2М	Карась серебряный (<i>Carassius gibelio</i>)	02.06.2023	0.2 ± 0.02	1.3 × 10 ¹	4.5 ± 0.4

Таблица 4. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в ДО СКК и орошаемых почвах в 2022–2023 гг. (н.п.д. – ниже предела детектирования)

Станция	Характеристика отобранных проб	Дата отбора	^{90}Sr , Бк/кг, сухой массы	^{90}Sr , K_p	^{137}Cs , Бк/кг, сухой массы
1	2	3	4	5	6
ДО					
1М	Почва, притопленная водой, 0–5 см		н.п.д.	–	–
	5–10 см	27.04.2022	н.п.д.	–	–
	10–15 см		н.п.д.	–	–
2М	ДО (ил), 0–5 см	08.11.2022	13.2 ± 0.9	5.9×10^2	575.3 ± 6.2
4М	То же	08.06.2023	5.9 ± 1.4	3.3×10^2	12.0 ± 0.1
8	>>	24.08.2023	2.7 ± 0.4	1.1×10^2	130.0 ± 9.0
9М	>>	19.10.2023	12.5 ± 0.8	4.8×10^2	1.2 ± 0.2
3М	>>	02.11.2023	8.0 ± 0.7	1.8×10^2	11.2 ± 1
Почвы					
5	Почва поливная с ростками пшеницы, 0–5 см	01.03.2023	1.2 ± 0.4	9.2×10^1	6.3 ± 0.8
5	Почва, рисовые чеки, 0–5 см	01.03.2023	н.п.д.	–	5.3 ± 0.5
	Почва целинная, 0–5 см	01.03.2023	1.6 ± 0.4	1.3×10^1	н.п.д.
5	5–10 см	01.03.2023	1.4 ± 0.4	1.1×10^1	н.п.д.
8	Почва вспаханного поля, 0–5 см	16.05.2023	–	–	15.8 ± 1.4
	Почва под пшеницей, 0–5 см	16.05.2023	–	–	8.2 ± 0.7
11	То же	26.07.2023	–	–	1.8 ± 0.2

хую массу, тогда как в сухой массе стеблей растений концентрация ^{137}Cs была в 10.5 раз ниже. Определено, что удельная активность ^{137}Cs (на сухую массу) в поливных культурах, отобранных с орошаемых полей района с. Зоркино (рис. 1; табл. 1), уменьшалась в ряду: бобы гороха (18.0 ± 1.8 Бк/кг) > зерно ячменя (4.7 ± 0.6 Бк/кг) > зерно пшеницы (3.3 ± 0.4 Бк/кг).

Концентрация ^{90}Sr как в зернах пшеницы, так и в бобах гороха была незначительной и составляла 1.5 ± 0.3 Бк/кг сухой массы и 1.2 ± 0.2 Бк/кг сухой массы.

Известно [5], что содержание калия в наземной растительности в среднем составляет от 7 до 14 г/кг, что соответствует активности ^{40}K , равной 214–428 Бк/кг. Концентрация ^{40}K в бобах гороха и зерне пшеницы и ячменя (с. Зоркино) находилась в диапазоне 1290–1800 Бк/кг сухой массы, в молодых растениях риса – 57 ± 3.1 Бк/кг сырой массы. Детектируемая активность ^{238}U и ^{232}Th была определена только в зерне ячменя, содержание составило 29 и 15 Бк/кг сухой массы соответственно. В молодых растениях риса

концентрация ^{238}U составила 2.3 ± 0.3 , ^{232}Th – 4.7 ± 0.4 Бк/кг сырой массы. Полученные уровни концентраций ^{238}U и ^{232}Th не превышали значений, которые характерны для естественной природной среды и были ниже по сравнению с их содержанием в изучаемых почвах.

ОБСУЖДЕНИЕ

Вода, взвешенное вещество

В марте 2022 г. отмечалось залповое повышение концентрации ^{90}Sr (до 427.2 ± 16.4 Бк/м³) в поступившей в СКК днепровской воде (рис. 2).

Это значение удельной активности ^{90}Sr было в >100 раз выше доаварийных величин в воде р. Днепр и соответствовало концентрациям, отмечаемым в воде Каховского водохранилища и СКК в 1986–1987 гг. [14], что, вероятно, было связано с ремобилизацией ^{90}Sr из ДО и почв во время заградительной дамбы на русле СКК. Значительные концентрации ^{90}Sr наблюдались в воде на рисовых чеках (с. Крепкое): в 2022 г. – 40.8 ± 2.3 Бк/м³ (в 1.8 раза превышало концентрацию радионуклида в магистральном русле), в 2023 г. – 22.9 ± 1.5 Бк/м³

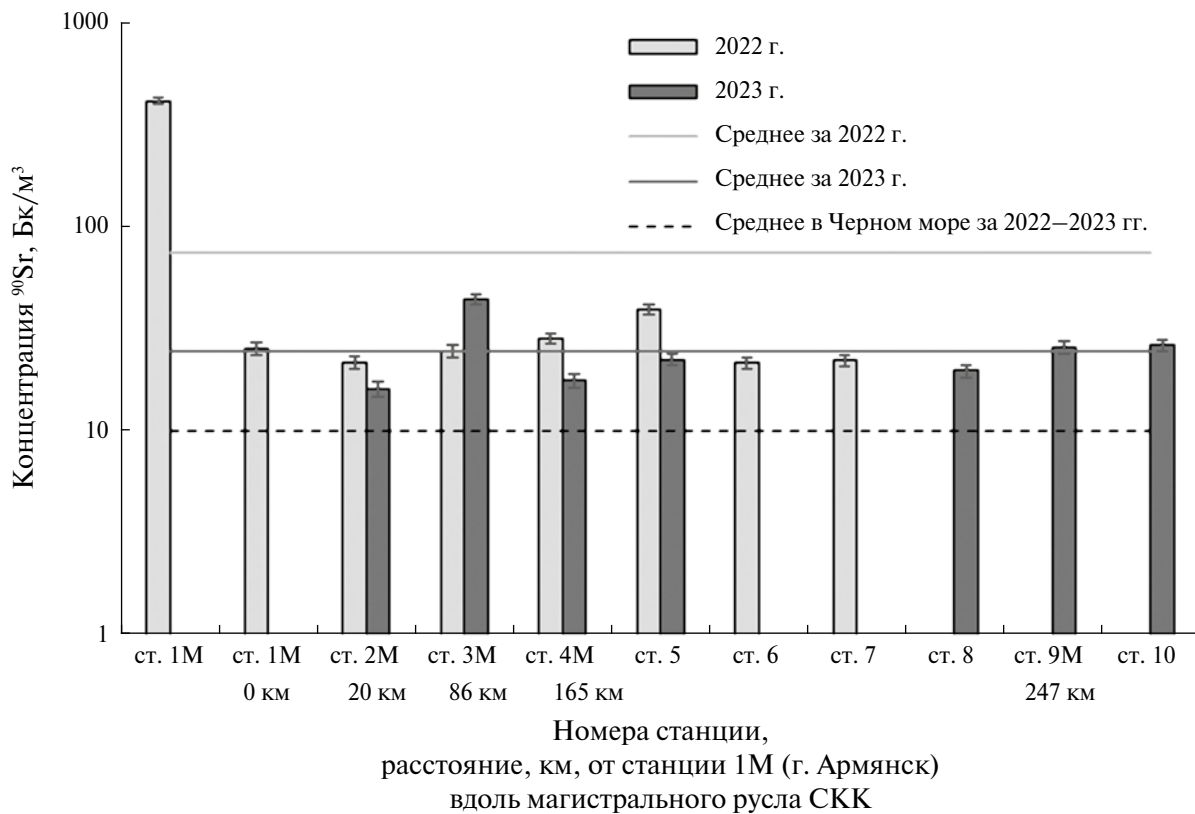


Рис. 2. Концентрация ^{90}Sr в воде на разных станциях русла СКК.

(соответствовало концентрации ^{90}Sr в канале). Это свидетельствует о накоплении ^{90}Sr орошаемой системой рисовых чеков при многократном заливе этих сельскохозяйственных угодий днепровской водой. С апреля 2022 г. и в 2023 г. отмечалась равномерная концентрация ^{90}Sr в днепровской воде (в среднем 77.0 Бк/м^3 в 2022 г., 25.2 Бк/м^3 в 2023 г.), (рис. 2); т. е. ситуация в отношении загрязнения днепровской воды ^{90}Sr улучшилась в сторону снижения, что свидетельствует о благоприятном прогнозе использования днепровской воды для различных хозяйственных нужд региона Крыма.

По прогнозным оценкам методом, рассмотренным в работах [14, 36], при наличии днепровской воды в русле СКК снижение концентрации ^{90}Sr в днепровской воде СКК до доаварийного уровня произойдет к 2053 г. (рис. 3), т. е. через 30 лет от современного периода.

При этом период уменьшения вдвое концентрации ^{90}Sr (T_{05}) в днепровской воде СКК происходит в течение 9.3 года (при $R^2 = 0.65$); т. е. биогеохимические процессы, происходящие в СКК,

уменьшают время нахождения поставарийного радионуклида ^{90}Sr в воде этой экосистемы в 3.2 раза по сравнению с периодом физического полураспада радионуклида.

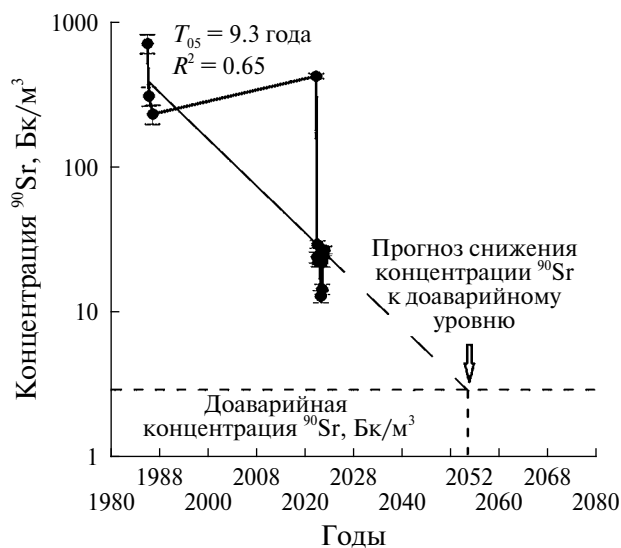


Рис. 3. Прогнозная оценка уменьшения концентрации ^{90}Sr в воде СКК на основе натуральных наблюдений в период 1986–2023 гг.

В 2022–2023 гг. удельная активность растворенной формы ^{137}Cs , поступившего с днепровской водой на территорию Крыма по руслу СКК после восстановления подачи воды в канале, — незначительная (табл. 2) [18], была в 3–13 раз ниже уровней, определяемых в воде СКК в 1992–1995 гг. [14] с учетом коррекции на радиоактивный распад ^{137}Cs . В период 2022–2023 гг. концентрация ^{137}Cs в воде СКК на взвешенном веществе (ВВ) изменялась от 0.2 до 521.9 Бк/кг сухой массы (табл. 2) [18]. Значительные уровни концентрации ^{137}Cs на ВВ в 2022 г. были обусловлены поступлением ^{137}Cs в СКК с литогенным веществом в результате разрушения в 2014 г. дамбы, перекрывающей поступление воды в русло СКК. Отмечено уменьшение концентрации ^{137}Cs на ВВ в воде СКК вдоль русла канала (в 5 раз на расстоянии 150 км от Красноперекоска до пгт Советский). В 2023 г. после разрушения дамбы Каховского водохранилища наблюдалось снижение на порядок уровня концентрации ^{137}Cs на ВВ. Данная тенденция обусловлена извлечением ^{137}Cs компонентами экосистемы СКК по мере удаления от начала крымского участка канала [14].

Таким образом, концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs , определяемые в период 2022–2023 гг. в начале и конце магистрального русла канала, отводных каналах СКК, рисовых чеках, водохранилищах, были значительно (на два-три порядка величин) ниже принятых в РФ норм радиационной безопасности для питьевой воды (4.9 Бк/кг для ^{90}Sr и 11 Бк/кг для ^{137}Cs); т. е. восстановление работы СКК для подачи днепровской воды после подрыва дамбы Каховской ГЭС необходимо и безопасно для развития с/х в Крыму.

В исследуемый период не выявлено влияние поступления днепровской воды по СКК на уровни концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде прилегающих акваторий Черного моря (табл. 2).

Гидробионты

Отмечено (табл. 3), что накопление ^{90}Sr в водной растительности СКК зависело от режима работы канала (проточная или стоячая вода), вида растений (активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в рдесте пронзеннолистном была выше, чем в рдесте гребенчатом). Для *Potamogeton perfoliatus*, который

является индикатором накопления ^{90}Sr в пресных водоемах [14, 37], отмечен эффект накопления ^{90}Sr с 2022 г. (0.5 ± 0.04 Бк/кг сырой массы) по 2023 г. (48.8 ± 1.2 Бк/кг сырой массы). Концентрация ^{137}Cs в рдесте пронзеннолистном в 2022 г. была выше по сравнению с 2023 г., что, вероятно, связано с нахождением ^{137}Cs в воде в 2022 г. в растворенной форме. Отмечаемая в 2023 г. в рдесте пронзеннолистном удельная активность ^{90}Sr была на порядок выше таковой в 1993 г. [14, 37], это свидетельствует о значительном вторичном поступлении ^{90}Sr на территорию Крыма с днепровской водой по руслу СКК после его открытия в 2022 г.

Наибольшие концентрации ^{90}Sr определены в раковинах (6–8 см) моллюсков Беззубка обыкновенная европейская (*Anodonta sp.*), которые вместе с водной растительностью были привнесены в русло канала в 2022 г. (табл. 3). Полученные значения соответствовали уровням концентрации ^{90}Sr в раковинах моллюсков *Anodonta sp.* из Каховского водохранилища, определенным в 1988 г. [14]. Учитывая значительный размер раковин моллюсков, отобранных в СКК в 2022 г., считаем, что *Anodonta sp.* росли при начальной концентрации ^{90}Sr в воде, которая соответствовала таковой для Каховского водохранилища 1987 г.: от 740 до 925 Бк/м³. Вероятно, такого порядка концентрации ^{90}Sr была днепровская вода, которая по руслу СКК поступила в Крым 3 марта 2022 г. У моллюска-годовика *Dreissena polymorpha*, которая выросла и была собрана на стенках магистрального канала в 2022 г. концентрация ^{90}Sr также была значительной и соответствовала таковой для Каховского водохранилища 1994–1997 гг. [14]. Это также может быть связано со значительными концентрациями ^{90}Sr в днепровской воде СКК, поступившей в период 2022–2023 гг. с днепровской водой в русло канала.

Для рыб *Carassius gibelio* концентрации ^{90}Sr были незначительными, при этом концентрации ^{137}Cs были на два порядка выше (табл. 3).

Диапазон коэффициентов накопления (K_n) ^{90}Sr для гидробионтов СКК изменялся в следующих пределах: $n \times 10^1$ — $n \times 10^3$ — для водных растений; $n \times 10^2$ — $n \times 10^4$ — для моллюсков; $n \times 10^1$ — для рыб.

Известно, что K_n для гидробионтов Киевского и Каховского водохранилищ в период 1986–2012 гг. изменялись в следующих диапазонах: водные растения – $12.0–1025.0 (n \times 10^1 - n \times 10^3)$, моллюски – $48.8–3000 (n \times 10^1 - n \times 10^3)$, рыбы – $25.0–73.3 (n \times 10^1)$ [14, 37].

Сравнение полученных результатов и литературных данных по K_n ^{90}Sr в гидробионтах различных таксономических групп в целом совпадали в пределах вариабельности с K_n для гидробионтов днепровских водоемов. Различия в верхней границе K_n для моллюсков из СКК и днепровских водохранилищ может объясняться видовым различием исследуемых объектов.

Донные отложения и поливные почвы СКК

Определено (табл. 4, рис. 4), что удельная активность ^{90}Sr в ДО СКК, поливных почвах вдоль канала изменяется в диапазоне от величин ниже предела детектирования (н.п.д.) до 13.2 ± 0.9 Бк/кг сухой массы (с наибольшим значением концентрации ^{90}Sr в ДО СКК в районе г. Красноперекоска).

С учетом того, что концентрации ^{90}Sr в ДО СКК стали иметь фиксируемые значения через

6–7 мес. после поступления воды в канал, то скорость перехода этого радионуклида из воды в ДО СКК составляет 2.2 Бк/кг сухой массы в месяц.

В период работы СКК (до июня 2023 г.) наблюдалась тенденция уменьшения концентрации ^{90}Sr в ДО СКК в зависимости от расстояния ($R^2 = 0.902$) по мере удаления от начала канала (табл. 4, рис. 4). Концентрация ^{90}Sr , определенная в октябре 2023 г. в районе Зеленоярского водохранилища (Ст. 9М), была сопоставима с таковой для начала СКК (рис. 4), что, вероятно, связано с “застойным” эффектом в конечной станции СКК после разрушения Каховской дамбы.

Коэффициенты распределения K_p ^{90}Sr в ДО СКК составили $n \times 10^2$, а в почвах – были на порядок ниже (рис. 4). Эти значения соответствовали результатам, полученным ранее ($K_p = 51–608$) [14, 39].

В 2023 г. в почвах рисовых чеков концентрации ^{90}Sr на начало подачи воды в СКК были ниже предела детектирования, что связано со смывом верхнего слоя почвы в море (Каркинитский залив) при сбросе воды с рисовых чеков во время сбора его урожая. Это требует дополнительных

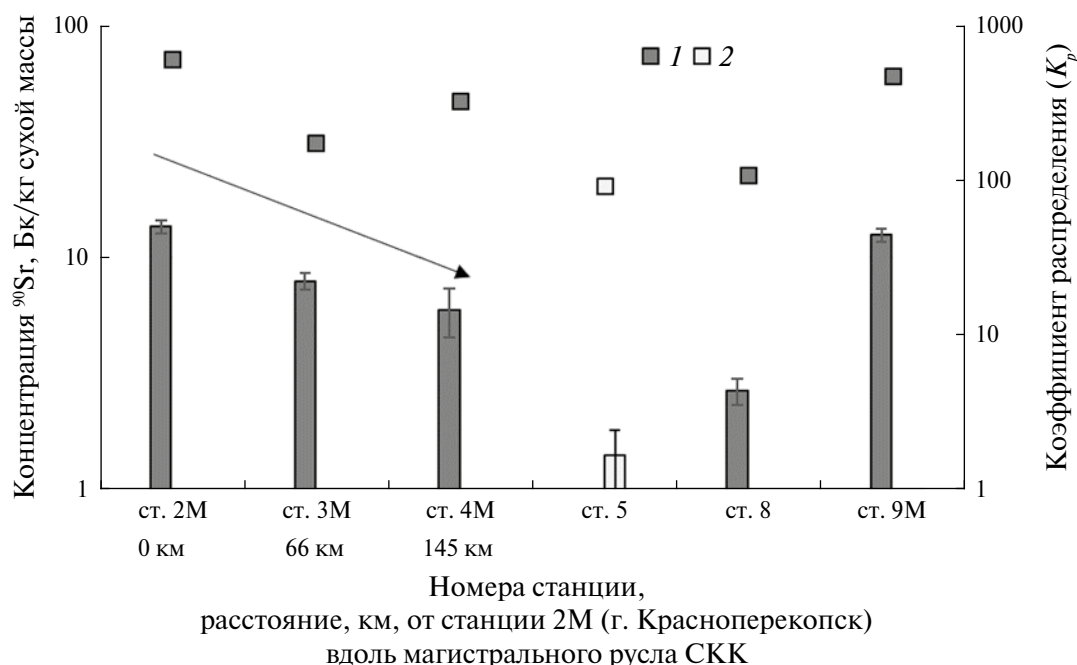


Рис. 4. Концентрация ^{90}Sr в ДО СКК (серые столбцы) и почвах (белый столбец); коэффициенты распределения ^{90}Sr в ДО (1), в почвах (2).

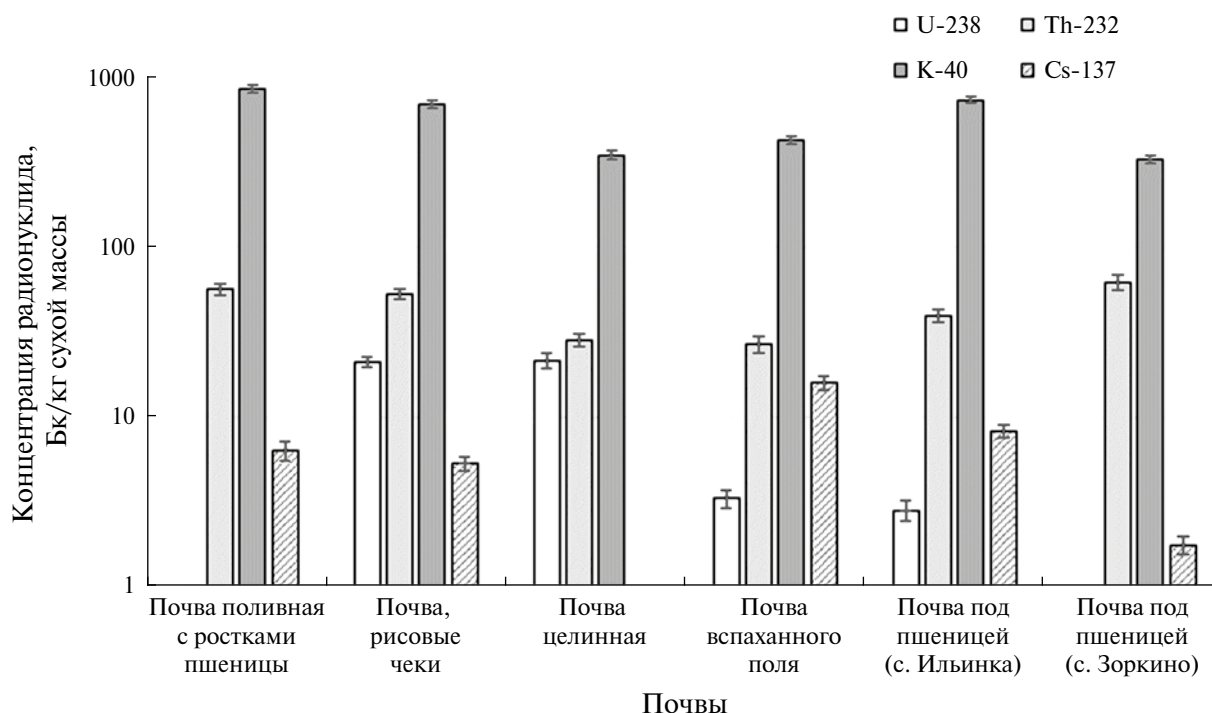


Рис. 5. Концентрация ^{137}Cs и природных радионуклидов в почвах.

исследований ДО Каркинитского залива в районе сброса вод с рисовых чеков.

Концентрация ^{137}Cs в ДО СКК была в диапазоне от 1.2 до 575.3 Бк/кг сухой массы (табл. 4).

Максимальный уровень концентрации ^{137}Cs в ДО наблюдался в ноябре 2022 г. в начале магистрального русла СКК (г. Красноперекосп) и был почти в 33 раза выше по сравнению со средним уровнем 1995 г. [14].

В ноябре 2022 г. наблюдались соизмеримые значения на ВВ в канале в том же районе отбора проб (табл. 2), что свидетельствует о том, что взвешенная фракция, поступающая с днепровской водой из Херсонской области в крымский участок СКК, является источником ^{137}Cs в ДО [18].

В августе 2023 г. максимальная концентрация ^{137}Cs (130.0 ± 9.0 Бк/кг сухой массы) измерена в ДО в отводном канале СКК в районе с. Ильинка (табл. 4). Это значение было в 4 раза ниже максимальных значений ^{137}Cs в ДО магистрального русла СКК в 2022 г. (табл. 4), что, видимо, свя-

зано с прекращением подачи днепровской воды в июне 2023 г. в русло канала после разрушения дамбы Каховского водохранилища.

Распределение удельной активности ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}U и ^{232}Th в почвах, отобранных вдоль русла СКК (табл. 4), показано на рис. 5.

Максимальная концентрация ^{137}Cs в почвах у русла СКК составила 15.8 Бк/кг, на поливных с/х землях уровни концентрации ^{137}Cs были в 2–3 раза ниже, чем в ДО (табл. 4, рис. 5). Концентрация ^{137}Cs с рисовых чеков и в почвах под с/х культурами остается на уровне значений 1992–1995 гг. [14]. Более низкие концентрации ^{137}Cs на орошаемых водой СКК почвах, по сравнению с целинными землями, объясняются различными факторами, такими как аккумуляция радионуклида почвой и выращиваемыми на ней культурами, а также агромелиоративными мероприятиями [14].

Наибольшие уровни концентрации природных радионуклидов в почвах были приурочены к радионуклиду ^{40}K (рис. 5), вместе с тем их содержание соответствовало фоновым значениям [2, 10].

Содержания природных ^{238}U и ^{232}Th в почвах (рис. 5) были сопоставимы со средним содержанием этих радионуклидов в литосфере [2]. Значения для ^{238}U были на 2–4 порядка, а для ^{232}Th — в 16–37 раз меньше санитарных норм, установленных НРБ-99/2009 [11].

Сельскохозяйственные культуры

Результаты исследования показали (рис. 6), что в бобах и зерне изучаемых с/х культур концентрации ^{137}Cs были в 3–19 раз и ^{90}Sr в 11 раз ниже значений ПДК, предъявляемых для пищевого зерна, а также в 10–57 и 80 раз соответственно ниже ПДК для фуражного зерна [22].

Определено (рис. 6), что в урожае 2023 г. концентрация ^{137}Cs в бобах гороха была в 5.5 раз выше концентрации этого радионуклида в зерне пшеницы. Это подтверждает тот факт, что бобовые культуры накапливают, как минимум, в 2 раза больше радионуклидов, чем зерновые.

Удельная активность ^{40}K в бобах гороха, зерне ячменя и пшеницы яровой были практически одинаковыми, независимо от района отбора проб. В зерне риса концентрация ^{40}K была в 2 раза ниже, что, вероятно, связано с особенностями агротехнологии и физиологии культуры

риса. Концентрация ^{40}K в зернах всех изучаемых культур, а также содержание ^{238}U и ^{232}Th в культурах риса и ячменя (рис. 6) находились в диапазоне величин, определяемых для наземных растений в биосфере [5].

Концентрирующая способность бобов гороха, зерен ячменя и пшеницы в отношении природных ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th и искусственного радионуклида ^{137}Cs из орошаемых почв представлена в табл. 5.

Наибольший $K_p (n \times 10^1)$ отмечен для ^{137}Cs в бобах гороха. Исследования показали (табл. 5), что накопление радионуклидов в урожае с/х культур зависело от вида культур и характеристики изучаемых радионуклидов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В 2022 г. уровни концентрации ^{90}Sr в днепровской воде магистрального русла СКК соответствовали таковым в 1986–1987 гг., в 2023 г. превышали доаварийные уровни в 5–10 раз. ^{137}Cs в воде СКК в основном находился на взвешенном веществе (521.9 Бк/кг сухой массы). Результаты настоящих исследований показали, что спустя 37 лет после аварии на ЧАЭС днепровские воды, протекающие по СКК, все еще являются радио-

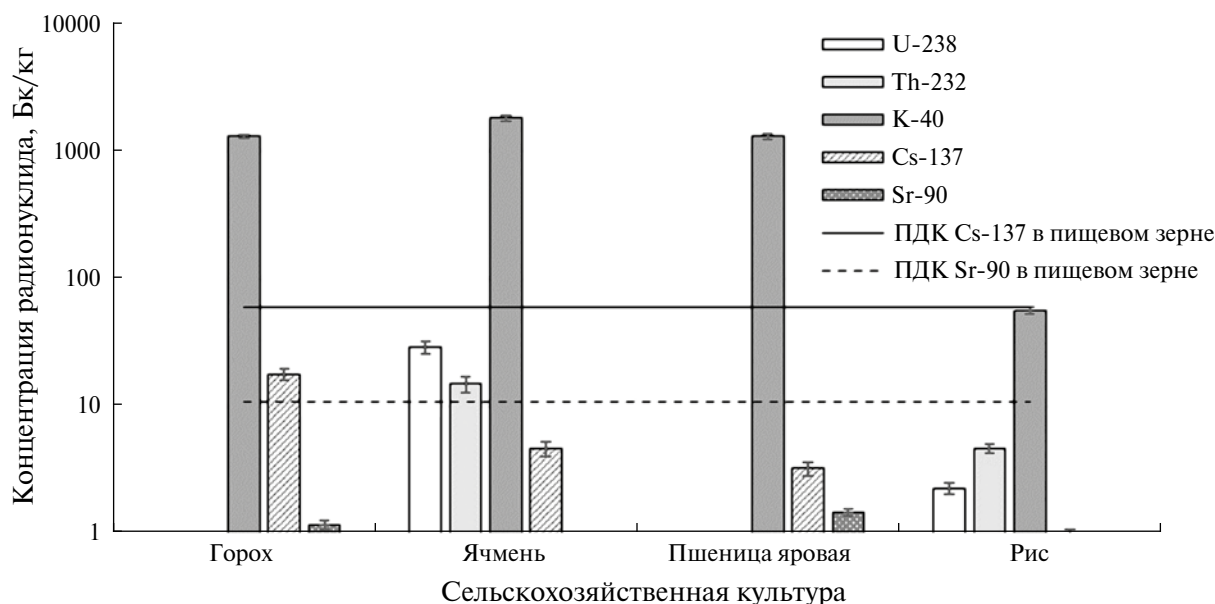


Рис. 6. Содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и природных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур, орошаемых водой СКК.

Таблица 5. Коэффициент распределения K_p радионуклидов между культурами и почвой

Культура	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Горох	—	—	$n \times 10^0$	$n \times 10^1$
Ячмень	—	$n \times 10^{-1}$	$n \times 10^0$	$n \times 10^0$
Пшеница	—	—	$n \times 10^0$	$n \times 10^0$

экологическим фактором, обеспечивающим вторичное поступление поставарийных (^{90}Sr , ^{137}Cs) радионуклидов из зоны ЧАЭС по р. Днепр через СКК на территорию Крыма. По прогнозным оценкам получено, что при возобновлении подачи днепровской воды в СКК снижение концентрации ^{90}Sr в воде канала до доаварийного уровня произойдет к 2053 г.

В гидробионтах наибольшие концентрации отмечены для искусственного радионуклида ^{90}Sr (в 2022 г. — в моллюске *Anodonta sp.*, в 2023 г. — в рдесте пронзеннолистном). Эти концентрации на порядок превышали таковые для этих гидробионтов, отмечаемые в СКК и Каховском водохранилище в 1992–1994 гг., что свидетельствует о значительном вторичном поступлении ^{90}Sr на территорию Крыма с днепровской водой по руслу СКК после его открытия в 2022 г. Диапазон коэффициентов накопления (K_n) ^{90}Sr для гидробионтов СКК изменялся в следующих пределах: $n \times 10^1$ – $n \times 10^3$ — для водных растений; $n \times 10^2$ – $n \times 10^4$ — для моллюсков; $n \times 10^1$ — для рыб.

В период 2022–2023 гг. концентрация ^{137}Cs в ДО СКК как в магистральном русле, так и в отводных каналах была в 6–33 раз выше по сравнению со средним уровнем 1995 г., что свидетельствует о непосредственном вкладе взвешенного вещества днепровской воды в поступление ^{137}Cs в донные отложения канала. Концентрация ^{137}Cs с рисовых чеков и в почвах под с/х культурами остается на уровне 1992–1995 гг. Удельная активность ^{90}Sr в ДО СКК и поливных почвах вдоль канала была незначительной, на порядок ниже, чем в 1992–1994 гг. Определена скорость перехода ^{90}Sr из воды в ДО СКК, которая составляет 2.2 Бк/кг сухой массы в месяц. Время перехода растворенных загрязнителей различной природы из воды в ДО СКК составляет ≤ 6 мес. с момента подачи днепровской воды по руслу канала.

Уровни удельной активности природных радионуклидов (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) в почвах и культурах сельхозугодий Крыма, орошаемых водой из СКК, соответствовали уровням для естественной природной среды.

Определено, что в урожае всех изучаемых с/х культур концентрации ^{137}Cs были в 3–19 раз и ^{90}Sr — в 11 раз меньше ПДК, предъявляемых для пищевого зерна, а также в 10–57 раз и 80 раз соответственно ниже ПДК для фуражного зерна.

Прогнозные оценки, основанные на анализе результатов, полученных в 2022–2023 гг., в отношении загрязнения и распределения искусственных (^{90}Sr и ^{137}Cs) и природных (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) радионуклидов в водной экосистеме СКК, наземных экосистемах орошаемых полей, свидетельствуют, что, как минимум, в течение 10 лет после поступления днепровской воды с такими же уровнями содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs возможно проводить успешное развитие поливного сельского хозяйства в Крыму; т. е. восстановление работы СКК для подачи днепровской воды в Крым (после подрыва плотины на Каховской ГЭС) необходимо и безопасно для развития с/х в Крыму.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агеева Т.Н., Шашеева Т.П., Щур А.В. Оценка радиологической ситуации на пойменных лугах рек Днепр и Сож на территории Могилевской области // Вестн. Белорусской гос. сельскохозяйственной акад. 2016. С. 96–99.
2. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. Вып. 7. С. 555–571.
3. Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю., Лазоренко Г.Е., Егоров В.Н., Трапезников А.В., Сидоров И.Г., Проскурнин В.Ю., Поповичев В.Н., Бей О.Н., Родина Е.А. Современная радиологическая ситуация, связанная с режимом функционирования Северо-Крымского канала // Радиационная биология. Радиозэкология. 2016. Т. 56. № 6. С. 647–654.
4. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К., Басс Я.И. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. К.: Наукова думка, 1989. 216 с.

5. *Добровольский В.В.* Основы биогеохимии: Учебник для студентов высших учебных заведений. М.: Академия, 2003. 400 с.
6. *Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Коротков А.А.* Радиоэкологические исследования Крымского региона после аварии на Чернобыльской АЭС // Актуальные вопросы развития инновационной деятельности в государствах с переходной экономикой. Симферополь: СОНАТ, 2001. С. 59–63.
7. *Иванов В.В.* Экологическая геохимия элементов: Справочник. Кн. 1. М.: Недра, 1994. 304 с.
8. *Иванова Л.М.* Метод одновременного определения стронция-90, цезия-137 и церия-144 в морской воде // Радиохимия. 1967. Т. 9. № 5. С. 622–633.
9. *Кулебакина Л.Г.* Миграция радионуклидов из чернобыльской зоны в мелиоративные системы юга Украины // Материалы нац. конф. “Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС”. К.: СОПС АНУ, 1991. С. 179–183.
10. *Минеев В.Г.* Агрохимия. Учебник. М.: МГУ, Колос, 2004. 720 с.
11. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы СанПин 2.6.1.2523-09. Утв. Постановлением Главного гос. сан. врача РФ от 7 июля 2009 года № 47.
12. Об Общегосударственной программе снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС и превращения объекта “Укрытие” на экологически безопасную систему ВР Украины Программа. Закон от 15.01.2009 № 886-VI. Действует с 01.01.2019. <http://zakon.rada.gov.ua/go/886-17> (дата обращения: 24.11.2023)
13. *Перельман А.И.* Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М.: Недра, 1972. 424 с.
14. *Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Стокозов Н.А., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Поповичев В.Н., Коротков А.А., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В., Малахова Л.В.* Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию // Под ред. Г.Г. Поликарпова, В.Н. Егорова. Севастополь: ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. 667 с.
15. *Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Коротков А.А., Мирзоева Н.Ю.* Роль взвешенного вещества и донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала в миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ // Докл. НАН Украины. 1995. № 7. С. 135–139.
16. *Поповичев В.Н.* Содержание ^{137}Cs и ^{40}K в объектах внешней среды северо-западной части Крыма // Тез. докл. II-го Радиобиологического съезда. К.: Пушино, 1993. Ч. 3. С. 827–828.
17. *Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Дробот П.И., Кленус В.Г., Насвит О.И.* Радиоактивное загрязнение днепровских водохранилищ в результате аварии на ЧАЭС (1986–1987 гг.) // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. 1989. С. 9–16.
18. *Сидоров И.Г., Мирошниченко О.Н., Мирзоева Н.Ю., Мосейченко И.Н., Вахрушев М.О.* ^{137}Cs в водной экосистеме Северо-Крымского канала по результатам экспедиционных исследований 2022–2023 гг. // Актуальные вопросы водных и прибрежных экосистем. Сб. материалов всерос. конф., посвященной 90-летию со дня рождения О.Г. Миронова. Севастополь: ФИЦ ИнБЮМ, 2023. С. 33–34.
19. *Соколов А.А.* Гидрография СССР (Воды суши). Л.: Гидрометеиздат, 1964. 535 с.
20. *Сологуб Э.В., Бусько Е.Г.* Оценка радиоактивного воздействия на отдельные компоненты биоты по уровню загрязнения радионуклидами озер различного типа Гомельской области // Сучасні виклики і актуальні проблеми науки, освіти та виробництва. 2020. С. 44.
21. Теракт на Каховской ГЭС: какие угрозы он создал Крыму. <http://rg.ru/2023/06/08/tech...?ysclid=lpqm3gwhes694395428> (дата обращения: 27.11.2023)
22. ТР ТС 015/2011. Технический регламент Таможенного союза о безопасности зерна (с изменениями 2023 г.) <https://mskstandart.ru/upload/file/015-2011-o-bezopasnosti-zerna.pdf?ysclid=ltiqis9a71340288946> (дата обращения: 08.03.2024)
23. *Ягодин Б.А., Жуков Ю.П., Кобзаренко В.И.* Агрохимия. М.: Колос, 2002. 584 с.
24. *Alokhina T., Gudzenko V.* Distribution of radionuclides in modern sediments of the rivers flowing into the Dnieper-Bug Estuary. 2021.
25. *Audi G., Kondev F.G., Wang M., Huang W.J., Naimi S.* The NUBASE2016 evaluation of nuclear properties // Chinese Phys. C. 2017. V. 41. № 3. P. 030001.
26. *Beresford N., Fesenko S., Konoplev A., Skuterud L., Smith J.T., Voigt G.* Thirty years after the Chernobyl accident: what lessons have we learnt? // J. Environ. Radioact. 2016. V. 157. P. 77–89.
27. *Boilley D., Pigrée A., Barbey P.* Chernobyl heritage and the E-40 trans-Europe waterway // Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest. 2020.
28. *Gulin S.B., Mirzoyeva N.Y., Egorov V.N., Polikarpov G.G., Sidorov I.G., Proskurnin V.Y.* Secondary ra-

- dioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 124. P. 50–56.
29. *Harvey B.K., Ibbett R.D., Lovett M.B., Williams K.J.* Analytical procedures for the determination of strontium radionuclides in environmental materials. № МАFF-AEPAM-5. Ministry of Agriculture. 1989.
 30. IAEA. Catalogue for reference materials and inter-comparison exercises 1998/1999. Analytical Quality Control Services. Vienna: IAEA, 1998. 64 p.
 31. IAEA/MEL/61 Report on the Intercomparison RUN IAEA-315 Radionuclides in marine sediment 1992–1996 / *Eds S. Ballestra, H. Pettersson, J. Gastaud, P. Parsi, D. Vas.* Vienna: IAEA, 1998. 93 p.
 32. Instrument description “Quantulus 1220”. LKB Wallac, Pharmacia Wallac Oy. 1989. 350 p.
 33. *Karachev I.I., Geets V.I., Nagovitsina L.I., Sikorenko-Gusar V.V., Varbanets A.N., Sorokobatkina V.D.* Expose doses to population due to radiocaesium migration through ecological chain including water–sediment–fish–man // Seminar of IUR Soviet branch “Radiocology and counter–measures”. Kiev: Acad. Sci. Uk. SSR, 1991. 16 p.
 34. *Miroshnichenko O.N., Mirzoeva N.Yu., Sidorov I.G.* ^{137}Cs in abiotic components of ecosystems of the Crimean salt lakes: sources of inflow, features of distribution and elimination // *Fundamental and Applied Limnol.* 2022. V. 195. № 4. P. 275–295.
 35. *Mirzoyeva N.Yu., Arkhipova S.I., Kravchenko N.V.* Sources of inflow and nature of redistribution of ^{90}Sr in the salt lakes of the Crimea // *J. Environ. Radioact.* 2018. V. 188. P. 38–46.
 36. *Mirzoeva N.Yu., Arkhipova S.I., Proskurnin V.Yu., Miroshnichenko O.N., Moseichenko I.N.* Features of ^{90}Sr behavior in Crimean lakes with different salinity of their water environment // *Acta Geochim.* 2022. V. 42. P. 89–102.
 37. *Mirzoyeva N.Yu., Egorov V.N., Polikarpov G.G.* Distribution and migration of ^{90}Sr in components of the Dnieper River basin and the Black Sea ecosystems after the Chernobyl NPP accident // *J. Environ. Radioact.* 2013. V. 125. P. 27–35.
 38. *Mirzoeva N., Shadrin N., Arkhipova S., Miroshnichenko O., Kravchenko N., Anufrieva E.* Does salinity affect the distribution of the artificial radionuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs in water of the saline lakes? A case of the Crimean Peninsula // *Water.* 2020. V. 12. 349.
 39. *Mirzoeva N., Tereshchenko N., Korotkov A.* Artificial Radionuclides in the System: Water, Irrigated Soils, and Agricultural Plants of the Crimea Region // *Land.* 2022. V. 11. Iss. 9. 1539.
 40. *Sato H., Gusyev M., Veremenko D., Laptev G., Shibasaki N., Zheleznyak M., Kirieiev S., Nanba K., Onda Yu.* Evaluating changes in radionuclide concentrations and groundwater levels before and after the cooling pond drawdown in the Chornobyl Nuclear Power Plant vicinity // *Sci. Total Environ.* 2023. V. 872. P. 161997.
 41. *Talerko M., Garger E., Lev T., Nosovskyi A.* Atmospheric Transport of Radionuclides Initially Released as a Result of the Chernobyl Accident // *Behavior of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl.* Singapore: Springer Nature Singapore Pte Ltd., 2020. P. 3–75.

**Artificial (^{90}Sr , ^{137}Cs) and natural (^{40}K , ^{232}Th and ^{238}U) radionuclides
in the Dnieper water of the North Crimean Canal and irrigated agricultural lands
along it (2022–2023)**

N. Yu. Mirzoeva^a, O. N. Miroshnichenko^{a,*}, I. G. Sidorov^a, I. N. Moseichenko^a, S. I. Arkhipova^a

*^aA.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS
Sevastopol, 299011 Russia*

**e-mail: oksaniya_89@mail.ru*

Based on the results of research conducted in 2022–2023, the radioecological state of the aquatic ecosystem of the North Crimean Canal (NCC) was assessed in relation to long-lived artificial (^{90}Sr , ^{137}Cs) and natural (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th) radionuclides. The role of Dnieper water, which was re-supplied to Crimea in 2022 via the NCC, in the transfer of artificial and natural radionuclides to irrigated agricultural land in this region was also studied. Standard methods of radiochemical processing of samples, as well as beta and gamma spectrometry, accepted in world practice, were used. It was found that 37 years after the Chernobyl accident, Dnieper water remains a source of secondary supply of ^{90}Sr (up to 427.2 Bq/m³ in dissolved form) and ^{137}Cs (up to 521.9 Bq/kg of suspended solids) through the NCC to the territory of Crimea. The completed forecast showed that, at least for 10 years after the arrival of the Dnieper water with the same levels of activity concentration of ^{90}Sr and ^{137}Cs , which were determined in 2022–2023, the development of irrigated agriculture in the Crimea will be radiation-safe.

Keywords: the North Crimean Canal, the Chernobyl NPP accident, the Dnieper River, artificial and natural radionuclides, irrigated soils, irrigation plants, forecast.

УДК 502.55

ИСЧИСЛЕНИЕ ВРЕДА ВОДНЫМ ОБЪЕКТАМ ПРИ СБРОСЕ СТОЧНЫХ ВОД С ПОВЫШЕННЫМ СОДЕРЖАНИЕМ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

© 2025 г. К. В. Крутикова^{a, b, *}, Л. И. Ушакова^a

^a УрФУ им. Первого Президента России Б.Н. Ельцина, Екатеринбург, 620002 Россия

^b АНО “Судебно-экспертное агентство”, Москва, 107031 Россия

*e-mail: k.v.krutikova@urfu.ru

Поступила в редакцию 05.02.2024 г.

После доработки 13.08.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

Сформирован перечень положений методики исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства, требующих уточнения с целью создания полноценного действенного механизма возмещения вреда. Перечислены недостаточно урегулированные вопросы определения некоторых элементов расчета вреда, чаще всего являющиеся предметом спора в судебных разбирательствах. Приведены примеры неоднозначного применения норм методики для расчета отдельных показателей различными участниками процесса возмещения вреда водному объекту. Сделаны выводы о необходимости упорядочивания процедур осуществления контроля сброса сточных вод, исчисления и возмещения вреда водному объекту.

Ключевые слова: водный объект, сброс сточных вод, возмещение вреда, нарушение водного законодательства, норматив.

DOI: 10.31857/S0321059625030112 EDN: SYFPFB

ВВЕДЕНИЕ

Возмещение вреда водным объектам при нарушении водного законодательства сбросом сточных вод с повышенным содержанием загрязняющих веществ осуществляется в соответствии с законодательно установленным порядком. Вред должен быть возмещен в случае установления факта причинения вреда органами Росприроднадзора. Исчисление размера вреда обеспечивается Методикой исчисления размера вреда (Методика), причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства [9].

Порядок исчисления вреда, заложенный в Методику, предполагает необходимость определения фактического качества сбрасываемых сточных вод за определенный период. Исходной информацией для этого служат данные химического анализа проб сточных вод, отбираемых в ходе проведения контрольных мероприятий со стороны Росприроднадзора. От качества формируемой при этом документации зависит возмож-

ность достоверного исчисления размера вреда, предъявляемого к возмещению.

Практика применения Методики свидетельствует о фактически ничтожном возмещении вреда в добровольном порядке. На сегодняшний день наблюдается внушительное количество затяжных судебных разбирательств, суть которых — возможность оспаривания причинителем вреда суммы рассчитанного вреда, обусловленная неоднозначным трактованием некоторых норм Методики [1, 2]. Причем некоторые положения Методики допускают различный взгляд на определение некоторых показателей при расчете вреда не только со стороны истца и ответчика, но и со стороны различных территориальных органов власти.

Далее рассмотрены примеры противоречивой практики применения Методики при выставлении требований о возмещении вреда водным объектам сбросом сточных вод с повышенным содержанием загрязняющих веществ, сформировавшейся за последние два года.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФАКТИЧЕСКОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В СТОЧНЫХ ВОДАХ

Фактическая концентрация определяется по данным количественного химического анализа проб сточной воды, сброс которой осуществляется на основе решения о предоставлении водного объекта в пользование.

Новацией судебной практики 2023 г. были отказы в удовлетворении исковых требований о возмещении вреда водному объекту по причине неправильности процедур контроля качества сточных вод с превышением норматива. Суды различных инстанций пришли к выводу о недопустимости использования данных о составе сточных вод, отобранных в месте, не соответствующем месту, закрепленному в разрешительной документации, которое и является местом фактического воздействия на водный объект [4, 6].

Спорный момент в данном случае состоит в том, что годами устоявшееся место отбора проб сточной воды, в которой фиксируется превышение нормативов (причинение вреда), — колодцы на выходе сточных вод с очистных сооружений (позволяющие безопасно произвести отбор проб сточных вод), в то время как место фактического пользования водным объектом при сбросе сточных вод с повышенным содержанием загрязняющих веществ — это выпуск сточных вод в водный объект. Координаты места выпуска зафиксированы в решении о предоставлении водного объекта в пользование. Зачастую расстояние между указанными точками составляет сотни метров, иногда расстояние может быть > 10 км. Место выпуска сточных вод непосредственно в водный объект не оборудовано для отбора пробы именно сточной воды, поэтому такой отбор не представляется возможным. Как правило, в этом месте отбираются пробы природной воды водного объекта (результаты анализа которой в дальнейшем при исчислении вреда не используются). При отборе проб используется оборудование, фиксирующее координаты места отбора проб. В соответствии с нормативными документами указание координат точки отбора в акте (протоколе) отбора — обязательное условие. Вследствие этого

в ходе судебного разбирательства выявляется значительное несоответствие точки контроля со стороны государственного органа и точки, в которой должен осуществляться контроль в соответствии с разрешительной документацией, которая также является точкой фактического водопользования.

Участникам процесса предстоит урегулировать процедуру контроля качества сбрасываемых сточных вод, поскольку складывающаяся судебная практика формирует возможности для повсеместного уклонения от возмещения фактически причиненного вреда водным объектам.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФОНОВОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ

Порядок расчета вреда предусматривает необходимость определения фоновых концентраций загрязняющих веществ в воде водного объекта, которому причиняется вред. Действующее водохранилище законодательство опирается на тезис: “Установление факта превышения в сточных водах нормативов допустимых сбросов свидетельствует о причинении вреда водному объекту, независимо от показателей фоновых проб [1]”; т. е. для установления факта нарушения водного законодательства фоновая концентрация не используется, так зафиксировано в опубликованном обзоре судебной практики по подобным делам [4]. Однако для исчисления размера вреда фоновая концентрация требуется в обязательном порядке в соответствии с положениями Методики для определения значения коэффициента Киз.

Порядок определения показателей фоновых проб при исчислении вреда не урегулирован. Методика не содержит положений относительно способа определения фоновых концентраций. В ряде постановлений и решений судов различных инстанций имеется ссылка на письмо Центрального аппарата Росприроднадзора от 17.02.2020 № СР-09-01-31/4794 о направлении в территориальные органы Росприроднадзора методических указаний по расчету размера вреда. В открытом доступе такое письмо отсутствует, из текста судебных решений усматривается позиция

Росприроднадзора о том, что для определения фоновой концентрации необходимо направлять официальный запрос в органы Росгидромета. Однако все большее распространение в судебной практике имеет способ определения фоновых концентраций по результатам химического анализа проб природной воды, отобранных выше по течению от выпуска сточных вод. При этом различные органы Росприроднадзора по-разному составляют программу проведения измерений относительно протяженности участка между фоновым и контрольным створом. Например, в решении по делу № А50-23042/2022 [5] указаны значения “1000 м выше места сброса сточных вод”, в постановлении по делу № А64-8616/2021 [7] “30 м выше по течению”.

Нормативные документы [10–12], регулирующие порядок установления фонового створа, говорят о необходимости обоснования отсутствия влияния сброса сточных вод в фоновом створе. Во всех указанных документах предполагается установление фонового створа на расстоянии ≥ 500 м для малых рек и 1 км для больших и средних рек. Таким образом, случаи отбора проб в фоновом створе < 500 м — одни из спорных моментов в судебном разбирательстве.

Дополнительный спор может развиваться относительно количества отобранных фоновых проб. Методика устанавливает необходимость для исчисления вреда ≥ 3 проб сточной воды для определения фактических концентраций загрязняющих веществ, относительно же количества проб фоновой концентрации никаких указаний методикой не предусмотрено.

Рекомендациями Р 5 2.24.353-2012 “Отбор проб поверхностных вод суши и очищенных сточных вод” [10] предусмотрено, что “для организаций, осуществляющих наблюдение и контроль качества поверхностных вод суши и очищенных сточных вод, идентификацию источников загрязнения” устанавливаются два створа: один из них располагают выше источника загрязнения, другой — ниже источника (или группы источников) загрязнения; т. е. при контроле качества очищенных сточных вод и идентификации источников загрязнения (при каждом отборе проб сточной воды) должны

отбираться в том числе и фоновые пробы. Однако некоторые результаты анализа проб могут быть признаны судом недостоверными, например — в результате нарушения порядка отбора, консервации, хранения, анализа проб. В таких случаях спор между ответчиком и истцом заключается в невозможности исчисления вреда вообще, поскольку без учета фоновых концентраций за тот же период, за который рассчитывается фактическая концентрация сброса загрязняющего вещества с превышением допустимого уровня, невозможно определить коэффициент Киз. Если фоновая концентрация определяется по результатам химического анализа проб природной воды в фоновом створе (а не по данным Росгидромета), то срок, за который определяется фоновая концентрация, должен совпадать со сроком выявленного нарушения, значит, как минимум, даты первой и последней проб воды в фоновом створе должны совпадать с датами отбора первой и последней проб сточной воды, общее количество которых должно быть ≥ 3 .

Отбор проб осуществляется специалистами лабораторий на основании заявок на отбор проб, формируемых органами Росприроднадзора, где отсутствует четкая программа отбора проб. Конкретное место отбора проб назначается на усмотрение специалиста, отбирающего пробу. В ситуации, когда место отбора фоновой пробы не соответствует указанным нормативным документам при отсутствующем должном обосновании, результаты анализа таких проб являются предметом законного спора между истцом и ответчиком, что снижает вероятность возмещения вреда виновным лицом.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОЭФФИЦИЕНТА, УЧИТЫВАЮЩЕГО ИНФЛЯЦИОННУЮ СОСТАВЛЯЮЩУЮ ЭКОНОМИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ

Один из элементов расчета вреда — коэффициент, учитывающий инфляционную составляющую. Согласно Письму Росприроднадзора от 25.01.2019 № РН-03-02-31/2865 “О коэффициенте Кин при расчете размера вреда” [13], для расчета коэффициента правомерно использовать данные, приведенные на официальном сай-

те Минэкономразвития; в письме от 01.07.2019 № 19-47/15092 “О применении коэффициента при исчислении вреда, причиненного водному объекту” [14] Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации разъяснило, что для расчета коэффициента Кин необходимо использовать данные, приведенные Минэкономразвития России в прогнозах социально-экономического развития Российской Федерации (приложение “Дефлятор базовый”, данные берутся из строки “Инвестиции в основной капитал за счет всех источников финансирования”).

Несмотря на достаточно четкий порядок определения коэффициента, судебная практика свидетельствует о систематическом споре относительно значения этого коэффициента. Проблема заключается в том, что публикуемые Минэкономразвития России прогнозные данные об индексах-дефляторах на конкретный период корректируются по мере истечения этого периода. При каждом новом расчете требуется использование актуальных данных на момент расчета. Причем на момент формирования требования о возмещении вреда может действовать одно значение индекса-дефлятора, которое теряет свою актуальность к моменту судебного разбирательства. Тем не менее бывают случаи, когда один и тот же орган Росприроднадзора при исчислении вреда на систематической основе использует некорректное (недействующее на дату расчета) значение коэффициента, необходимое для периода причинения вреда. В таких случаях значение коэффициента может быть уточнено судом с дальнейшим уточнением исковых требований. При проведении судебной экспертизы по проверке правильности расчета размера вреда в ходе судебного разбирательства, если выявлено несоответствие расчета, произведенного в судебном требовании, нормам методики, при новом правильном расчете может быть использовано уже новое значение коэффициента.

Подобные случаи некорректного расчета, осуществляемого органом власти, несомненно, должны быть исключены из процесса возмещения вреда для повышения эффективности механизма.

СНИЖЕНИЕ РАЗМЕРА ВРЕДА НА СУММУ ПРОИЗВЕДЕННЫХ ЗАТРАТ НА ПРЕДУПРЕЖДЕНИЕ СВЕРХНОРМАТИВНОГО СБРОСА

Методика исчисления вреда водному объекту допускает снижение размера вреда на величину фактических затрат на выполнение мероприятий по предупреждению сверхнормативного сброса загрязняющих веществ. Фактические затраты на выполнение мероприятий документально подтверждаются виновной стороной, а их обоснованность проверяется органом исполнительной власти, осуществляющим государственный контроль и надзор за использованием и охраной водных объектов.

Верховный суд разъясняет [8], что при определении размера причиненного окружающей среде вреда, подлежащего возмещению в денежной форме согласно таксам и методикам, должны учитываться понесенные лицом, причинившим соответствующий вред, затраты по устранению такого вреда. Порядок и условия учета затрат должны быть установлены органами исполнительной власти. На практике истец, ссылаясь на отсутствие утвержденного порядка рассмотрения обоснованности затрат, отказывает в зачете затрат [3]. Ответчик вправе требовать в суде оценки обоснованности затрат по направленности осуществленных мероприятий именно к затратам по предотвращению сверхнормативного сброса загрязняющих веществ. Вопрос решается, как правило, с привлечением экспертного мнения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Вред, причиняемый водному объекту вследствие нарушения водного законодательства, должен быть возмещен. Однако исчисление вреда должно быть достоверным. Методикой предусмотрен различный порядок исчисления вреда водным объектам при различных видах нарушений водного законодательства. Наиболее распространенные виды по количеству случаев и сумме возмещаемого вреда следующие:

- сброс сточных вод с повышенным содержанием загрязняющих веществ;
- аварийный разлив нефтепродуктов;

засорение акватории при погрузочно-разгрузочных работах.

Действующая методика вполне позволяет реализовать полноценный механизм возмещения вреда при сбросе сточных вод и засорении акватории. Большинство рассмотренных в статье проблем применения положений Методики могут быть устранены официальным опубликованием четкой позиции Росприроднадзора в письмах и разъяснениях. Очень важно упорядочить процедуры фиксации обстоятельств причинения вреда при проведении надзорных мероприятий. При этом четко закрепленным должен быть порядок установления точек отбора проб как сточной, так и природной воды. Должны быть полностью исключены случаи разных подходов к определению одних и тех же элементов расчета размера вреда различными органами одного ведомства.

Более серьезного совершенствования требует методический подход к исчислению вреда при разливе нефтепродуктов, поскольку спор между истцом и ответчиком зачастую вызывает неопределенность положений относительно выбора и обязательности применения каждого из перечисленных в Методике способов расчета массы попавших в водный объект нефтепродуктов [1].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Крутикова К.В. Вопросы судебной экологической экспертизы при возмещении вреда водным объектам в результате разлива нефтепродуктов // Теория и практика судебной экспертизы. 2022. Т. 17. № 4. С. 80–87.
2. Крутикова К.В., Морозова Е.Е. Практика применения методики исчисления размера вреда водным объектам при нарушении водного законодательства // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2018. № 4. С. 119–129.
3. Обзор судебной практики по вопросам применения законодательства об охране окружающей среды. Утв. Президиумом Верховного суда Российской Федерации 24 июня 2022 г.
4. Письмо Росприроднадзора от 25.01.2019 № РН-03-02-31/2865 “О коэффициенте Кин при расчете размера вреда”.
5. Письмо Минприроды России от 01.07.2019 № 19-47/15092 “О применении коэффициента при исчислении вреда, причиненного водному объекту”.
6. Постановление Арбитражного суда Уральского округа от 04.09.2023 № Ф09-4634/23 по делу № А34-14204/2021.
7. Постановление Арбитражного суда Уральского округа от 31 октября 2023 г. по делу № А50-23042/2022.
8. Постановление Восемнадцатого арбитражного апелляционного суда от 12.10.2023 № 18АП-12970/2023 по делу № А07-24735/2021.
9. Постановление Девятнадцатого арбитражного апелляционного суда от 31 мая 2023 г. по делу № А64-8616/2021.
10. Постановление Пленума Верховного Суда Российской Федерации № 49.
11. Приказ Минприроды России от 13 апреля 2009 г. № 87 “Об утверждении Методики исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства”.
12. Р 5 2.24.353-2012 “Отбор проб поверхностных вод суши и очищенных сточных вод”.
13. РД 52.24.309-2011 “Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши”.
14. РД 52.24.622-2019 “Порядок проведения расчета условных фоновых концентраций химических веществ в воде водных объектов для установления нормативов допустимых сбросов сточных вод”.

Calculation of damage to water bodies during the discharge of wastewater with a high content of pollutants

K. V. Krutikova^{a, b, *}, L. I. Ushakova^a

^a*Ural Federal State University named after the First President of Russia B.N. Yeltsin, Yekaterinburg, 620002 Russia*

^b*ANO "Forensic Expert Agency", Moscow, 107031 Russia*

^{*}*e-mail: k.v.krutikova@urfu.ru*

The article contains a list of provisions of the methodology for calculating the amount of damage caused to water bodies as a result of violations of water legislation, which require clarification in order to create a full-fledged effective mechanism for harm prevention. The insufficiently settled issues of determining some elements of the calculation of damage, which are most often the subject of dispute in court proceedings, are listed. Examples of ambiguous application of the norms of the methodology for calculating individual indicators by various participants in the process of compensation for damage to a water body are given. Conclusions are drawn about the need to streamline procedures for monitoring wastewater discharge, calculating and compensating for damage to a water body.

Keywords: water body, wastewater discharge, compensation for damage, violation of water legislation, regulation.

УДК 577.472

ДИАТОМОВЫЕ ВОДОРОСЛИ МИКРОПЕРИФИТОНА ВОДОЗАБОРНОГО ТОННЕЛЯ ТЭЦ-2 г. ВЛАДИВОСТОКА¹

© 2025 г. А. А. Бегун^{a, *}, А. Ю. Звягинцев^{a, **}, С. И. Масленников^{a, b, ***}

^aНациональный научный центр морской биологии им. А. В. Жирмунского ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

^bДальневосточный федеральный университет, пос. Аякс Приморского края, о. Русский, 10690922 Россия

*e-mail: andrejbegun@yandex.ru,

**e-mail: ayzyuyagin@gmail.com,

***e-mail: 721606@mail.ru

Поступила в редакцию 03.05.2023 г.

После доработки 01.12.2023 г.

Принята к публикации 27.11.2023 г.

В рамках эксперимента по изучению биоты в условиях морских техноэкосистем впервые исследован видовой состав и количественное обилие диатомового микроперифитона в водозаборном тоннеле Владивостокской ТЭЦ-2. На основании современных методов анализа альгофлоры, включая сканирующую электронную микроскопию, идентифицировано 49 видов микроводорослей из класса Bacillariophyceae. На поверхности макрообрастания водозаборного тоннеля отмечено относительно высокое количественное обилие микроперифитона (максимальная плотность $17.4 \pm 2.5 \times 10^6$ кл. см⁻², биомасса 56.3 ± 9.8 мг·см⁻¹). Доминирующее положение занимали преимущественно бентосные диатомовые водоросли, адаптированные к миксотрофному метаболизму. Количественное обилие диатомового микроперифитона в разных участках водозаборного тоннеля различалось достаточно существенно (в 3–6 раз) и обуславливалось локальными гидродинамическими условиями.

Ключевые слова: ВТЭЦ-2, техноэкосистема, водозаборный тоннель, диатомовые водоросли, микроперифитон.

DOI: 10.31857/S0321059625030123 **EDN:** SYFFVM

ВВЕДЕНИЕ

Сообщества гидробионтов водоемов-охлаждающих энергетических станций — причина ряда биологических помех в работе оборудования, среди которых особое место занимают системы охлаждения промышленных предприятий. Сообщество микроперифитона, состоящее преимущественно из бентосных диатомовых водорослей, является важнейшим автотрофным компонентом морского обрастания и оперативным индикатором изменения абиотических условий среды. Наряду с бактериями, диатомовые водоросли выполняют функцию первичного органического субстрата для формирования морского обрастания, отличаются нетребовательностью к световому и температурному режиму и способны выживать в экстремальных условиях среды.

При изучении водозаборов энергетических станций основное внимание уделялось исследованиям видового состава и структуры сообществ фитопланктона [16, 17, 22]. Достаточно хорошо исследован микроперифитон в техноэкосистемах водозаборов тепловых и атомных электростанций, расположенных на континентальных водоемах с замкнутым типом охлаждения [8, 10]. В то же время микроперифитон в системах охлаждения морских электростанций с проточным типом охлаждения остается на сегодняшний день почти неисследованным. Известна лишь одна работа [29], посвященная противообращающим технологиям в системах водяного охлаждения некоторых морских электростанций Японии, в которой, наряду с макрообрастанием, анализировался состав бактериально-диатомовой пленки.

В 2001–2002 г. научным коллективом Института биологии моря ДВО РАН был организован эксперимент по изучению трансформации морской биоты под воздействием техноэкосисте-

¹ Исследование выполнено в рамках государственного задания № 124021900009-6 и при частичной финансовой поддержке Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (проект 169-15-2023-002)

мы Владивостокской ТЭЦ-2 (далее – ВТЭЦ-2), связанной с водами бух. Сухопутной Японского моря. В результате была показана специфика видового и количественного развития различных групп гидробионтов, а также установлено нахождение новых видов-вселенцев на разных стадиях натурализации [5, 7]. Позднее были выявлены изменения количественной структуры фитопланктона при кратковременном прохождении через систему водоохлаждения ВТЭЦ-2, что выражалось в специфике видового состава и аномальном удлинении вегетационного сезона [14].

Одновременно с этим была начата разработка новых методов защиты от обрастания водозаборного тоннеля. Вызвано это неэффективностью проводимой ежегодно термообработкой тоннелей и необходимостью проводить механическую очистку от обрастания во время их осушки. Эти обстоятельства вызвали фундаментальный интерес исследовать микроперифитон в водозаборном тоннеле ВТЭЦ-2 как в специфическом биотопе с отсутствием солнечного света, активной гидродинамикой, а также регулярно проводимой термообработкой и механической очисткой поверхности тоннеля от макрообрастания.

Цель работы заключалась в изучении видового состава и количественного обилия диатомовых водорослей микроперифитона в условиях водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Водозаборный тоннель ВТЭЦ-2 начинается в водозаборном ковше, сообщаемом с бух. Сухопутной Уссурийского залива Японского моря, состоит из стальной трубы длиной 250 м, бетонного тоннеля длиной 970 м и заканчивается стальной трубой возле насосной станции ВТЭЦ-2 (рис. 1). Вода на электростанцию подается с помощью насосов. Входные отверстия в тоннеле станции защищены решеткой грубой очистки. При работе насосов вода нагревается и сбрасывается в локальную систему охлаждения обратно в водозаборный ковш. Вода в нем на 2–3°C выше фоновой, в результате чего в холодный период год от года происходит смещение сроков формирования ледостава в зависимости от погодных условий [14].

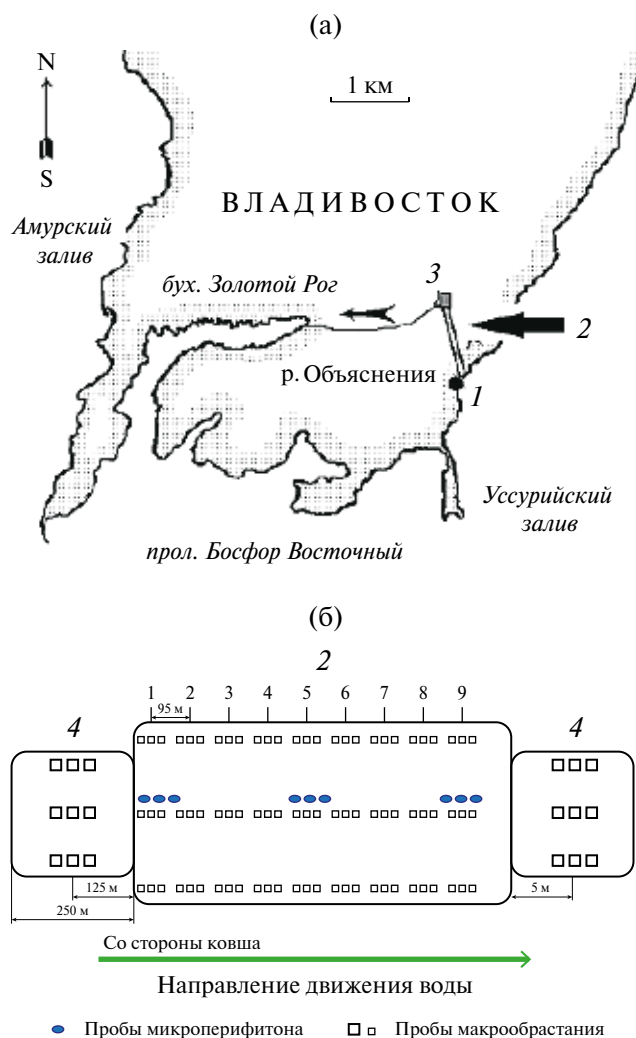


Рис. 1. а – картосхема района исследования, б – план-схема маршрута отбора проб в водозаборном тоннеле ВТЭЦ-2; 1 – водозабор, 2 – бетонный тоннель, 3 – система охлаждения электростанции, 4 – стальная труба.

Несмотря на достаточно простую геометрию водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 (рис. 1), движение воды внутри него происходит по довольно сложной схеме с образованием областей локальной концентрации касательных напряжений, водоворотных зон и поперечных циркуляций [7]. Сразу после выхода из стальной трубы, по которой вода подается в бетонный тоннель, струя постепенно расширяется на участке, соответствующем примерно его десяти диаметрам. В процессе расширения происходит формирование мощных кольцевых вихрей, охватывающих струю воды. Водоворотные зоны в зависимости от скорости потока могут простирались вниз по течению на

расстояние 40–50 диаметров тоннеля (80–100 м), что как раз соответствует начальной точке исследования перифитона. Далее, по мере движения воды к середине бетонной трубы и затем — к ее концу, гидростатическое давление значительно снижается, что способствует снижению влияния водоворотных зон на стенки тоннеля [7].

В тоннели охлаждения электростанции вода подается через фильтры, представляющие собой 4 вращающиеся стальные сетки с ячейкой диаметром 3 мм. Скорость потока в тоннелях системы охлаждения электростанции составляет 2 м/с [14], цикл прохождения ~2 мин. Вода, температура которой за это время повышается на 5–6°C, сбрасывается в р. Объяснения, и далее — в бух. Золотой Рог. Соленость отработанных вод колеблется в пределах 23.4–35.0‰, среднемесячная температура — 23.7°C. В зимний период с момента пуска ВТЭЦ-2 температура воды в

бух. Золотой Рог не опускается ниже 0°C и бухта не замерзает [7].

Пробы диатомового микроперифитона отбирали 5 мая 2015 г. с поверхности макрообрастания водозаборного тоннеля скребком с длиной лезвия 10 см с площадки (10×10 см) с трех участков, соответствующих началу, середине и концу тоннеля. Замер пройденного расстояния осуществлялся лазерным дальномером “Leica DISTO A8” (рис. 2). Для оценки статистической достоверности данных было отобрано по 3 пробы перифитона с каждого исследуемого участка. Расстояние между исследуемыми участками бетонного тоннеля составляло 380 м.

Камеральную и микроскопическую обработку материала проводили согласно методикам, описанным в монографии [11]. Соскобы микроперифитона промывали морской филь-



Рис. 2. а, б — процесс пробоотбора микроперифитона в бетонном тоннеле ВТЭЦ-2 на участке с мощным мидиевым обрастанием, в — приближенный фрагмент мидиевого обрастания на поверхности тоннеля, г — лазерный дальномер “Leica DISTO A8” на фоне макрообрастания.

трованной водой и сливали в специальные емкости. Полученные суспензии со смывами микроводорослей пропускали через капроновые фильтры “Nitex” (“Sefar”, Швейцария) с диаметром пор 20 микрон. Фракции этих смывов концентрировали методом осаждения до 4–5 мл. Для идентификации некоторых видов диатомей были использованы постоянные препараты и традиционные методы очистки панцирей, изготовленные по общепринятой методике [6] с применением “горячего” способа обработки (концентрированная серная кислота) и высокопреломляющей среды (канадский бальзам). При идентификации микроводорослей использовался световой микроскоп проходящего света “Olympus BX41”, объектив UPLanF1 100× /1/.30 (Япония). Видовой состав диатомовых водорослей уточнялся с помощью сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) “Sigma 300 VP” (Великобритания).

Подсчет клеток выполняли в камере “Сэдвик-Рафтер” (Sedgewick Rafter Counting cells) объемом 1 мл, плотность микроводорослей рассчитывали на один квадратный сантиметр поверхности субстрата (кл. см⁻²), биомассу — в миллиграммах на один квадратный сантиметр (мг см⁻²). Биомассу микроводорослей вычисляли объемным методом, используя собственные и литературные данные измерений объема клеток каждого вида, считая удельный вес диатомовых водорослей равным 1.2 мг мл⁻¹ [11]. Таксоны микроводорослей приведены в соответствии с международным интернет-ресурсом AlgaeBase в 2023 г. [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В процессе пробоотбора было установлено, что на всей внутренней поверхности водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 присутствует достаточно мощное сообщество макрообрастания с мозаичным характером распределения. Макрообрастание водозаборного тоннеля состояло преимущественно из мидии тихоокеанской *Mytilus trossulus* A. Gould, 1850 и устрицы гигантской *Magallana gigas* (Thunberg, 1793) (рис. 2). Максимального развития макрообрастание достигало в нижней части тоннеля, где доминировала тихоокеанская мидия. В верхней части тоннеля

как по биомассе, так и по плотности преобладали многощетинковые черви.

В микроперифитоне водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 зарегистрировано 49 видов и внутривидовых таксонов микроводорослей из класса Bacillariophyceae. Максимальное видовое богатство микроводорослей отмечено в начале тоннеля (48), минимальное — в середине (36), в конце — 40. По отношению к биотопу 7% всех видов являются планктонными, живущими в пелагиали, 23% — бенто-планктонными (тихопелагическими), способными обитать как в пелагиали, так и в бентали, и 70% — бентосными, связанными жизненным циклом с твердым или рыхлым субстратом. Среди них представлены как одиночноживущие (28 видов), так и колониальные (21) формы, как подвижные (35), так и прикрепленные (14). По отношению к солености воды в микроперифитоне преобладают эвригалинные виды, из них морские составляют 58%, солоноватоводно-морские — 30%, пресноводно-солоноватоводные — 12%. По отношению к pH среды все виды — алкалифилы. К типичным эпифитам и обрастателям твердых субстратов относятся 10 видов диатомовых водорослей, а 23 принадлежат к флоре песчаных и илистых грунтов (эпипсаммон и эпипелон), попавших в микроперифитон в период взмучивания вод.

Согласно фитогеографической характеристике, из всех встреченных микроводорослей 44% — космополиты, 14% — бореальные, 19% — тропическо-бореальные, 7% — аркто-бореальные и 16% — аркто-бореально-тропические. К индикаторам органического загрязнения относятся 15 видов, среди них 9 — β-мезосапробионты — индикаторы умеренно загрязненных органикой вод и 6 — α-мезосапробионты — индикаторы значительно загрязненных вод.

Количественный анализ микроперифитона на разных участках водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 показал, что общая плотность и биомасса микроводорослей были наиболее высокими и сравнительно близкими по значимости в середине тоннеля ВТЭЦ-2 ($N = 13.6 \pm 1.5 \times 10^6$ кл. см⁻², $B = 60.4 \pm 12.5$ мг см⁻¹) и в его конце ($N = 17.4 \pm 2.5 \times 10^6$ кл. см⁻², $B = 56.3 \pm 9.8$ мг см⁻¹) (рис. 3). В начале тоннеля количественные показатели

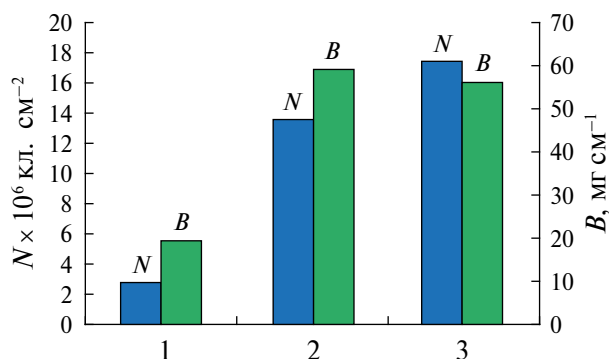


Рис. 3. Распределение общей плотности N и биомассы B в микроперифитоне разных участков водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2: 1 – начало тоннеля, 2 – середина, 3 – конец.

были в 3–6 раз ниже ($N = 2.78 \pm 0.5 \times 10^6 \text{ кл. см}^{-2}$, $B = 19.6 \pm 3.2 \text{ мг см}^{-1}$).

Доминирующее положение по плотности на поверхности всех исследованных участков водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 занимала бентосная диатомовая водоросль *Halammphora exigua* (W. Gregory) Levkov, 2009 ($4.07 \pm 2.5 \times 10^6$, $0.34 \pm 2.5 \times 10^6$ и $2.95 \pm 2.5 \times 10^6 \text{ кл. см}^{-2}$ соответственно), что составляло 18–26% общей плотности микроперифитона. В число субдоминантов входили диатомовые водоросли *Actinopterychus splendens* (Shadbolt) Ralfs, 1861, *Amphora proteus* W. Gregory, 1857, *Cocconeis stauroneiformis* H. Okuno, 1957, *Fogedia finmarchica* (Cleve & Grunow) Witkiwsky, Metzeltin & Lange-Bertalot, 1997, *Fragilaria striatula* Lyngbe, 1819, *Melosira moniliformis* (O.F. Müller) C. Agardh, 1824, *Melosira moniliformis* (O.F. Muller) C. Agardh, 1824 var. *moniliformis*, *Licmophora abbreviata* C.A. Agardh, 1831, *Navicula ammophila* var. *intermedia* Grunow, 1882, *Tabularia tabulata* (Agardh) Snoeijs, 1992, *Halammphora* spp. и *Nitzschia* spp. (рис. 4).

Среди диатомовых водорослей были встречены виды с морфологическими аномалиями (абберантностями) кремнеземного панциря. Так, у видов *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, 1838, *C. stauroneiformis*, *M. moniliformis*, *Licmophora abbreviata*, *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Williams et Round, 1986 и *Triceratium arcticum* var. *balaena* (Ehrenberg) A. Cleve, 1951 наблюдалась искривление кремнеземного панциря различной формы и интенсивности в виде отдельных во-

гнутостей или разлома всей створки и срастания ребер. Такие абберантные формы встречались в микроперифитоне единично на всех участках бетонного тоннеля.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Видовой состав диатомового микроперифитона оказался достаточно разнообразным и в целом соответствовал литературным данным по микроперифитону прибрежных акваторий зал. Петра Великого Японского моря [11, 15]. Состав доминирующих и субдоминирующих видов микроперифитона бетонного тоннеля ВТЭЦ-2 был сходным с таковым для микроперифитона наиболее загрязненных прибрежных акваторий зал. Петра Великого Японского моря [1, 2], испытывающих высокое загрязнение биогенными элементами в результате влияния хозяйственно-бытовых стоков и нефтепродуктов. Среди отмеченных в водозаборном тоннеле диатомовых водорослей количественно преобладали преимущественно виды-убиквисты с высокими индексами сапробности, толерантные к воздействию неблагоприятных условий среды – нефтяному, химическому и термальному загрязнению. Отмечено два потенциально токсичных вида – планктонный *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup & Hasle, 1894 и бентосный *Halammphora coffeiformis* (C. Agardh) Levkov, 2009. Эти виды способны продуцировать домоевую кислоту [20] и вызывать у человека амнезийное отравление моллюсками.

Водозаборный ковш, расположенный в бух. Сухопутной Уссурийского залива, не испытывает антропогенного загрязнения вод хозяйственно-бытовыми сточными водами, нефтепродуктами и другими поллютантами, способными оказывать существенное влияние на развитие микроводорослей [14]. Следовательно, высокие количественные показатели видов-индикаторов органического загрязнения в условиях бетонного тоннеля ВТЭЦ-2 можно объяснить поступлением значительного количества биогенов, образующихся в результате экзометаболизма макрообрастания бетонной трубы, что ранее было показано для эпибиозов бух. Золотой Рог [3], а также для микроперифитона аквариально-го комплекса Приморского океанариума (о. Рус-

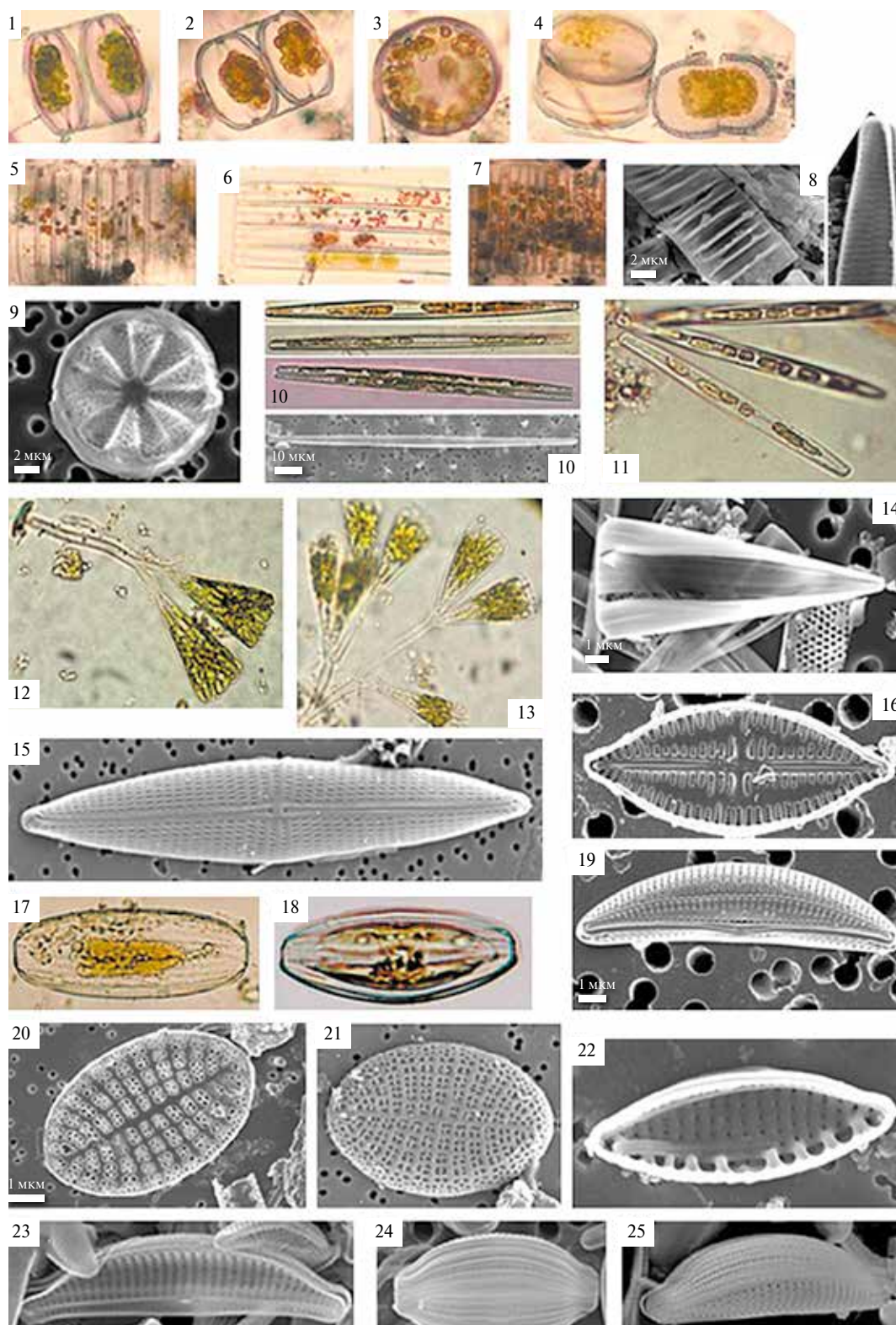


Рис. 4. Общий вид клеток и колоний массовых видов диатомовых водорослей в микроперифитоне водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2: 1–4 – *Melosira moniliformis* (СМ); здесь и далее 5–8 – *Fragilaria striatula* (5–7 – СМ, 8 – СЭМ); здесь и далее 9 – *Actinopterychus splendens* (СЭМ); здесь и далее 10, 11 – *Tabularia tabulata* (СМ) var. *moniliformis*; здесь и далее 12–14 – *Licmophora abbreviata* (12, 13 – СМ, 14 – СЭМ); здесь и далее 15 – *Navicula ammophila* var. *intermedia* (СЭМ); здесь и далее 16 – *Fagedia finmarchica* (СЭМ); здесь и далее 17–19 – *Amphora proteus* (17, 18 – СМ, 19 – СЭМ); здесь и далее 20, 21 – *Cocconeis stauroneiformis* (СЭМ); здесь и далее 22 – *Nitzschia* sp. (СЭМ); здесь и далее 23–25 – *Halamphora exigua* (СЭМ).

ский, г. Владивосток) в местах содержания морских млекопитающих [4], а также для ряда марикультурных хозяйств с культивируемыми моллюсками [11, 12].

Диаомовые водоросли, развивающиеся на поверхности мидий, по способу питания в основном — миксотрофы, питающиеся за счет экзометаболитов моллюсков, в частности, неорганических соединений азота и фосфора в форме PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- и NO_2^- [3]. Экспериментальными исследованиями показано [24, 25], что в присутствии в воде биогенных элементов при недостатке солнечного света некоторые микроводоросли, снижая метаболическую активность, способны переходить от автотрофного способа энергообеспечения к миксотрофному. Такой переход возник у диаомовых водорослей как адаптационный механизм, связанный с невозможностью фотосинтеза при недостатке освещенности [30].

Среди видов, способных к миксотрофному питанию, в микроперифитоне всех исследованных участков водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 по плотности доминировала диаомовая водоросль *H. exigua* (рис. 4), характерная для грунтовых биотопов и обрастаний прибрежных морских акваторий [27, 28]. Кроме того, отмечались высокое количественное развитие мелкоклеточных диаомовых водорослей *Nitzschia* spp. и *Halimnophora* spp., способных к миксотрофии [11, 12].

Существенную роль в распределении организмов на поверхности водозаборов играют микровихревые движения воды, регулярно проникающие в более вязкий подслои пограничного слоя воды [10]. Наблюдаемое снижение (в 3–6 раз) количественных показателей микроперифитона в начальной части бетонного тоннеля ВТЭЦ-2, по сравнению с его серединой и конечной частями, определяется преимущественно влиянием более высокого гидростатического давления воды. Исследование организмов макрообрастания, проведенное ранее в бетонном тоннеле ВТЭЦ-2, показало мозаичный характер распределения доминирующих видов на разных участках тоннеля в зависимости от гидродинамических условий.

Большинство встреченных бентосных диаомовых водорослей имеет различные органы прикрепления к поверхности субстрата (слизистые колонии, трубки, “ножки” из мукополисахаридного матрикса и пр.) [13]. Их способность прикрепления к субстрату во многом зависит от гидродинамических условий водной среды, формирующихся во время процесса водозабора в системе охлаждения электростанций [11]. Следовательно, мощные вихревые потоки на начальном участке водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2, формирующиеся под действием высокого гидростатического давления, оказывали негативное воздействие на оседание и прикрепление наименее устойчивых видов диаомовых водорослей.

Анализируя потенциальное влияние других факторов на количественное развитие микроперифитона в системах охлаждения электростанций, следует отметить химическое и термальное загрязнение. Так, ранее отмечалось угнетение физиологической активности микроводорослей, в большей степени связанное с хлорированием воды и ее химической обработкой биоцидами и другими биотическими ингибиторами [21, 26]. Также регистрировался синергетический эффект хлорирования воды и термального стресса в развитии микроводорослей [23]. Однако достоверно известно, что ВТЭЦ-2 такую систему обработки воды не использует [7, 14]. В результате микроперифитон водозаборного тоннеля не испытывает существенного угнетения фотосинтеза, что иллюстрирует достаточно высокое видовое и количественное обилие диаомовых водорослей.

Термальное загрязнение в системе охлаждения ВТЭЦ-2 в результате охлаждения турбин и в ходе работы насосной станции в водозаборном ковше также не могло серьезным образом влиять на количественное обилие микроперифитона. Это связано с тем, что среднегодовое превышение температуры сбросных вод электростанции над температурой в близлежащих бухтах, составляет 5–6°C [7, 14]. В то же время, согласно данным [16, 22], критический для большинства микроводорослей диапазон температуры воды, при котором происходит ослабление их фотосинтетической активности, влияющей на сокращение количественного обилия видов, находится в пределах 25–35°C.

Таким образом, техноэкосистему водозаборного тоннеля ВТЭЦ-2 можно рассматривать как специфический морской биотоп, в котором сформировалось достаточно развитое сообщество микроперифитона на поверхности макрообрастания. Это свидетельствует о том, что используемые в настоящее время физические методы защиты тоннеля от морского обрастания малоэффективны и необходимы разработка и внедрение экологически чистых химических или принципиально новых методов защиты.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые исследованы видовой состав и количественное обилие диатомового микроперифитона в водозаборном тоннеле ВТЭЦ-2 г. Владивостока в рамках эксперимента по изучению биоты в условиях морских техноэкосистем и разработки методов защиты от обрастания. Отмечено 49 видов микроводорослей класса Bacillariophyceae. Микроперифитон характеризовался сравнительно высокими количественными показателями с максимумом в конечной части тоннеля (плотность $17.4 \pm 2.5 \times 10^6$ кл. см^{-2} , биомасса 56.3 ± 9.8 мг см^{-1}). Показано, что на поверхности макрообрастания водозаборного тоннеля существует достаточно развитое в видовом и количественном отношении сообщество микроперифитона, состоящее преимущественно из бентосных диатомовых водорослей, адаптированных к миксотрофному метаболизму. Количественное обилие диатомового микроперифитона на разных участках водозаборного тоннеля различалось достаточно существенно (в 3–6 раз) и обуславливалось локальными гидродинамическими условиями.

Авторы выражают благодарность ЦКП РК “Морской биобанк” ННЦМБ ДВО РАН.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю. Биоиндикация качества морской среды по диатомовым водорослям в обрастании антропогенных субстратов // Изв. ТИНРО. 2010. Т. 161. С. 199–211.
2. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю. Диатомовые водоросли перифитона акваторий, прилегающих к Дальневосточному морскому государственному природному биосферному заповеднику // Изв. ТИНРО. 2013. Т. 174. С. 1–13.
3. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю., Емельянов А.А. Микроводоросли перифитона в условиях аквариального комплекса Приморского океанариума ДВО РАН (г. Владивостока, о. Русский) // Вода: химия и экология. 2016. № 3. С. 42–52.
4. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Состав, обилие и динамика диатомовых водорослей эписпоров в прибрежных водах некоторых акваторий залива Петра Великого Японского моря // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 164. С. 229–257.
5. Белогурова Л.С., Звягинцев А.Ю. Динамика мейо- и макрофауны обрастания в условиях хронического антропогенного загрязнения (бухта Золотой Рог, Японское море) // Изв. ТИНРО. 2006. Т. 144. С. 331–350.
6. Диатомовые водоросли СССР. Ископаемые и современные. Т. I. Л.: Наука, 1974. 400 с.
7. Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Морские техноэкосистемы энергетических станций. Владивосток: Дальнаука, 2010. 343 с.
8. Новоселова Т.Н., Протасов А.А. Фитопланктон водоемов-охладителей техно-экосистем атомных и тепловых электростанций (Обзор) // Гидробиол. журн. 2014. Т. 50. № 6. С. 40–59.
9. Поспелова Н.В., Балычева Д.С., Рябушко Л.И. Микроводоросли в спектре питания культивируемых мидий (Крым, Черное море) // Тр. V Международ. науч.-практ. конф. “Морские исследования и образование (MARESEDU–2016)”. М.: Феория, 2016. С. 434–438.
10. Протасов А.А., Силаева А.А., Ярмошенко Л.П. и др. Гидробиологические исследования техноэкосистемы Запорожской АЭС // Гидробиол. журн. 2013. Т. 49. № 2. С. 78–94.
11. Рябушко Л.И., Бегун А.А. Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря. Т. 1. Севастополь; Симферополь: Н. Оріанда, 2015. 288 с.
12. Рябушко Л.И., Поспелова Н.В., Балычева Д.С., Ковригина Н.П., Троценко О.А., Капранов С.В. Микроводоросли эпизоона культивируемого моллюска *Mytilus galloprovincialis* Lam. 1819, фитопланктон и гидролого-гидрохимические характеристики акватории мидийно-устричной фермы (Севастополь, Черное море) // Морской биол. журн. 2017. Т. 2. № 4. С. 67–83.
13. Сапожников Ф.В. Колониальные диатомеи – спутники моллюсков-фильтраторов // Экология моря. 2003. Вып. 64. С. 309–312.

14. Begun A.A., Maslennikov S.I. Influence of the Technical Ecosystem of the Electric Power Plant (Vladivostok) on the Phytoplankton of the Japanese Sea // Water Resour. 2021. V. 48. № 3. P. 404–412.
15. Begun A.A., Ryabushko L.I., Zvyagintsev A.Yu. Bacillariophyta of Periphyton of Navigation Buoys in the Posiet Bay Area (the Sea of Japan, Russia) // Int. J. Algae. 2015. V. 17. № 1. P. 23–37.
16. Choi K.H., Kim Y.O., Lee J.B., Wang S.Y., Lee M.W., Lee P.G., Ahn D.S., Hong J.S. Thermal impacts of a coal power plant on the plankton in an open coastal water environment // J. Marine Sci. Technol. 2012. V. 20 P. 187–194.
17. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2015. <http://www.algaebase.org>. (дата обращения: 12.04.2023)
18. Jiang Z.B., Zeng J.N., Chen Q.Z., Liao Y.B., Shou L., Xu X.Q., Liu J.J., Huang Y.J. Dynamic change of phytoplankton cell density after thermal shock and chlorination in a subtropical bay in China // J. Plant Ecol. 2008. V. 32. P. 1386–1396.
19. Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales // Süßwasserflora von Mitteleuropa. 19/2. Heidelberg: Elsevier-Spektrum, 2005. 759 p.
20. Lelong A., Hegaret H., Soudant P., Bates S.S. *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms // Phycologia. 2012. V. 51. P. 168–216.
21. Liu S., Huang H., Huang L.M. et al. Ecological response of phytoplankton to the operation of Daya Bay nuclear power station // Chinese J. Mar. Environ. Sci. 2006. V. 25. P. 9–12.
22. Lo W.T., Hwang J.J., Hsu P.K., Hsieh H.Y., Tu Y.Y., Fang T.H., Hwang J.S. Seasonal and spatial distribution of phytoplankton in the waters off nuclear power plants, north of Taiwan // J. Marine Sci. Technol. 2004. V. 12. P. 372–379.
23. Ma Z.L., Gao K.S., Li W. et al. Impacts of chlorination and heat shocks on growth, pigments and photosynthesis of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae) // J. Experimental Mar. Biol. Ecol. 2011. V. 397. P. 214–219.
24. Mitra A., Flynn K.J., Burkholder M. et al. The role of mixotrophic protists in the biological carbon pump // Biogeosci. 2014. V. 11. P. 995–1005.
25. Moorthi S., Caron D.A., Gast R.J., Sanders R.W. Mixotrophy: a widespread and important ecological strategy for planktonic and sea-ice nanoflagellates in the Ross Sea, Antarctica // Aquat. Microb. Ecol. 2009. V. 54. P. 269–277.
26. Poornima E.H., Rajadurai M., Rao T.S. et al. Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton // J. Thermal Biol. 2005. V. 30. P. 307–316.
27. Ryabushko L.I., Lishaev D.N., Kovrigina N.P. Species Diversity of Epilithon Diatoms and the Quality of the Waters of the Donuzlav Gulf Ecosystem (Crimea, the Black Sea) // Diversity. 2019. V. 11. Iss. 7. P. 1–12.
28. Ryabushko L.I., Miroshnichenko E.A., Blagolina A.V., Shiroyan A.G., Lishaev D.N. Diatom and cyanobacteria communities on artificial polymer substrates in the Crimean coastal waters of the Black Sea // Marine Pollution Bull. 2021. V. 169. Article no. 112521. 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112521>
29. Sakaguchi I. 2003. An overview of the antifouling technologies in power plant cooling water systems // Sessile Organisms. V. 20. № 1. P. 15–19.
30. Zhang Q.R., Gradinger R., Zhou O.S. Competition within the marine microalgae over the polar dark period in the Greenland Sea of high Arctic // Acta Oceanologica Sinica. 2003. V. 22. P. 233–242.

Diatoms of Microperiphyton of the Water Intake Tunnel of Vladivostok TPP-2

A.A. Begun^{a, *}, A. Yu. Zvyagintsev^a, S.I. Maslennikov^{a, b}

^a*A.V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology FEB RAS, Vladivostok, 690041 Russia*

^b*Far Eastern Federal University, Russkiy Island, Vladivostok, 690922 Russia*

**e-mail: andrejbegun@yandex.ru*

The species composition and quantitative abundance of diatom microperiphyton in the water intake tunnel of Vladivostok Thermal Power Plant-2 (VTPP-2) were studied for the first time as part of an experiment on studying biota in marine technoecosystems. Based on modern methods of algal flora analysis, including scanning electron microscopy (SEM), 49 species of microalgae from the class Bacillariophyceae were identified. A relatively high quantitative abundance of microperiphyton was noted on the surface of the macrofouling of the water intake tunnel (maximum density $17.4 \pm 2.5 \cdot 10^6$ cells $\cdot \text{cm}^{-2}$, biomass 56.3 ± 9.8 mg $\cdot \text{cm}^{-1}$). The dominant position was occupied mainly by benthic diatoms adapted to mixotrophic metabolism. The quantitative abundance of diatom microperiphyton in different sections of the water intake tunnel varied quite significantly (by 3–6 times) and was determined by local hydrodynamic conditions.

Keywords: VTPP-2, technoecosystem, water intake tunnel, diatoms, microperiphyton.

УДК 556.082, 556.55

ПРИМЕНЕНИЕ РОБОТИЗИРОВАННОГО ПОДВОДНОГО АППАРАТА ДЛЯ ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ (НА ПРИМЕРЕ ОЗЕРА ГЛУБОКОГО, РУЗСКИЙ ОКРУГ, МОСКОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)¹

© 2025 г. А. Г. Островский^{a,*}, А. Г. Зацепин^a, О. Ю. Кочетов^a, Д. А. Швоев^a,
А. Н. Дроздова^a, Н. М. Коровчинский^b

^aИнститут океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва, 117997 Россия

^bИнститут проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Москва, 119071 Россия

*e-mail: osasha@ocean.ru

Поступила в редакцию 08.05.2024 г.

После доработки 24.06.2024 г.

Принята к публикации 25.10.2024 г.

Представлен новый подход к проведению экспериментальных исследований в водной толще в озерах и водохранилищах с помощью роботизированного зонда-профилографа “Винчи”. Автономный подводный аппарат разработан для проведения регулярных мультипараметрических измерений вертикальных профилей (до глубины 60 м) в течение длительного времени (> 1 мес.) в автоматическом режиме на заякоренной гидрологической станции. Опытная эксплуатация аппарата была осуществлена в оз. Глубокое (Рузский район, Московская область) в 2022–2023 гг. Наблюдения позволили детально описать сезонную эволюцию водной среды, включая переход от состояния гомотермии к прямой термической стратификации озера с формированием гипоксии в гипolimнии в центральной глубоководной котловине озера. В придонном слое были обнаружены интенсивные внутрисуточные колебания содержания растворенного кислорода, температуры и мутности вод. Выдвинута гипотеза о том, что в весенне-летний период гипоксия формируется не только за счет барьерного эффекта металимниона, но также из-за роста потребления кислорода на микробиологическое окисление частиц детрита, поднятых со дна под воздействием пульсирующих выходов подземных вод и взмученных в придонном слое.

Ключевые слова: автономный подводный зонд, озеро Глубокое, гипolimнион, кислородная стратификация, гипоксия, временная изменчивость

DOI: 10.31857/S0321059625030134 **EDN:** SYCAFI

ВВЕДЕНИЕ

Одно из самых глубоких озер Подмоскovie – Глубокое исследуется со второй половины XIX в. [11]. Оно имеет ледниково-карстовое происхождение [5] и расположено в ложе Тростенской впадины, которая, в свою очередь, может иметь тектоническое происхождение [2].

В 1960-х гг. в ходе гидромелиорации, проведенной на болотистом водосборе озера, поверхностный сток был отведен системой канав напрямую в р. Малая Истра, в результате чего уровень озера понизился. Считается, что в настоящее время водное питание озеро получает за

счет грунтового стока, склонового стока талых вод и атмосферных осадков [9]. Не исключается, что свою роль играют и подводные родники, но этот вопрос остается мало изученным.

Глубокое озеро относительно небольшое по площади (593 тыс. м²), дно имеет характерную форму с подводной террасой глубиной до 8–10 м и шириной 100–300 м, заканчивающаяся резким свалом в центральной чашеобразной котловине диаметром в нижней части 150–200 м, с максимальными глубинами 30–32 м от уреза воды. Геоморфология дна озера способствует развитию явлений застойности вод гипolimниона в летнее и зимнее время. По характеру вентиляции вод оз. Глубокое относится к димиктическим водоемам с двумя периодами полного перемешивания – весной после схода льда и осенью [7, 8].

¹ Статья подготовлена по материалам исследований, выполненных в рамках государственного задания FMWE-2024-0024.

Несколько лет назад интерес к динамическим процессам в оз. Глубоком возник снова. С июня 2017 г. начались гидрологические исследования с помощью современных приборов производства компании “YSI Inc.” (США) [6]. В ходе мониторинга в безледный период года регулярно 1–2 раза в месяц проводятся наблюдения на рейдовой вертикали в центральной котловине озера. В состав наблюдений входят измерения нижеследующих параметров: температуры воды, содержания растворенного в воде кислорода, величины рН, а также прозрачности воды с помощью диска Секки. Проводится отбор проб из поверхностного, придонного слоев и на трех промежуточных горизонтах с целью последующего гидрохимического анализа.

Современные данные о вертикальных распределениях температуры, кислорода и прозрачности вод, а также об уровне воды оз. Глубокого в теплые полугодия (с апреля по октябрь) 2017–2021 гг. были приведены в работе [3]. Согласно этим данным, водная толща озера наиболее равномерно насыщена кислородом весной. В летний сезон оксиклин обычно располагается на глубинах 5–8 м, а в октябре заглубляется. В августе–сентябре 2017, 2018 и 2020 гг. отмечен промежуточный минимум кислорода. Глубокая зона низкой концентрации кислорода (<1 мг/л) наблюдается в гипolimнионе примерно с середины июля, причем глубина залегания верхней границы этой зоны может сильно варьировать от года к году.

Эпизодические ежемесячные наблюдения позволили получить данные об эволюции гидрологических условий на временных масштабах >1 мес. в теплое время года, но при этом процессы развития гипоксии на масштабах от нескольких часов до нескольких суток остались не исследованными. Редкие измерения не позволяют изучать процессы перемешивания и определять продолжительность летней стратификации (например, [12]). Эпизодичность наблюдений можно отчасти компенсировать, измеряя температуру воды и растворенный кислород на фиксированных горизонтах с помощью цепочек датчиков (например, [1]). Поэтому в мае 2018 г. в оз. Глубоком на девяти горизонтах рейдовой вертикали (0.5, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, и 26 м) были

установлены логгеры температуры воды “НОВО Pendant” (Австралия) [6]. Однако и этот подход не решил задачу получения тонкоструктурных (с вертикальным разрешением порядка 10 см) вертикальных профилей параметров водной среды в гипolimнионе, где развивается гипоксия.

Для более детального изучения внутрисуточной и межсуточной изменчивости целесообразно проводить мультипараметрические измерения с периодом один раз в 1–3 ч с шагом 10–20 см по вертикали от поверхности раздела вода–воздух до придонного слоя. Получить длинные временные ряды данных с высоким вертикальным разрешением реально, если использовать автономный подводный аппарат. Получаемые таким способом вертикальные профили мультипараметрических данных однородны, поскольку измерения проводятся одним набором датчиков с одинаковой точностью во всем столбе воды. Эти аргументы легли в основу решения о постановке в оз. Глубоком гидрологической станции с подводным аппаратом для зондирования водной среды в автоматическом режиме, чему и посвящена настоящая статья. Необходимо было использовать подводный аппарат с большой автономностью, который мог бы совершать измерения в стандартные сроки или чаще в заданной географической точке и оперативно передавать данные измерений после всплытия. Для погружений аппарата-профилографа на глубину требуется, чтобы его герметичный корпус был прочным (он должен выдерживать наружное давление в несколько атмосфер). Микроэлектронная система аппарата в автоматическом режиме должна управлять как процессом погружения/всплытия, так и гидрологическими датчиками и устройствами приема/передачи данных. Автономность аппарата должна быть достаточно продолжительной, чтобы за одну постановку получить сотни вертикальных профилей параметров водной среды, на измерение которых обычными методами требовались бы многократно большие вложения материальных и трудовых ресурсов.

Решение указанных задач возможно на основе новой технологии автоматизированного мониторинга водной среды, разработанной в Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН. Эта технология основана на применении созданного авто-

рами настоящей статьи автономного привязного подводного аппарата, названного “Винчи” [13]. Аппарат оборудован лебедкой и прецизионными гидрологическими датчиками, стабильно работающими в автономном режиме в течение длительного времени. С помощью аппарата можно получить длинные частые (с интервалом ~ 1 ч) временные ряды однородных данных о водной толще от дна (от глубин < 60 м) до поверхности воды с высоким вертикальным разрешением (~ 10 см). Постановки аппарата “Винчи” выполнены в оз. Глубоком в весенне-летний период в 2022 и 2023 гг. Ниже описано оборудование аппарата “Винчи”, а затем представлены полученные данные о короткопериодной изменчивости в гипolimнионе, которые меняют представления о формировании гипоксии в придонном слое озера.

МЕТОДЫ И ТЕХНИЧЕСКИЕ СРЕДСТВА ИССЛЕДОВАНИЙ

Автономный подводный аппарат “Винчи” (рис. 1) предназначен для проведения регулярных измерений вертикальных профилей параметров водной среды в автоматическом режиме во внутренних водоемах и в прибрежной зоне моря в течение длительного времени. “Винчи” компактен и удобен для постановок с малых плавсредств. Технические характеристики аппарата приведены в табл. 1.

Зонд-профилограф “Винчи” спроектирован так, чтобы стабилизировать его положение в потоке воды. Конструктивная схема тримарана включает главный цилиндрический корпус с двумя присоединенными цилиндрическими поплавками меньшего диаметра, которые предназначены для придания аппарату остойчивости. Аппарат обладает положительной плавучестью и стремится поддерживать горизонтальное положение благодаря хвостовому стабилизатору и системе подвеса. В “мокром” отсеке главного корпуса располагается барабан электрической лебедки, на который намотан кевларовый трос с диаметром 2–3 мм, соединенный другим концом с донным якорем или притопленным бумом. Разматывая трос с барабана, аппарат всплывает под действием собственной положительной плавучести, а наматывая трос на барабан, аппарат опускается. В периоды между циклами погружения/всплытия аппарат базируется в придонном слое для укрытия от вандализма и воздействия волн.

Зонд-профилограф работает в автоматическом режиме, периодически включаясь, чтобы погрузиться под воду и провести измерения вертикальных профилей параметров водной среды. При погружении аппарат доходит до ограничителя, установленного на тросе на расстоянии 1.5 м над донным якорем. Достигнув придонного слоя, аппарат входит в спящий режим до следую-

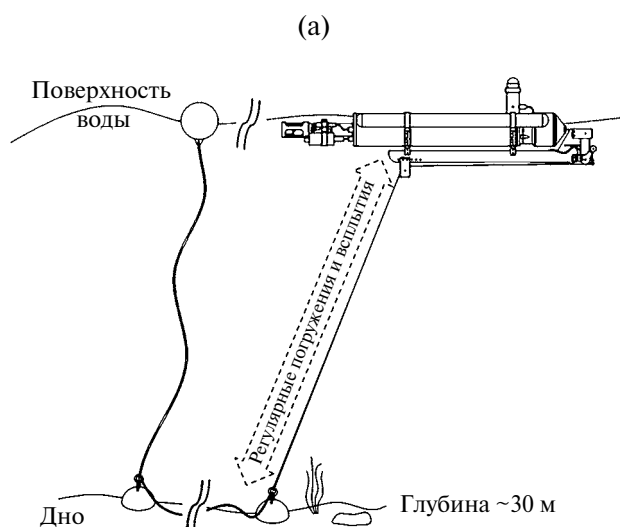


Рис. 1. Слева – схема постановки гидрологической станции с зондом-профилографом “Винчи” в оз. Глубоком, справа – зонд-профилограф в надводном положении перед погружением. Наклон троса может возникать под действием течения.

Таблица 1. Технические характеристики зонда-профилографа “Винчи”

Профилирование	
Скорость погружения/всплытия	0.1–0.3 м/с
Суммарная протяженность хода	25 км
Глубина места постановки	7–60 м
Скорость фонового течения	0.3 м/с
Состояние моря	Морское волнение до 3 баллов
Число циклов погружения / всплытия в сутки	Максимум от 100 циклов в сутки (для глубины постановки 60 м) до 200 циклов в сутки (для глубины постановки 10 м)
Рабочий диапазон глубин	Минимум 1 цикл/сут 0–60 м
Измерительные датчики	
Основные	Зонд электропроводности температуры и давления RBRconcerto C.T.D++ Logger (RBR Ltd., Канада) с флуориметром Seapoint Chlorophyll Fluorometer и турбидиметром Turbidity Meter (Seapoint Sensors, США). Датчик растворенного кислорода Oxygen Optode 4831F (Aanderaa Data Instruments AS, Норвегия) или Зонд мультипараметрический EXO2 (YSI Inc. / Xylem Inc., США) с датчиком давления и с центральной системой механической очистки сенсорных элементов, а также с комплектом съемных датчиков: электропроводности и температуры воды, флуоресценции хлорофилла <i>a</i> , фикоэретрина, мутности, FDOM и растворенного кислорода
Опциональные	Датчик фотосинтетически активной радиации
Позиционирование и связь	
Позиционирование	GPS/GLONASS
Связь дальняя	LTE/3G/GSM
Связь ближняя	Bluetooth
Поиск и обнаружение	Светодиодный маяк
Внутренняя память	
Тип	Карта microSD
Массогабаритные и прочностные характеристики	
Плавучесть	> 40 Н в пресной воде
Длина × ширина × высота	1620 (с RBRconcerto C.T.D++) × 520 × 360 мм
Масса в сборе в воздухе	39 кг
Максимальное внешнее давление	10 бар
Диаметр, длина и усилие до разрыва троса	2.5–3 мм, 60–70 м, > 5000 Н
Батарея	
Тип	Аккумулятор
Емкость	930 Вт ч
Номинальное напряжение	24 В
Программное обеспечение [6]	
Предустановленное Графический интерфейс с функциями диагностики и программирования	Модульный фреймворк RTOS Кросс-платформенное GUI-приложение

щего запланированного подъема. При всплытии на поверхность, определив свое местоположение по данным спутниковой навигации, аппарат передает по каналу мобильной телефонной связи свои географические координаты и данные измерений, а также принимает команды управления от оператора. Поисково-коммуникационный модуль аппарата имеет в своем составе модем GSM и радиоантенну, модем GPS/Глонасс, светодиодный маяк и датчик поверхности раздела вода–воздух.

На зонде-профилографе устанавливается комплект датчиков, например, “RBRConcerto” (Канада) или “YSI EXO2” (США). К измеряемым параметрам относятся: температура и электропроводность воды, гидростатическое давление, содержание растворенного кислорода, флуоресценция хлорофилла “а” и содержание взвешенного вещества (мутность). В оз. Глубоком измерения электропроводности и температуры воды проводились с помощью прецизионного зонда “RBRConcerto C.T.D++” (Канада), точность которого по температуре составляет $\pm 0.002^\circ\text{C}$, разрешение не хуже 0.00005°C , временная постоянная датчика ≤ 0.1 с, дрейф датчика $0.002^\circ\text{C}/\text{год}$. Такие высокие требования к датчику температуры обусловлены тем, что амплитуда колебаний температуры воды очень мала в условиях гомотермии в нижней части гипolimниона. Точность измерений электропроводности составляет ± 0.003 мСм/см, разрешение ≥ 0.001 мСм/см, стабильность датчика 0.01 мСм/см/год. Данные о мутности получены в условных единицах – NTU (Nephelometric Turbidity Unit). В качестве датчика растворенного кислорода использован оптический датчик “Андера 4831F” (“AANDERAA”, Норвегия). По спецификации производителя этот датчик – один из самых стабильных и малоинерционных в своем классе, его время отклика ≤ 8 с.

Аппарат “Винчи” обеспечивает стабилизированное электропитание для датчиков, контроль процесса измерений параметров водной среды, а также прием и запись в память данных измерений и передачу этих данных пользователю в оперативном режиме. Аппарат поставляется с предустановленным программным обеспечением, а также с программным обеспечением опе-

ратора и серверным программным обеспечением на электронных носителях.

ВРЕМЯ И МЕСТО ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ

Данное исследование проведено на базе Гидробиологической станции “Глубокое озеро” им. Н.Ю. Зографа Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова (ИПЭЭ) РАН. Постановки аппарата “Винчи” осуществлялись в центральной части оз. Глубокого в окрестности географической точки $55^\circ 45' 50''$ с.ш., $36^\circ 30' 47''$ в.д. на глубинах 26–30 м. Наиболее длительные постановки были выполнены в 2022 г. с 7 мая по 8 июня (получено 403 набора вертикальных профилей) и с 15 июля по 19 августа (445 профилей). Зонд-профилограф был запрограммирован на работу в режиме погружение/всплытие с интервалом в 1 ч и в 2 ч (также были периоды учащенных измерений в течение суток).

В 2023 г. программное обеспечение аппарата было доработано, главным образом, в целях сокращения времени, затрачиваемого на сеанс связи, когда аппарат находится в надводном положении. Натурный эксперимент с доработанным аппаратом был проведен 4–17 августа 2023 г. (564 профиля). В этот период аппарат был запрограммирован на выполнение циклов с интервалом 0.5 ч.

По данным измерений параметров водной среды (т. е. по временным рядам вертикальных профилей) были построены графики в координатах глубины и времени. Проведена статистическая обработка полученных временных рядов. В частности, вычислены коэффициенты корреляции по временным рядам наблюдений, из которых предварительно были удалены линейные тренды.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Наблюдения 2022 г.

Данные измерений зонда-профилографа “Винчи” в глубоководной центральной части оз. Глубокого позволили в деталях проследить процесс фор-

мирования металимниона в мае 2022 г. Переход от условий гомотермии к прямой термической стратификации начался, по-видимому, еще в апреле. В начале мая температура воды в эпилимнионе составила 7–8°C, что было на 3–4°C выше, чем в гипolimнионе, где оставалась на минимальных значениях в диапазоне 4–5°C после зимы. Гипolimнион был насыщен кислородом (220–240 мкм). Как показали измерения взвеси с помощью турбидиметра, в условиях насыщенности водной толщи кислородом наблюдались интенсивные суточные вертикальные миграции мезозoopланктона от приповерхностного слоя толщиной 2–4 м до придонного слоя воды.

Дневной прогрев за счет поглощения водой коротковолновой солнечной радиации усилился к концу мая. К 11 мая металимнион располагался на горизонтах 7–8 м, а затем по мере прогрева рос перепад между приповерхностным слоем и слоем глубже 8–9 м, в котором оставалась практически неизменной. Таким образом, верхняя граница термоклина поднималась, т. е. металимнион расширялся за счет эпилимниона. Стратификация постепенно усиливалась, и к 30 мая вертикальный перепад температуры достиг 7°C в слое между горизонтами 4 и 9 м. В первую декаду июня сформировался верхний перемешанный слой толщиной ~ 2 м, в котором достигала 18–19°C.

Летний тип термической стратификации установился в начале июня. Кислородная стратификация продолжала быстро меняться. По данным оптодного датчика, в верхней части металимниона на глубинах 2–5 м активно формировался подповерхностный максимум растворенного кислорода $[O_2]$. Причем в этом слое был отмечен суточный цикл $[O_2]$ с максимумом (до 350 мкмоль л⁻¹ после 1 июня) в дневное время и минимумом ночью, что можно связать с цветением фитопланктона. Весь май количество кислорода в гипolimнионе постепенно уменьшалось; так, к первой декаде июня величина $[O_2]$ на глубине 24 м уменьшилась до 170–180 мкмоль л⁻¹. Однако, по данным турбидиметра, суточные миграции мезозoopланктона все еще продолжались с той же интенсивностью.

После перерыва в ~ 40 сут измерения возобновились 15 июля и продолжались до 19 августа

2022 г. Уже в начале повторной постановки датчики зафиксировали формирование промежуточного минимума содержания растворенного кислорода в слое между горизонтами 10 и 12 м. На горизонтах 22 м и глубже величина $[O_2]$ была ниже 70 мкмоль л⁻¹, возникли условия для развития гипоксии (рис. 2). В третьей декаде июля значение $[O_2]$ в придонном слое в среднем упало ниже 50 мкмоль л⁻¹. К концу постановки после 15 августа на горизонте 24 м среднее значение $[O_2]$ составило 35.6 мкмоль л⁻¹, а стандартное отклонение – 12.5 мкмоль л⁻¹.

Наиболее интересны внутрисуточные колебания $[O_2]$ и в нижней части водной толщи глубже 10–15 м в центральной котловине. Вплоть до 9 августа периоды падения $[O_2]$ ниже 50 мкмоль л⁻¹ на горизонте 23 м перемежались с периодами, во время которых концентрация кислорода была выше порогового для гипоксии значения. Вариации $[O_2]$ происходили каждые 5–12 ч и на глубине 23–24 м достигали весьма значительных амплитуд (до 50 мкмоль л⁻¹) (рис. 3). Важно отметить, что увеличение $[O_2]$ наблюдалось при росте T (рис. 3), что подтверждается расчетами коэффициентов корреляции (табл. 2). Характерно, что отрицательные значения корреляции наблюдались в верхней части столба воды между горизонтами 4 и 14 м. Под металимнионом отрицательная корреляция полностью соответствует фундаментальной зависимости растворимости кислорода от температуры воды. Однако в нижнем слое глубже 15 м в глубоководной котловине эта зависимость не выполнялась: повышенным величинам $[O_2]$ соответствовали повышенные значения.

К сожалению, во время второй постановки данные о мутности получены не были.

Наблюдения 2023 г.

Третья длительная постановка зонда-профилографа “Винчи” была выполнена через год, 5–17 августа 2023 г., когда удалось получить профили до глубины 27 м. Температура в нижней части гипolimниона глубже 14 м практически не отличалась от значений в августе 2022 г. и составила 4.57–4.73°C. Граница зоны гипоксии располагалась в среднем на 16 м, существенно выше,

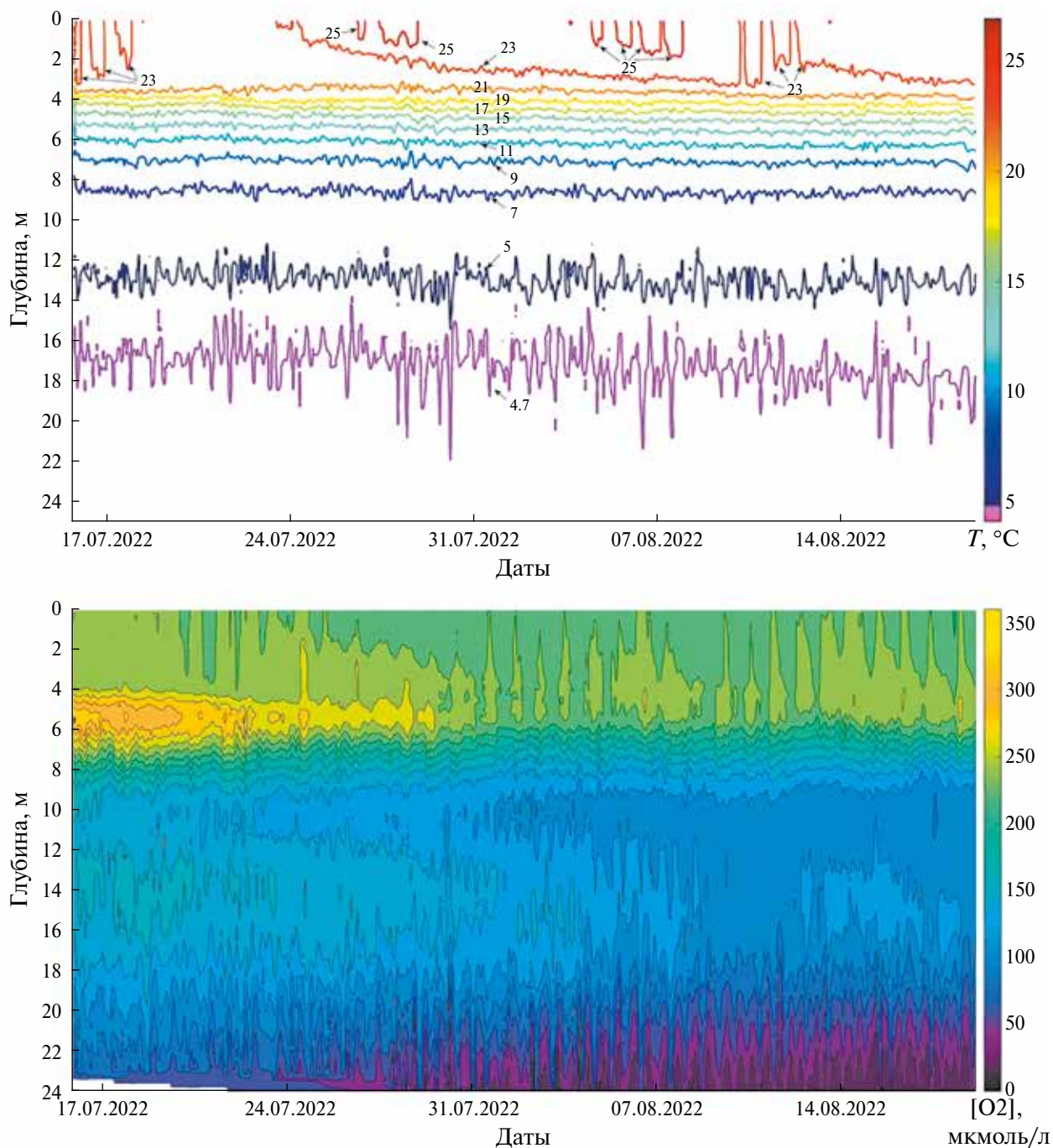


Рис. 2. Вверху – временной ход температуры воды, T ; внизу – динамика содержания растворенного кислорода $[O_2]$ в центре оз. Глубокого за период с 15 июля по 19 августа 2022 г., по данным измерений зондом-профилографом Винчи.

чем в августе 2022 г. Изоксигена 20 мкмоль $л^{-1}$ залегала в среднем на глубине 19.2 м. В придонном слое 25–28 м величина $[O_2]$ стабильно держалась у отметки 10 мкмоль $л^{-1}$. При этом коэффициент корреляции между температурой воды и содержанием растворенного кислорода был не

очень большим по абсолютной величине, принимая значения немногим больше 0.5 на глубинах 14–17 м, в более глубоких слоях корреляция убывала, становясь незначимой в придонном слое. В целом в гипolimнионе колебания $[O_2]$ были сильно зашумлены.

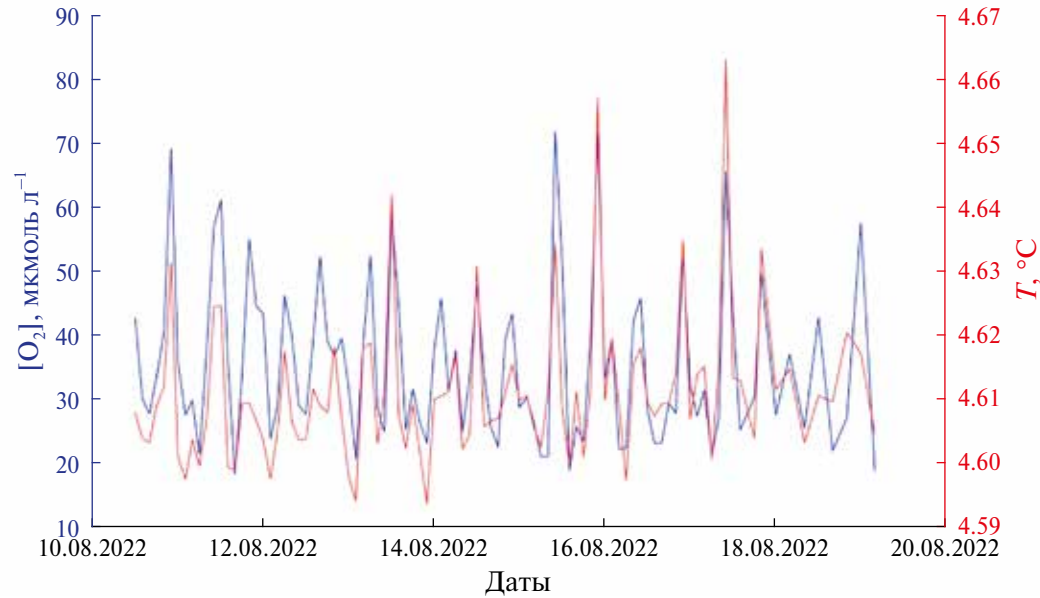


Рис. 3. Выборки за 10–19 августа 2022 г. из временных рядов данных измерений $[O_2]$ и T в слое 23–24 м.

Таблица 2. Корреляция между T и $[O_2]$ по однометровым слоям воды по данным измерений зондом-профилографом “Винчи” с 18.07.2022 по 09.08.2022

Глубина, м	Температура воды, °C	Содержание растворенного кислорода, $[O_2]$ мкмоль л ⁻¹		Коэффициент корреляции	Доверительный интервал (уровень значимости 95%)	
	среднее ± стандартное отклонение	среднее ± стандартное отклонение	линейный тренд в сутки	$R(T, [O_2])$	R_L	R_U
3–4	21.23 ± 0.57	244.7 ± 6.9	–0.2	0.10	0.00	0.20
4–5	17.17 ± 0.75	250.9 ± 11.9	–0.8	–0.18	–0.28	–0.08
5–6	13.03 ± 0.53	250.3 ± 21.8	–1.9	–0.14	–0.24	–0.04
6–7	10.24 ± 0.38	216.5 ± 24.0	–2.1	–0.09	–0.19	0.02
7–8	8.37 ± 0.25	174.1 ± 21.0	–1.9	–0.12	–0.22	–0.03
8–9	7.13 ± 0.22	141.5 ± 16.2	–1.6	–0.17	–0.27	–0.07
9–10	6.29 ± 0.19	124.2 ± 12.9	–1.3	–0.29	–0.38	–0.20
10–11	5.70 ± 0.18	120.2 ± 12.4	–1.3	–0.42	–0.50	–0.33
11–12	5.34 ± 0.15	124.6 ± 14.7	–1.5	–0.51	–0.57	–0.42
12–13	5.09 ± 0.12	130.7 ± 16.6	–1.7	–0.42	–0.50	–0.33
13–14	4.93 ± 0.09	135.0 ± 17.3	–1.8	–0.23	–0.32	–0.13
14–15	4.83 ± 0.07	136.3 ± 16.7	–1.7	0.02	–0.08	0.13
15–16	4.77 ± 0.05	133.9 ± 15.9	–1.5	0.19	0.09	0.28
16–17	4.73 ± 0.04	128.4 ± 15.7	–1.4	0.35	0.25	0.44
17–18	4.69 ± 0.04	120.6 ± 15.9	–1.4	0.54	0.46	0.51
18–19	4.66 ± 0.04	109.5 ± 16.8	–1.4	0.67	0.61	0.72
19–20	4.64 ± 0.03	96.0 ± 18.9	–1.5	0.78	0.74	0.82
20–21	4.63 ± 0.03	83.5 ± 20.9	–1.6	0.82	0.79	0.85
21–22	4.62 ± 0.02	71.9 ± 21.7	–1.6	0.81	0.77	0.85
22–23	4.61 ± 0.02	60.8 ± 21.6	–1.6	0.79	0.75	0.83
23–24	4.60 ± 0.02	48.6 ± 20.6	–1.5	0.81	0.77	0.84

В нижнем слое глубже 18 м был отмечен резкий рост содержания взвешенного вещества, регистрировавшегося турбидиметром. На осредненном по времени вертикальном профиле (рис. 4) величина мутности, измеряемая в условных единицах, по мере приближения к придонному слою выросла на порядок по

сравнению со значениями в верхней части гипolimниона. Стоит отметить, что датчик электропроводности в составе зонда “RBR Concerto C.T.D++”, который стоял на подводном аппарате, показал, что вертикальный профиль электропроводности воды имел локальный минимум на горизонтах 5–15 м, ко дну значения

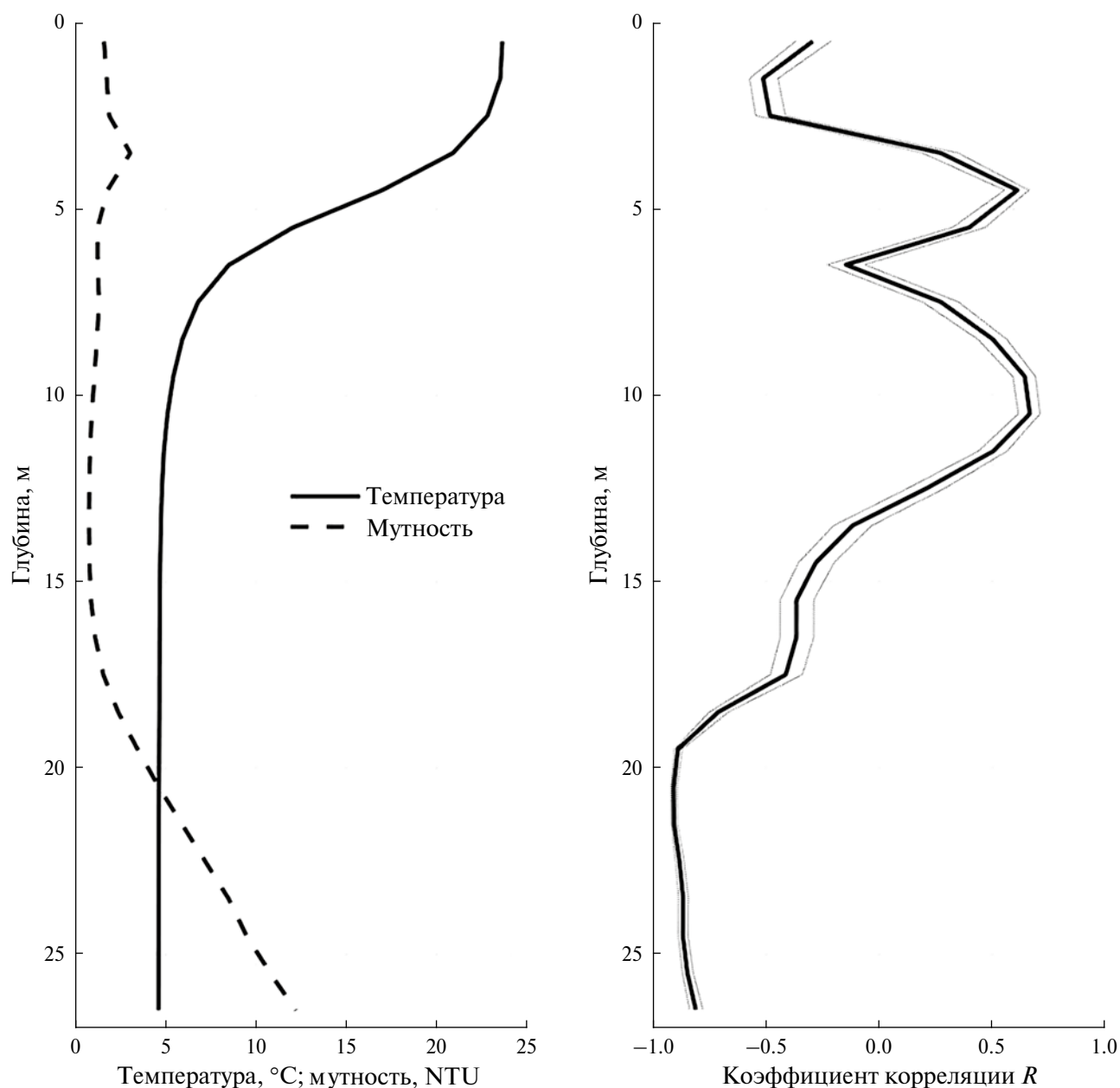


Рис. 4. Слева — средние на период с 5 по 17 августа 2023 г. вертикальные профили содержания взвешенного вещества (NTU) и температуры воды в центре оз. Глубокого, по данным измерений зондом-профилографом “Винчи”. Справа — вертикальный профиль значений коэффициента корреляции температуры воды и мутности, тонкими пунктирными линиями показаны доверительные интервалы оценок коэффициента корреляции при 95%-м уровне значимости.

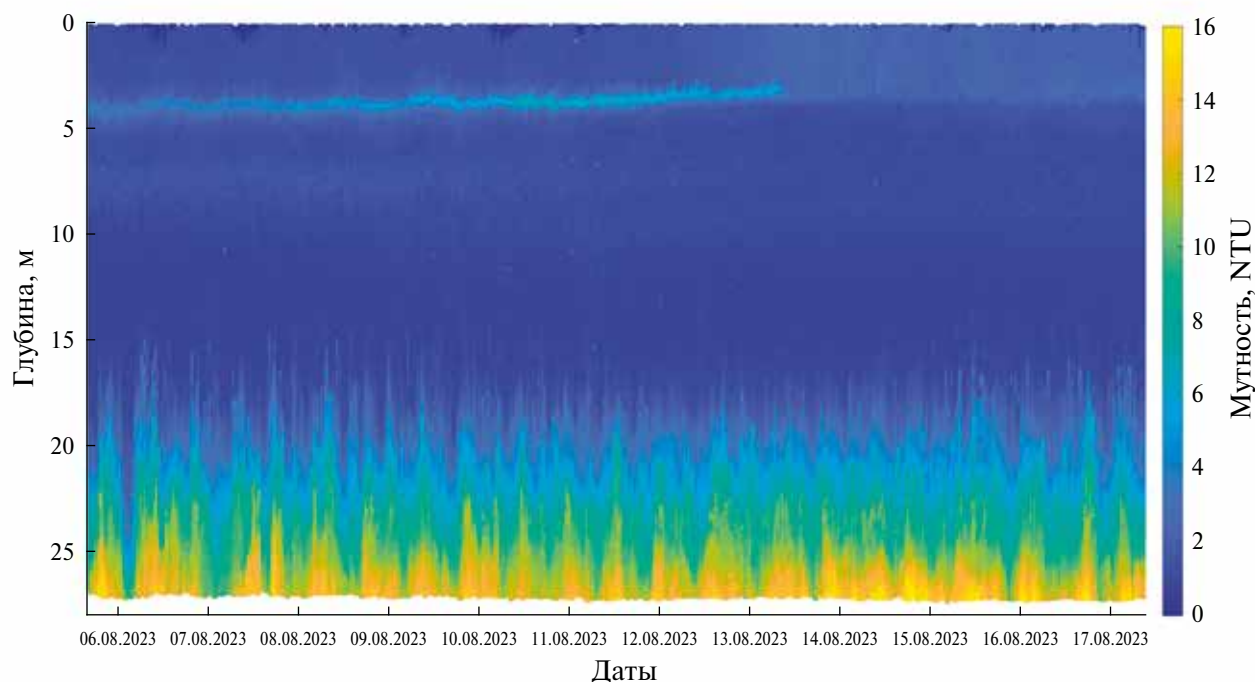


Рис. 5. Временной ход содержания взвешенного вещества (NTU) в водной толще в центре оз. Глубокое, по данным измерений 5–17 августа 2023 г.

электропроводности в среднем увеличивались на 0.002–0.003 мСм/см.

В нижнем слое наблюдались интенсивные колебания мутности с характерным временным масштабом от нескольких часов до полусуток (рис. 5). При этом колебания мутности происходили в противофазе с колебаниями температуры воды: вода с пониженной температурой содержала больше взвеси. Наиболее сильная корреляция между температурой воды и мутностью наблюдалась на глубинах 20–22 м.

ОБСУЖДЕНИЕ

Общие закономерности кислородного режима оз. Глубокое в теплое полугодие хорошо известны по работам [4, 8, 10, 11]. По мнению [9], эти закономерности обусловлены плотностной структурой водной толщи озера, подверженной межгодовым колебаниям. В работе [8] показана зависимость процесса развития придонного анаэробного слоя от погодных условий, наблюдавшихся непосредственно после вскрытия ледового покрова озера. К сожалению, более детальную картину динамики кислорода было

невозможно составить, поскольку указанные работы были основаны на данных эпизодических исследований, включая отбор проб воды, которые проводились, как правило, 1 раз в месяц.

Продолжая изучение водной среды оз. Глубокое, авторам статьи удалось провести длительные мультипараметрические синхронные измерения с помощью гидрологических и оптических датчиков автономного подводного зонда-профилографа “Винчи” практически во всем столбе воды от поверхности до придонного слоя в центральной глубоководной котловине озера. В ходе трех постановок аппарата было получено свыше 1400 наборов вертикальных профилей. Измерения проводились 1 раз в 0.5–2.0 ч в конце весны 2022 г. и в летнее время в 2022 и 2023 гг. Благодаря частым измерениям вертикальных профилей удалось получить новые данные о короткопериодной изменчивости процессов формирования гипоксии в гипolimнионе озера. Полученные данные не только подтвердили некоторые основные выводы предшествующих работ, но и позволили более детально описать внутрисезонную изменчивость, а также обнаружить новые процессы, влияющие на формирование гипоксии в гипolimнионе озера.

Во время первой постановки зонда-профилографа “Винчи” в весенний период 2022 г. наблюдался постепенный переход от состояния гомотермии к прямой термической стратификации озера. В период второй постановки в июле–августе 2022 г. происходило формирование гипоксии в нижней части гипоплимниона глубже горизонта 20 м. Третья постановка в августе 2023 г. характеризовалась условиями хорошо развитой гипоксии в гипоплимнионе на глубинах > 16 м.

Главным результатом настоящих исследований стало обнаружение сильных внутрисуточных колебаний содержания растворенного кислорода в процессе формирования гипоксии в летний период в 2022 г. В августе в придонном слое диапазон колебаний был $20\text{--}70$ мкмоль л^{-1} на горизонтах 23–24 м. Колебания концентрации кислорода сопровождались вариациями температуры воды в пределах $4.6\text{--}4.7^\circ\text{C}$. Такие малые по порядку величины колебания температуры удалось зафиксировать благодаря применению высокоточного датчика температуры в составе зонда “RBRConcerto C.T.D++”. Важно отметить, что наблюдались когерентные синфазные колебания температуры и содержания растворенного кислорода, что было неожиданно, поскольку растворимость газов в жидкостях обратно пропорциональна температуре, точнее – растворимость газа прямо пропорциональна его давлению (закон Генри), которое, в свою очередь, пропорционально температуре. Через год, к началу третьей постановки зонда-профилографа “Винчи”, 4 августа 2023 г., нижняя часть водной толщи под горизонтом 17 м уже прошла стадию сезонного формирования гипоксии, и глубже 20 м содержание $[\text{O}_2]$ было < 20 мкм л^{-1} . На фоне крайне низких значений $[\text{O}_2]$ регистрировались слабые колебания на пределе точности инструментальных измерений. При этом наблюдались сильные колебания мутности на временных масштабах от нескольких часов до 1 сут. Отмечена очень высокая отрицательная корреляция мутности и температуры воды.

Таким образом, результаты наблюдений в 2022 и 2023 гг. позволяют выдвинуть гипотезу о том, что в весенне-летний период в центральной глубоководной котловине озера на формирование гипоксии влияют выходы аномально

холодных подземных вод. Концентрация кислорода в подземных водах, видимо, близка к нулю из-за микробиологического окисления органических веществ за счет восстановления сульфатов при просачивании поверхностных вод через грунты в водосборе озера. Струи бескислородных подземных вод при выходе в озеро смешиваются с озерной водой и вовлекают донные осадки (илы), поднимая взвесь на несколько метров над дном. В донных осадках содержится много детрита, который окисляется, будучи вовлеченным в турбулизированную водную среду над дном. Поэтому в этих облаках понижается содержание растворенного кислорода при сильно повышенных величинах взвеси и слегка пониженных значениях температуры. Если в глубокой части озера перекрывающие отложения на дне озера оказывают сопротивление потоку подземных вод, то очаги разгрузки подземных вод могут быть локализованы, разгрузка может происходить в виде грифонов, а также могут возникать колебания разгрузки. Струи разгружающихся подземных вод могут на некоторое время взмучивать ил на отдельных участках дна озера. По данным авторов статьи, колебания мутности происходят на временных масштабах от нескольких часов до суток, приводя к повторяющимся событиям деоксигенации в нижнем слое воды толщиной в несколько метров в центральной глубоководной котловине озера.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящей работе продемонстрированы возможности принципиально новой технологии автоматизированного мониторинга состояния природной среды в озерах и водохранилищах глубиной до 50 м. Технология основана на применении оригинального привязного подводного аппарата “Винчи”, который по заданной программе в автоматическом режиме выполняет регулярные погружения с поверхности водоема до придонного слоя, проводя измерения параметров водной среды, и передает данные измерений потребителю при каждом всплытии аппарата к поверхности водоема. Передача данных и дистанционное управление аппаратом осуществляются по каналу мобильной телефонной связи GSM.

На аппарат “Винчи” может быть установлен многопараметрический зонд для измерений температуры воды, мутности, электропроводности, фикоэретрина, флуоресценций хлорофилла *a* и растворенного органического вещества, а также предусмотрена возможность монтажа дополнительных датчиков, например растворенного кислорода, в зависимости от задачи исследования.

Частота профилирования аппарата может быть задана в диапазоне от получаса до нескольких суток. Учащенное профилирование позволяет детализировать процессы, а более редкое — исследовать сезонную эволюцию. Частоту профилирования можно менять по ходу постановки с помощью дистанционно передаваемых команд.

Безопасность постановки обеспечивается соединением аппарата прочным тросом с донным якорем, а также базированием в придонном слое в периоды между циклами погружения/всплытия для укрытия от траления и воздействия волн. При всплытии местоположение аппарата определяется с помощью модема спутниковой навигации GPS/Глонасс. Для поиска аппарата включается светодиодный маяк.

Данная технология как совокупность методов и аппаратно-программных средств экспериментального исследования была апробирована авторами статьи на базе подмосковной Гидробиологической станции “Глубокое озеро” ИПЭЭ РАН. В 2022–2023 гг. проведено несколько постановок аппарата и собраны уникальные данные о переходных процессах в водной толще, прежде всего о динамике кислорода в гипolimнии.

Длительные постановки аппарата в оз. Глубоком позволили получить новые данные о разномасштабной изменчивости кислородного режима. Ранее авторы статьи полагали, что гипоксия в гипolimнии озера развивается в летний период из-за формирования устойчивой температурной стратификации (сезонного термоклина), которая ограничивает вертикальное перемешивание (вентиляцию вод) эпилимниом. Изучение полученных авторами длительных временных рядов данных позволяет выдвинуть гипотезу, что существуют ледниково-карстовые

озера, в которых процесс формирования гипоксии в придонном слое может ускоряться в очагах разгрузки подземного стока в гипolimнион за счет воздействий струй подземных вод, которые взмучивают заиленные донные осадки, что приводит к увеличению потребления кислорода на микробиологическое окисление детрита. Из-за пульсирующего характера этого процесса может наблюдаться повторяющаяся гипоксия (в оз. Глубоком на временных масштабах от нескольких часов до суток).

В дальнейшем сравнительные исследования в оз. Глубоком и других озерах со схожими природными условиями в водосборах могли бы подтвердить эту гипотезу и помочь обнаружить новые факторы, влияющие на развитие придонной гипоксии в озерах. При проведении таких исследований целесообразно использовать разработанную авторами новую технологию, основанную на применении роботизированного подводного зонда-профилографа “Винчи”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гавриленко Г.Г., Здорвеннова Г.Э., Волков С.Ю., Богданов С.Р., Здорвеннов Р.Э. Устойчивость водной массы и ее влияние на кислородный режим полимиктического озера // Геополитика и экогеодинамика регионов. Т. 3 (13). Вып. 4. 2018. С. 57–71.
2. Глухова С.А., Пинигин О.В., Расторгуев А.В. Роль присдвиговых структур растяжения в субвертикальной фильтрации водонапорной системы Московского артезианского бассейна // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4, Геология. 2023. № 1. С. 97–109. doi: 10.55959/MSU0579-9406-4-2023-63-1-97-109
3. Коровчинский Н.М. Пелагический рачковый зоопланктон озера Глубокого в 2017–2021 годах // Гидробиологическая станция на Глубоком озере: Тр. / Под ред. Н.М. Коровчинского. Т. 12. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2022. С. 64–77.
4. Садчиков А.П. Температурный режим, прозрачность и распределение кислорода // Биоценозы мезотрофного озера Глубокого. М.: Наука, 1983. С. 181–188.
5. Сапелко Т.В., Гузиватый В.В., Кузнецов Д.Д. Комплексные палеолимнологические исследования на озере Глубоком // Гидробиологическая станция на Глубоком озере. Тр. / Под ред. Н.М. Коров-

- чинского. Т. 11. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2027. С. 139–148.
6. Соколов Д.И., Ерина О.Н., Терёшина М.А., Вилимович Е.А. Современный гидроэкологический режим озера Глубокое // Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития. Тр. II Всерос. конф. СПб.: Химиздат, 2018. С. 590–593.
 7. Шапоренко С.И. Влияние метеорологических условий на развитие анаэробных процессов в димиктических водоемах в зимний период (на примере оз. Глубокое Рузского района Московской области) // Метеорология и гидрология. 2005. С. 84–92.
 8. Шапоренко С.И., Куосе С.И. Влияние метеорологических условий на развитие анаэробных процессов в димиктических водоемах в летний период (на примере оз. Глубокое Рузского района Московской области) // Метеорология и гидрология. 2004. С. 89–104.
 9. Шапоренко С.И., Шилькрот Г.С. Многолетняя изменчивость гидрохимических параметров озера Глубокое / Под ред. Н.М. Коровчинского, Н.Н. Смирнова // Тр. Гидробиологической станции на Глубоком озере им. Н.Ю. Зюграфа. Т. 9. М.: Ин-т проблем экологии и эволюции РАН, Изд-во ИПП “Гриф и К”, 2005. С. 24–48. EDN VNBCRA
 10. Щербаков А.П. Гидрохимическая характеристика Глубокое озера // Тр. Всесоюз. гидробиол. о-ва. 1962. Т. XII. С. 5–41.
 11. Щербаков А.П. Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк. М.: Наука, 1967. 379 с.
 12. Engelhardt C., Kirillin G. Criteria for the onset and breakup of summer lake stratification based on routine temperature measurements // Fundam. Appl. Limnol. 2014. V.184 (3). P. 183–194. DOI: 10.1127/1863-9135/2014/05824
 13. Ostrovskii A.G., Emelianov M.V., Kochetov O.Y., Kremetskiy V.V., Shvoev D.A., Volkov S.V., Zatsepin A.G., Korovchinsky N.M., Olshanskiy V.M., Olchev A.V. Automated tethered profiler for hydrophysical and bio-optical measurements in the Black Sea carbon observational site // J. Marine Sci. Engineering. 2022. V. 10. P. 322. DOI:10.3390/jmse10030322

Application of a robotic underwater probe for limnological research.

A case study of Lake Glubokoe, Ruzsky district, Moscow region

A. G. Ostrovskii^{a,*}, A. G. Zatsepin^a, O. Yu. Kochetov, D. A. Shvoev^a, A. N. Drozdova^a,
N. M. Korovchinsky^b

^aShirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997 Russia

^bA.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

*e-mail: osasha@ocean.ru

The paper deals with a new approach to conducting experimental limnologic observations by using the automatic moored profiler Winchi. The autonomous underwater profiler is designed for regular multiparametric measurements of vertical profiles from the lake bottom (maximum depth of 60 m) upward to air-sea interface during an extended deployment (more than 1 month) at a hydrological station. Trial operation of the device was carried out in the lake Glubokoe near Moscow in 2022–2023. Observations made it possible to describe in detail the seasonal evolution of the underwater environment, including the transition from a state of homothermy to a direct thermal stratification with the formation of hypoxia in the hypolimnion in the deep central part of the lake. Intense intraday fluctuations of dissolved oxygen, temperature and water turbidity were found in the near-bottom layer. It has been hypothesized that in the spring-summer period, hypoxia is formed not only due to the barrier effect of the metalimnion, but also due to an increase in oxygen consumption for the microbial oxidation of detritus particles stirred up bottom sediments due to pulsating flows of groundwater discharge.

Keywords: Underwater tethered profiler, the Glubokoe lake, hypolimnion, oxygen stratification, hypoxia, temporal variation

ПОСТРОЕНИЕ ОПТИМАЛЬНОЙ КОНФИГУРАЦИИ ДИСПЕТЧЕРСКОГО ГРАФИКА УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ КОМПЛЕКСА “ОЗ. БАЙКАЛ – ИРКУТСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ” НА ОСНОВЕ МНОГОКРИТЕРИАЛЬНОГО АНАЛИЗА И ТЕОРИИ КОМПРОМИССОВ¹

© 2025 г. А. Л. Бубер^{a, b}, М. В. Болгов^{b, *}, В. Б. Бубер^a

^aФедеральный научный центр гидротехники и мелиорации им. А.Н. Костякова

^bИнститут водных проблем РАН

*e-mail: bolgovmv@mail.ru

Поступила в редакцию 15.01.2024 г.

После доработки 07.06.2024 г.

Принята к публикации 28.10.2024 г.

Рассмотрены подходы к формированию оптимальных компромиссных диспетчерских графиков управления водными ресурсами Иркутского водохранилища (оз. Байкал) на основе методов многокритериальной оптимизации. Сформировано множество альтернативных решений в соответствии с перечнем различных вариантов иерархии приоритетов водопользователей. Определено множество недоминируемых по используемым критериям решений.

Ключевые слова: озеро Байкал, Иркутское водохранилище, компромиссное управление, многокритериальная оптимизация, диспетчерские правила, недоминируемые решения.

DOI: 10.31857/S0321059625030145 **EDN:** SYBIWX

ВВЕДЕНИЕ

Сложные водохозяйственные системы (ВХС) включают речную сеть с каскадами водохранилищ, системы каналов и гидротехнических сооружений, предназначенных для обеспечения использования и охраны водных ресурсов. ВХС, как правило, имеют многоцелевое назначение и служат для обеспечения водой водопользователей различного профиля. ВХС выполняют синхронизированную подачу воды, обеспечивающую водопользователей в различные сезоны года. Основными водопользователями являются: сельское и рыбное хозяйство, коммунально-бытовое и промышленное водоснабжение, экология, судоходство, рекреация, производство гидроэнергии и т. п. Особыми водопользователями являются организации, ответственные за реализацию мероприятий по защите от нега-

тивного воздействия вод и ликвидацию последствий чрезвычайных ситуаций. Требования к функционированию ВХС носят, как правило, сезонный характер, что учитывается при разработке правил управления и определяет режимы работы водозаборных сооружений.

Решения, принимаемые в области управления водными ресурсами, неизбежно связаны с поиском компромиссов среди конкурирующих возможностей или целей. Одной из задач, которые решаются при управлении водными ресурсами, является оценка альтернативных планов и выявление компромиссов среди конкурирующих возможностей, целей или задач. Технически обоснованные варианты компромиссных решений используются лицами, принимающими решение (ЛПР), а “наилучшее” компромиссное решение вырабатывается и принимается в процессе дискуссий и переговоров с участием всех заинтересованных водопользователей. Площадка для проведения таких дискуссий в Российской Федерации – Бассейновые советы, а для

¹ Часть работы, связанная с обработкой нестационарных рядов, выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема № FMWZ-2022-0001).

проведения переговоров — межведомственные рабочие группы, которые оперативно формируют режимы работы гидротехнических сооружений, входящих в ВХС.

Работа с многовариантными предложениями и альтернативными решениями предполагает получение количественных оценок различных управленческих решений, для чего используются критерии эффективности, которые рассчитываются исходя из целевых функций (ЦФ). Функции, определяющие цели, могут включать понятия максимизации или минимизации, т. е. минимизация затрат, максимизация чистой прибыли, максимизация надежности, максимизация качества воды, максимизация биологического разнообразия экосистем, сведение к минимуму дефицита водных ресурсов, максимальных отклонений от заданного объема водохранилищ и заданного распределения водных ресурсов (минимизация количества перебоев при подаче воды водопользователям), минимизация вредного воздействия вод.

Для формирования альтернативных компромиссных планов разрабатываются, как правило, математические модели, основанные на оптимизационных методах. Результативность функционирования оптимизационных моделей зависит от алгоритма, используемого для решения. Некоторые алгоритмы гарантируют нахождение наилучшего решения, другие могут гарантировать только нахождение локального оптимума. Некоторые из них включают в себя алгебраические методы “математического” программирования, в других же используются методы детерминистического или случайного эмпирического поиска. Применимость каждого метода зависит от математической структуры модели. В настоящее время ни один тип моделей не может считаться наилучшим для всех вопросов и проблем, встречающихся в планировании и управлении водными ресурсами [10].

Оптимизационные модели позволяют идентифицировать компромиссы между требованиями водопользователей, но они не могут определить наилучшее решение. Модели способны помочь выявить и оценить альтернативные варианты, но они не могут занять место человека

при принятии решения. Поэтому окончательное наилучшее компромиссное решение принимается на основе обсуждения множества представленных профессионалами альтернативных планов, разработанных на основе многокритериальной оптимизации и теории компромиссов. Для формирования множества альтернативных планов (сценариев) должен быть сформирован перечень различных вариантов иерархии приоритетов водопользователей, обычно связанный с лексикографическим упорядочением (группы водопользователей с наивысшим приоритетом, нормальным приоритетом, менее значимые, не-существенные и т. д.).

Регулирование режимов работы ВХС, включающей Иркутскую ГЭС и оз. Байкал, является многокритериальной задачей. В соответствии с методическими указаниями по разработке ПИВР [3], формирование режимов работы водохранилищ основано на применении диспетчерских графиков (ДГ), и данная статья посвящена разработке “оптимальных” компромиссных ДГ методами многокритериального анализа и теории компромиссов. На основе оптимизационных методов формируется множество альтернативных решений (координат оптимальных ДГ) в соответствии с перечнем различных вариантов иерархии приоритетов требований водопользователей (критериев). В качестве целевых функций (критериев) используется обеспеченность по числу бесперебойных интервалов или лет [10]. Множество недоминируемых решений определяется на основе визуализации матрицы решений методами многокритериального анализа (методом достижимых целей).

Спецификой рассматриваемого водного объекта является преобладание дождевого питания в общем притоке воды к водохранилищу, что делает очень сложным его долгосрочное прогнозирование. Чувствительность формирования стока к климатическим факторам определяет высокую вероятность группировок маловодных и многоводных лет, что сказывается на характеристиках регулирования стока. Эти и многие другие вопросы влияния климатических факторов на гидрологический режим подробно освещены в современных публикациях ([1, 2, 5] и др.). В данной статье в качестве характеристики водных ре-

сурсов принят временной ряд полезного притока за более чем 100-летний период.

МЕТОДЫ

Многокритериальный анализ

Эффективные решения, — это решения, которые не могут быть изменены без ухудшения одного или нескольких целевых значений. Многокритериальные методы, или методы многокритериального анализа, не предназначены для определения лучшего решения, они обеспечивают информацией о компромиссах между данными множествами количественных критериев эффективности [10]. Любое окончательное решение будет принято в процессе обсуждения на основе качественной и количественной информации. Определение допустимых и эффективных планов является более простой задачей, чем решение, какой из этих эффективных планов лучший.

Когда различные цели планирования или управления водными ресурсами не могут быть объединены в единичную скалярную функцию цели, должна применяться многоцелевая модель. Векторная проблема оптимизации формулируется следующим образом. Пусть вектор X представляет множество неизвестных величин переменных решения, которые требуется определить, а $Z_j(X)$ есть эффективный критерий или цель, которая должна максимизироваться. Каждый эффективный критерий или цель j есть функция от этих неизвестных величин переменных решения. Допустим, что все цели $Z_j(X)$, $j = 1, 2, \dots, J$, максимизируются, тогда модель может быть записана следующим образом:

максимизировать

$$[Z_1(X), Z_2(X), \dots, Z_j(X), \dots, Z_J(X)] \quad (1)$$

при ограничениях:

$$q_i(X) = b_i, i = 1, 2, \dots, m. \quad (2)$$

Цель в выражении (1) есть вектор, состоящий из J отдельных целей. Область допустимых решений определяет m ограничений $q_i(X) = b_i$.

Вектор модели оптимизации есть выразительный способ формулировки многоцелевой (многокритериальной) проблемы, но он бесполезен для ее решения. В реальности вектор может быть максимизирован, если он может быть преобразован (свернут) в скаляр. Таким образом, проблема многокритериального планирования и управления, определенная выше, не может в общем случае быть решена без дополнительной информации. Целью многокритериального моделирования является генерация множества технологически достижимых и эффективных планов. В данном случае оценкой “оптимальности” решения является обеспеченность требований водопользователя.

Доминирование

Определим план X как доминирующий над всеми другими, если его целевые значения равны значениям или превышают их для всех целей других планов и существует по крайней мере одна целевая величина, которая строго больше, чем у всех других планов. Допустим, что все цели j максимизируются, тогда альтернативный план i , X_i доминирует, если

$$Z_j(X_i) \geq Z_j(X_k) \text{ для всех целей } j \text{ и планов } k \quad (3)$$

и для каждого плана $k \neq i$ есть по крайней мере одна цель j^* , такая, что

$$Z_{j^*}(X_i) > Z_{j^*}(X_k). \quad (4)$$

Доминируемые планы могут быть исключены из дальнейшего рассмотрения. Эффективные решения, которые не могут быть “худшими” или над которыми нет доминирующих решений, часто называются оптимальными Паретовскими решениями, потому что они удовлетворяют условиям, предложенным В. Парето (Pareto), а именно — чтобы улучшить величину одной цели, необходимо ослабить по крайней мере одну из других целей.

Методы весов, ограничений и достижимых целей — это три наиболее эффективных общих подхода для определения недоминантных планов, которые вместе определяют эффективные компромиссы среди всех целей

$Z_j(X)$. Для того, чтобы сгенерировать точки на границе производственной целевой функции для этих методов требуется численное решение одноцелевой оптимизационной модели управления.

Визуализация процесса принятия “оптимального” компромиссного решения на основе анализа всех недоминируемых решений выполняется на разработанном в вычислительном центре им. А.А. Дородницына (автор Лотов А.В.) программном комплексе Pareto Front Viewer, реализующим метод достижимых целей [7].

Метод весов

В данном исследовании для поиска оптимальной конфигурации ДГ использован метод весов. Весовой подход включает назначение относительных весов каждой цели для того, чтобы перевести вектор цели в модели (1)–(2) в скаляр [10]. Этот скаляр является взвешенной суммой относительных целевых функций (критериев). Веса назначаются в соответствии с выбранными приоритетами требований водопользователей. Многокритериальная модель (1)–(2) приобретает следующий вид:

максимизировать

$$Z = w_1 Z_1(X) + w_2 Z_2(X) + \dots + w_j Z_j(X) + \dots + w_J Z_J(X) \quad (5)$$

при ограничениях:

$$q_i(X) = b_i, i = 1, 2, \dots, m, \quad (6)$$

где неотрицательные веса определены как константы. Для того чтобы сгенерировать множество технически эффективных (не ухудшаемых) планов, величины весов w_j систематически варьируются и модель решается для каждой комбинации значений этих весов.

Описание требований водопользователей, определяющих критерии оптимизации

В случае когда требования водопользователей конфликтуют друг с другом, возникает задача поиска компромиссных управленческих решений, позволяющих формировать согласованные с заинтересованными лицами режимы работы ВХС. Определение оптимальных компромиссных управленческих решений — сложная задача, которая, как правило, решается методами многокритериальной оптимизации и теории компромиссов. В соответствии с [4], попуски из водохранилищ формируются на основе использования принципа диспетчеризации по текущим уровням верхних бьефов и краткосрочному прогнозу притока к водохранилищам. В данной работе выполнен поиск ряда компромиссных диспетчерских графиков (ДГ), позволяющих Лицу, принимающему решение (ЛПР), на основе переговоров с заинтересованными водопользователями выбрать “оптимальную” в смысле Парето конфигурацию ДГ.

Множество альтернативных диспетчерских графиков для многокритериального анализа

Таблица 1. Перечень критериев и требования водопользователей к их величине

№	Критерий	Минимум	Максимум
1	Допустимый диапазон, м	455.8	457.3
2	Максимальный уровень Байкала, м		457.3
3	Минимальный уровень Байкала, м	455.8	
4	Максимальный сброс в зимний период, м ³ /с		2500
5	Санитарно-транспортный попуск (май–октябрь), м ³ /с	1500	
6	Водоснабжение, сниженный транспортный попуск с марта по ноябрь, м ³ /с	1300	
	Санитарный зимой (декабрь–февраль), м ³ /с	1250	
7	Противопаводковый попуск, м ³ /с		3200
8	Гарантированная мощность зимой, МВт	347	
9	Нормальная работа водозаборов — уровень верхнего бьефа ИГЭС, м	454	
10	Напор на плотине, м	26	
		456	456.2
11	Предполоводная сработка к 1 мая, м; рыбный, экологический уровень, сентябрь, м	456.9	457.1

Таблица 2. Сценарии оптимизации со штрафными коэффициентами для принятых критериев

Код сценария	Штрафы по критериям (из табл. 1)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Sc001	0.4	0.4	0.4	0.8	1	1	8	1	1	1	0.4
Sc002	4	4	4	0.8	1	1	8	1	1	1	4
Sc003	40	40	40	0.8	1	1	8	1	1	1	40
Sc004	0.4	0.4	0.4	8	1	1	8	1	1	1	0.4
Sc005	4	4	4	8	1	1	8	1	1	1	4
Sc006	40	40	40	8	1	1	8	1	1	1	40
Sc007	0.4	0.4	0.4	80	1	1	8	1	1	1	0.4
Sc008	4	4	4	80	1	1	8	1	1	1	4
Sc009	40	40	40	80	1	1	8	1	1	1	40
Sc010	0.4	0.4	0.4	0.8	10	10	8	1	10	1	0.4
Sc011	4	4	4	0.8	10	10	8	1	10	1	4
Sc012	40	40	40	0.8	10	10	8	1	10	1	40
Sc013	0.4	0.4	0.4	8	10	10	8	1	10	1	0.4
Sc014	4	4	4	8	10	10	8	1	10	1	4
Sc015	40	40	40	8	10	10	8	1	10	1	40
Sc016	0.4	0.4	0.4	80	10	10	8	1	10	1	0.4
Sc017	4	4	4	80	10	10	8	1	10	1	4
Sc018	40	40	40	80	10	10	8	1	10	1	40
Sc019	0.4	0.4	0.4	0.8	100	100	8	1	100	1	0.4
Sc020	4	4	4	0.8	100	100	8	1	100	1	4
Sc021	40	40	40	0.8	100	100	8	1	100	1	40
Sc022	0.4	0.4	0.4	8	100	100	8	1	100	1	0.4
Sc023	4	4	4	8	100	100	8	1	100	1	4
Sc024	40	40	40	8	100	100	8	1	100	1	40
Sc025	0.4	0.4	0.4	80	100	100	8	1	100	1	0.4
Sc026	4	4	4	80	100	100	8	1	100	1	4
Sc027	40	40	40	80	100	100	8	1	100	1	40
Sc028	0.4	0.4	0.4	0.8	1	1	80	1	1	1	0.4
Sc029	4	4	4	0.8	1	1	80	1	1	1	4
Sc030	40	40	40	0.8	1	1	80	1	1	1	40
Sc031	0.4	0.4	0.4	8	1	1	80	1	1	1	0.4
Sc032	4	4	4	8	1	1	80	1	1	1	4
Sc033	40	40	40	8	1	1	80	1	1	1	40
Sc034	0.4	0.4	0.4	80	1	1	80	1	1	1	0.4
Sc035	4	4	4	80	1	1	80	1	1	1	4
Sc036	40	40	40	80	1	1	80	1	1	1	40
Sc037	0.4	0.4	0.4	0.8	10	10	80	1	10	1	0.4
Sc038	4	4	4	0.8	10	10	80	1	10	1	4
Sc039	40	40	40	0.8	10	10	80	1	10	1	40
Sc040	0.4	0.4	0.4	8	10	10	80	1	10	1	0.4
Sc041	4	4	4	8	10	10	80	1	10	1	4
Sc042	40	40	40	8	10	10	80	1	10	1	40
Sc043	0.4	0.4	0.4	80	10	10	80	1	10	1	0.4
Sc044	4	4	4	80	10	10	80	1	10	1	4
Sc045	40	40	40	80	10	10	80	1	10	1	40
Sc046	0.4	0.4	0.4	0.8	100	100	80	1	1	1	0.4
Sc047	4	4	4	0.8	100	100	80	1	1	1	4
Sc048	40	40	40	0.8	100	100	80	1	1	1	40

Таблица 2. Окончание

Код сценария	Штрафы по критериям (из табл. 1)										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Sc050	4	4	4	8	100	100	80	1	1	1	4
Sc051	40	40	40	8	100	100	80	1	1	1	40
Sc052	0.4	0.4	0.4	80	100	100	80	1	1	1	0.4
Sc053	4	4	4	80	100	100	80	1	1	1	4
Sc054	40	40	40	80	100	100	80	1	1	1	40

формировалось путем оптимизации диспетчерского графика Иркутской ГЭС 1988 г. [4]. Оптимизация проводилась по 11 критериям, требованиям различных водопользователей. Перечень критериев и соответствующие требования водопользователей представлены в табл. 1.

Основой формирования множества альтернативных решений для выбора оптимальных компромиссных диспетчерских графиков в соответствии с перечнем различных вариантов иерархии приоритетов водопользователей явился набор сценариев, в которых предпочтение отдается той или иной группе критериев. Перечень сценариев для оптимизации и значения соответствующих штрафных коэффициентов приведены в табл. 2.

С помощью разработанного программного обеспечения для всех приведенных сценариев была выполнена оптимизация действующего диспетчерского графика Иркутского гидроузла. При оптимизации использовался 117-летний ряд полезного притока к оз. Байкал за 1903–2020 гг. Под полезным притоком понимается общая величина притока на границах водохранилища за вычетом всех видов потерь и безвозвратного водопотребления. Статистические характеристики использованного ряда при этом не существенны. Поскольку в работе проводится сравнение эффективности управления при различных конфигурациях диспетчерских графиков, важно лишь то, что вычисления проводятся с использованием одних и тех же данных приточности.

Методы поиска оптимальной конфигурации диспетчерского графика

При формировании оптимальных компромиссных диспетчерских графиков необходимо

методами многокритериальной оптимизации сформировать множество альтернативных решений в соответствии с перечнем различных вариантов иерархии приоритетов требований водопользователей. Это множество решений формируется путем конструирования множества ДГ, каждый из которых получен на основе поиска оптимальных координат по заданным критериям со штрафными коэффициентами из табл. 2. Такой подход сформулирован в работе [9], где в качестве оптимизатора использовался эвристический генетический алгоритм. В данной работе множество решений (матрица решений) получено на основе поиска оптимальных координат ДГ специальными детерминистическими методами, разработанными и описанными в [7, 8].

Пусть для рассматриваемого водохранилища задано K требований водопользователей, которые должны быть удовлетворены с гарантированной надежностью для заданного гидрологического ряда приточности при управлении по оптимизируемому ДГ.

Обозначим:

Π_k — число перебоев (отклонений от требований водопользователей) для k -го требования за рассматриваемый период;

P_k — штрафной множитель, определяющий место k -го требования в иерархии приоритетов требований водопользователей.

Тогда можно определить штрафную функцию перебоев F_k для требования k :

$$F_k = P_k \Pi_k \quad (7)$$

и суммарную (по всем требованиям) штрафную функцию F

$$F = \sum_{k=1}^K F_k. \quad (8)$$

Функция (8) может использоваться как целевая функция (ЦФ) для определения качества управления по данному диспетчерскому графику. Чем меньше значение F , тем выше качество управления по рассматриваемому диспетчеру с точки зрения упомянутых выше обеспеченностей. Диспетчер состоит из набора узловых точек, которые задаются на границах интервалов года и образуют непересекающиеся кусочно-линейные перебойные линии, упорядоченные по уровням. Для каждой зоны между двумя соседними перебойными линиями задается диапазон допустимых для этой зоны сбросных расходов воды.

Задача оптимизации диспетчерского графика может быть сформулирована следующим образом: найти такую конфигурацию ДГ (координаты перебойных линий), при которой целевая функция (8) будет минимальна.

Поскольку линии диспетчера не пересекаются, для каждой узловой точки Z_i на некоторой границе интервала оптимальное значение $Z_{i\text{opt}}$ может лежать только между узловой точкой Z_{i-1} , находящейся выше, и узловой точкой Z_{i+1} , находящейся ниже Z_i на этой границе. Тогда алгоритм поиска оптимального значения $Z_{i\text{opt}}$ может быть построен следующим образом — для переменной $\alpha \in [0;1]$ методом золотого сечения вычисляются последовательно значения $Z_{i\text{opt}}^*(\alpha)$ и $Z_{i\text{opt}}^{**}(\alpha)$, доставляющие минимумы соответствующим величинам целевой функции F^* и F^{**} при смещении узловой точки Z_i вверх и вниз соответственно.

Из двух значений $Z_{i\text{opt}}^*(\alpha)$ и $Z_{i\text{opt}}^{**}(\alpha)$, найденных последовательно при смещениях узловой точки вверх-вниз, выбирается то, для которого значение целевой функции F меньше. Оно и определяет окончательно оптимизированное положение $Z_{i\text{opt}}$ i -й узловой точки. Поскольку узловые точки первой (верхней) и n -й (нижней) линий ДГ являются предельными, их координаты не участвуют в процессе оптимизации, оставаясь неизменными. Выполнив процедуру оптимизации последовательно для всех узловых точек диспетчера, можно получить оптимизированный вариант диспетчерского графика. При

этом на каждом шаге оптимизации (для каждой следующей узловой точки) значение целевой функции по крайней мере не ухудшается.

Можно рассмотреть две модификации описанного алгоритма. Первая модификация — когда вычисление координат оптимальных уровней узловых точек выполняется одновременно для всех линий ДГ на каждой границе интервала поочередно для всех границ интервалов. В этом случае все узловые точки каждого интервала смещаются одновременно и пропорционально в одну и ту же сторону (вверх или вниз), причем точки границ соседних интервалов могут смещаться в противоположные стороны. Назовем эту модификацию “вертикальной” оптимизацией. При вертикальной оптимизации количество оптимизационных проходов для диспетчера равно количеству интервалов, на которые разбит водохозяйственный год.

Вторая модификация алгоритма оптимизации предполагает, что вычисление координат оптимальных значений узловых точек диспетчера выполняется поочередно для каждой линии, причем одновременно для всех ее точек на всех границах интервалов. Все узловые точки одной линии смещаются в одном направлении (вверх или вниз). При этом сохраняется определенное самоподобие линий диспетчера. Назовем эту модификацию “горизонтальной” оптимизацией. При горизонтальной оптимизации количество оптимизационных проходов для диспетчера равно количеству перебойных линий, исключая верхнюю и нижнюю линии.

В обоих случаях координаты точек первой (верхней) и последней (нижней) перебойных линий остаются неизменными.

Программное обеспечение (ПО), реализующее алгоритмы вертикальной и горизонтальной оптимизации диспетчерских графиков, разработано в среде *IVA* в виде процедур, запускаемых управляющим модулем. Работа управляющего модуля определяется командной строкой, которая задает последовательность запуска процедур вертикальной и горизонтальной оптимизации, комбинируя их в любом порядке с любым количеством повторений. При этом ре-

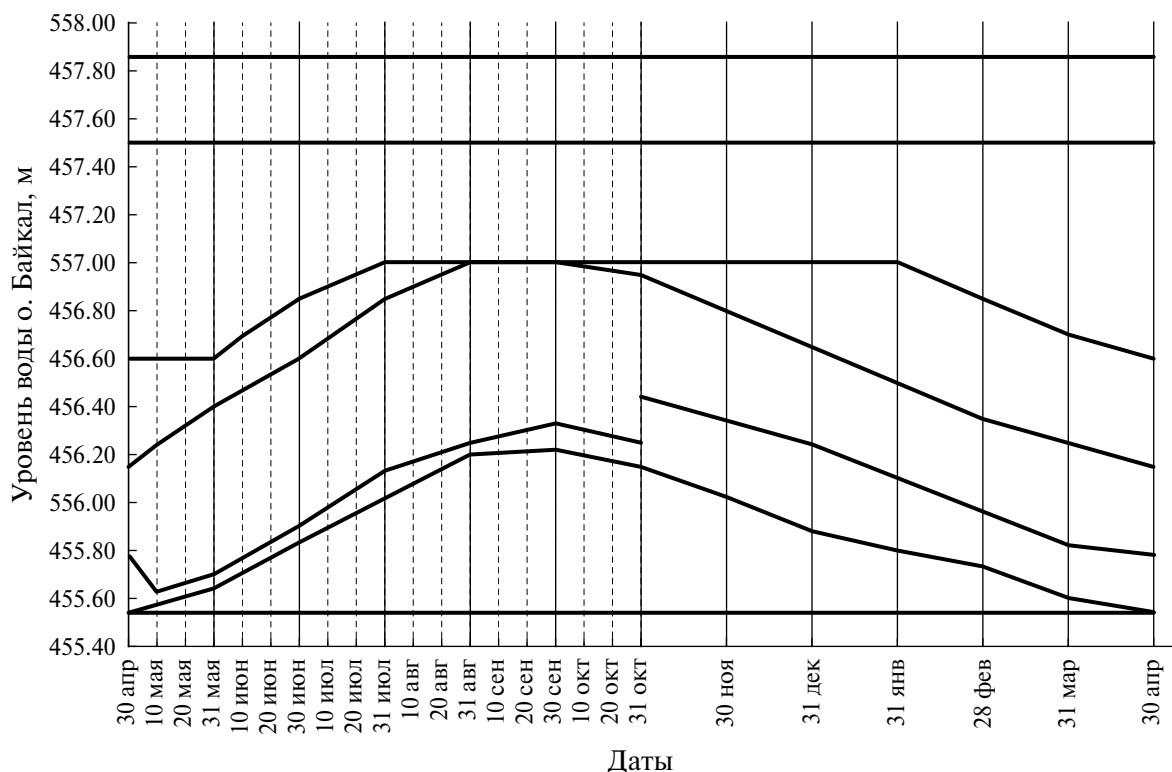


Рис. 1. Диспетчерский график Иркутского водохранилища из ПИВР 1988 г.

зультаты расчетов на предыдущем шаге передаются в качестве исходных данных в последующий расчет.

Наряду с дискретной штрафной функцией (7), вычисляемой по количеству перебоев, в разработанном ПО предусмотрена также возможность использования непрерывной штрафной функции. Для этого в (7) вместо взвешенного количества отклонений $P_k \Pi_k$ вычисляется взвешенная сумма квадратов отклонений наблюдаемых значений критерия D_k от соответствующего требования водопользователей для k -го критерия D_{k0}

$$F_k = P_k \sum (D_k - D_{k0})^2, \quad (9)$$

где суммирование ведется по всем интервалам гидрологического ряда. Суммарная штрафная функция при этом также вычисляется по формуле (8).

Особенность такой штрафной функции заключается в том, что она оказывается чувствительна не только к количеству отклонений, но и к их величине (уменьшается «глубина» перебоев).

Поскольку критерии в (9) являются, как правило, различными физическими величинами и, соответственно, имеют разные размерности, перед оптимизацией они приводились к безразмерному виду путем нормировки на их начальную величину. Операция сложения в формуле вычисления целевой функции (8) в результате нормировки становится математически корректной. Кроме того, в начале цикла оптимизации все ненулевые слагаемые целевой функции оказываются равными 1, и вклад каждого из них в величину целевой функции определяется только величиной соответствующего штрафного коэффициента.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Определение оптимальных координат перебойных линий диспетчерского графика

Как указано выше, оптимизация выполнялась для действующего ДГ Иркутского гидроузла 1988 г. Диаграмма ДГ приведена на рис. 1.

Оптимизация ДГ в каждом сценарии проводилась в пять проходов с последовательным

применением обоих описанных в [6] алгоритмов (горизонтального Н и вертикального V) по схеме: Нормировка–ННV–Нормировка–НV.

При оптимизации для каждого из перечисленных выше критерия в каждом сценарии (табл. 2) вычислялись следующие величины:

- 1) интервальная перебойность — количество интервалов гидрологического ряда, в которых нарушаются требования соответствующего критерия;
- 2) интервальная обеспеченность, соответствующая интервальной перебойности;
- 3) годовая перебойность — количество лет, в которых нарушаются требования соответствующего критерия;
- 4) годовая обеспеченность, соответствующая годовой перебойности;
- 5) глубина отклонений (перебоев) — максимальная по гидрологическому ряду величина отклонения соответствующего критерия от требования.

Последняя величина — глубина отклонений — позволяет выбрать лучший вариант в случае равенства остальных величин или, например, отдать предпочтение несколько худшему по обеспеченности варианту, если он дает существенный выигрыш по “глубине перебоев”.

По каждому сценарию, приведенному в табл. 2, были выполнены оптимизационные расчеты по программе, описанной выше. На основе этих данных по всем 54 сценариям получена матрица решений, содержащая значения годовых обеспеченностей и глубины перебоев.

Полученная матрица решений была исследована с помощью многокритериального анализа, реализованного в программе Pareto Front Viewer. На рис. 2 визуализирована матрица решений в среде программы Pareto Front Viewer.

На рис. 2 по оси X показаны обеспеченности по критерию 1 (предельные уровни оз. Бай-

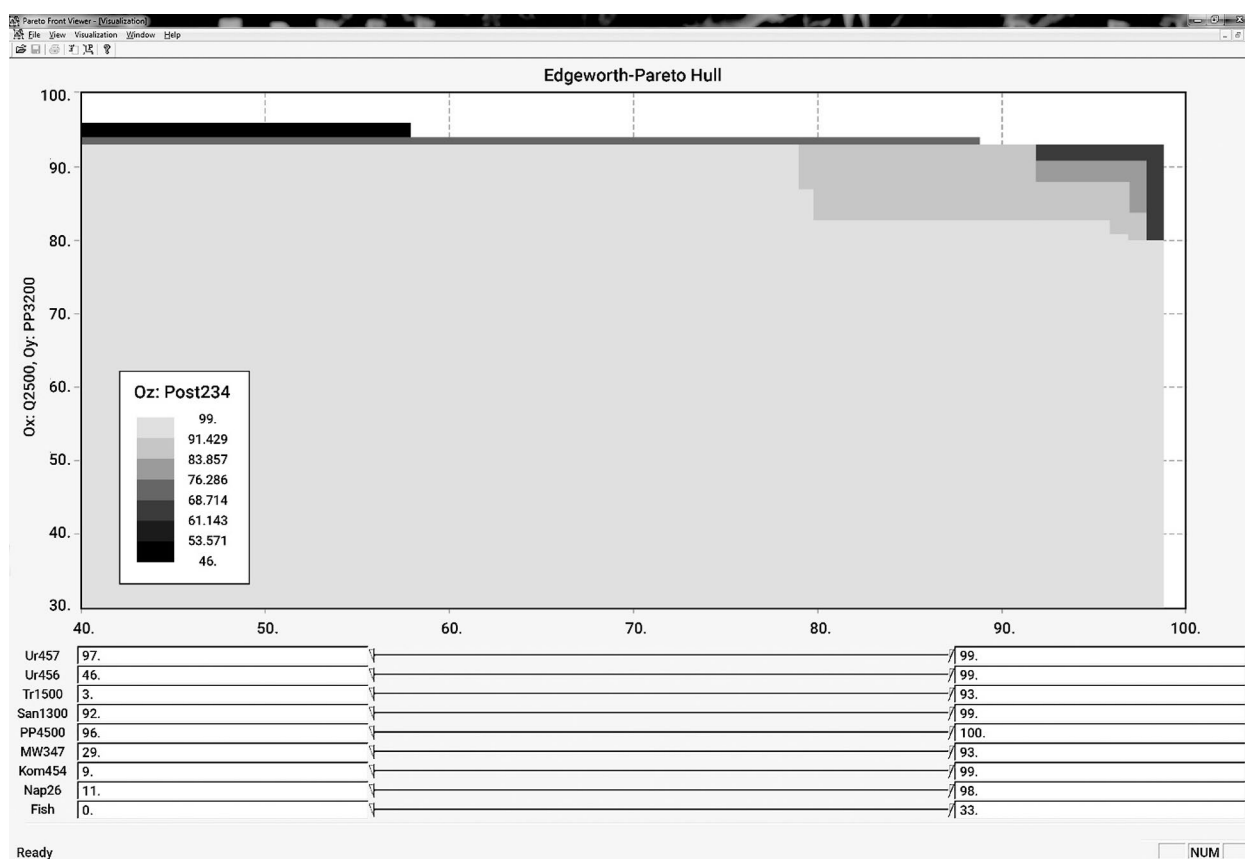


Рис. 2. Визуализация матрицы решений в среде Pareto Front Viewer.

Таблица 3. Нормативные и сниженные предельные показатели годовых обеспеченностей по критериям (%)

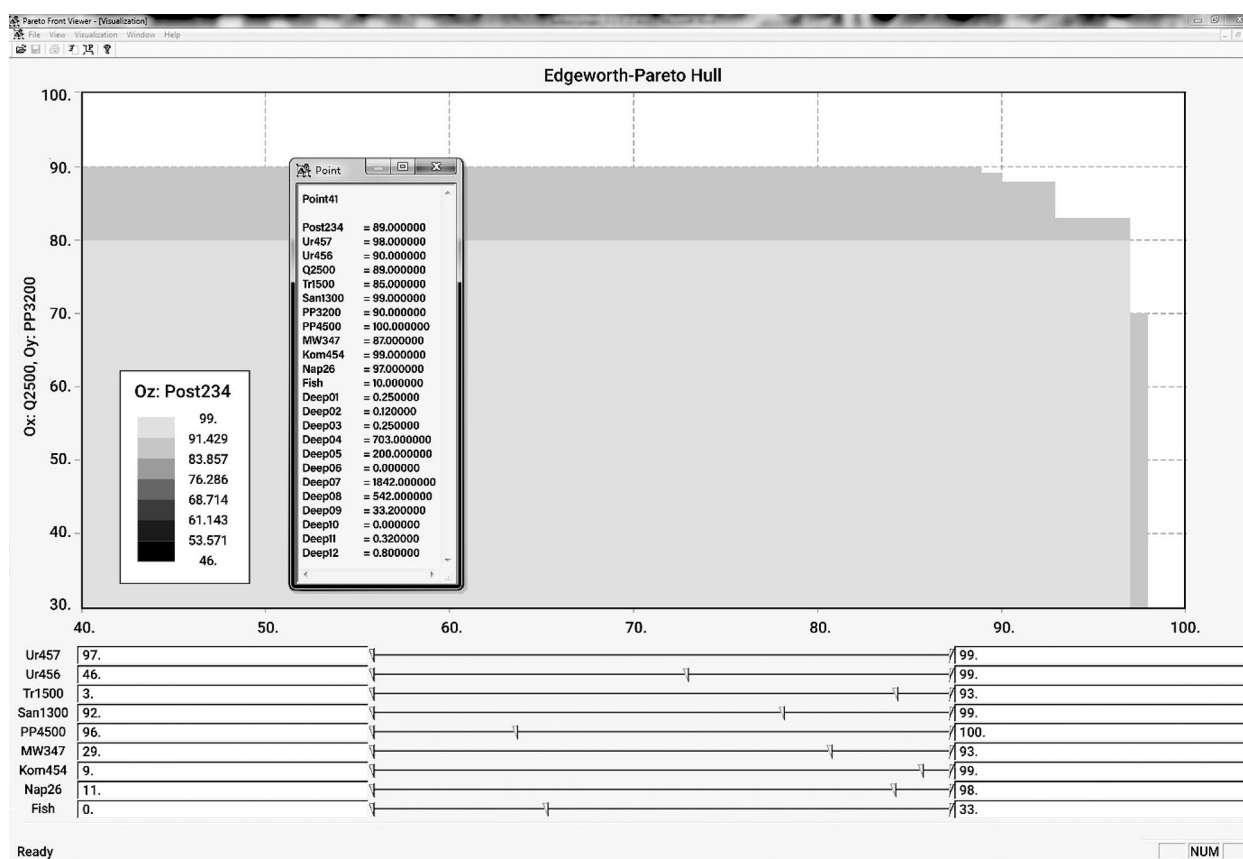
Номер критерия	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Нормативные значения	95	95	75	95	85	97	95	97	90	97	90	25
Сниженные значения	—	95	75	—	85	97	—	97	80	95	90	10

кал), по оси Y — обеспеченности по критерию 4 (сбросы зимой ≤ 2500 м³/с), тоном — диапазон обеспеченностей по критерию 7 (максимальные сбросы с Иркутской ГЭС). Остальные критерии представлены ниже основного поля диапазоном допустимых обеспеченностей, которые варьируются при помощи “бегунков”.

В качестве допустимых границ для критериев были взяты нормативные показатели годовой обеспеченности, приведенные в Методических указаниях [3]. Поскольку нет ни одного допустимого решения, удовлетворяющего всем нормативным требованиям (требования водопользователей конфликтуют друг с другом), для выбора компромиссных решений были взяты

сниженные показатели предельно допустимых обеспеченностей. Соответствующие предельные показатели нормативных и сниженных обеспеченностей для всех критериев приведены в табл. 3.

Показатели сниженной обеспеченности по критериям 1, 4, 7 включены в систему поиска компромиссных решений в режиме ручного отбора. Компромиссные (недоминируемые) решения формируются программой Pareto Front Viewer в виде вершин конусов Парето. Программа позволяет визуализировать результаты анализа и на этой основе выбирать недоминируемые решения из множества решений, представленных в матрице.

**Рис. 3.** Компромиссные решения в среде программы Pareto Front Viewer.

Набор полученных компромиссных решений в среде программы Pareto Front Viewer показан в виде вершин конусов Парето на рис. 3 (на рисунке приведены показатели для компромиссного решения Sc041).

В цифровом виде показатели обеспеченности и глубины перебоев для компромиссных решений приведены в табл. 4–6.

В табл. 5 полужирным шрифтом показаны нарушения нормативных показателей обеспеченности. В столбцах 71 всех приведенных выше таблиц показаны данные, полученные при увеличении значения требования по критерию 7 с 3200 до 4500 м³/с. В последней строке в табл. 4–6

приведены данные исходного диспетчерского графика 1988.

На рис. 4–9 приведены диаграммы соответствующих компромиссных ДГ.

Анализ показателей компромиссных решений

Все компромиссные решения имеют плохие показатели обеспеченности для критериев 1 (допустимый диапазон уровней оз. Байкал 455.8–457.3 м), 7 (противопаводковый) и 11 (экологический, рыбохозяйственный).

Ниже следует анализ показателей компромиссных решений (дополнительно к указанным выше).

Таблица 4. Компромиссные (недоминируемые) решения – годовые перебои

Сценарий	Перебои годовые по критериям, шт.											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc010	12	2	10	3	13	0	23	2	10	0	1	94
Sc011	9	2	7	3	14	0	23	3	9	0	3	97
Sc013	11	1	10	3	14	0	19	2	12	3	5	100
Sc040	11	1	10	11	16	0	12	2	13	3	2	103
Sc041	12	1	11	12	17	0	11	2	14	0	3	105
Sc043	14	1	13	7	14	1	13	2	18	5	4	104
ДГ 1988	12	1	11	10	9	2	38	4	8	4	5	71

Таблица 5. Компромиссные (недоминируемые) решения – годовые обеспеченности

Сценарий	Обеспеченности годовые по критериям, %											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc010	89	97	91	97	88	99	80	97	91	99	98	19
Sc011	92	97	93	97	87	99	80	97	92	99	97	17
Sc013	90	98	91	97	87	99	83	97	89	97	95	14
Sc040	90	98	91	90	86	99	89	97	88	97	97	12
Sc041	89	98	90	89	85	99	90	97	87	99	97	10
Sc043	87	98	88	93	87	98	88	97	84	95	96	11
ДГ 1988	89	98	90	91	92	97	67	96	92	96	95	39

Таблица 6. Компромиссные (недоминируемые) решения – глубины перебоев

Сценарий	Глубины перебоев по критериям											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc010	0.26	0.19	0.26	1440	200	0	2016	716	31.7	0.00	0.21	0.81
Sc011	0.18	0.18	0.15	1 012	200	0.00	2279	979	29.27	0.00	1.09	0.69
Sc013	0.26	0.15	0.26	692	200	0	2224	924	31.8	0.13	1.11	0.81
Sc040	0.24	0.13	0.24	854	200	0	1803	503	33.1	0.05	0.83	0.80
Sc041	0.25	0.12	0.25	703	200	0	1842	542	33.2	0.00	0.32	0.80
Sc043	0.26	0.09	0.26	612	200	170	2042	742	68.8	0.24	1.25	0.81
ДГ 1988	0.27	0.13	0.27	658	200	250.0	2528	1 228	86.6	0.96	2.28	0.86

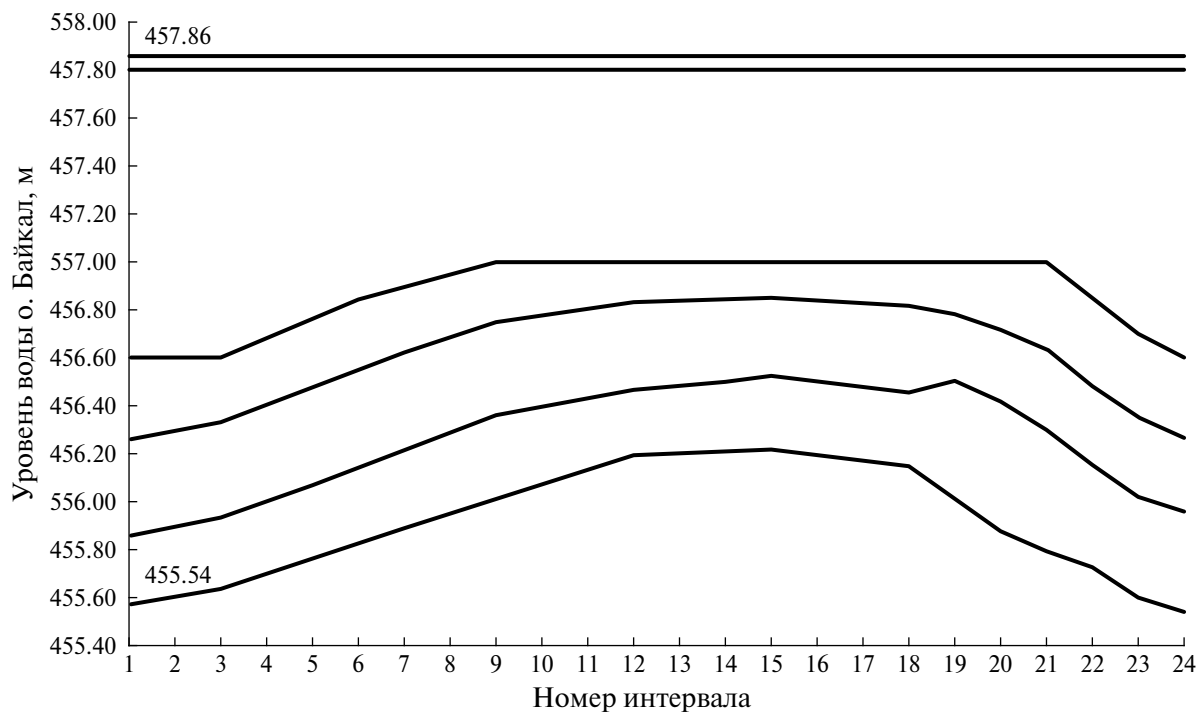


Рис. 4. Оптимизированный ДГ — Sc010.

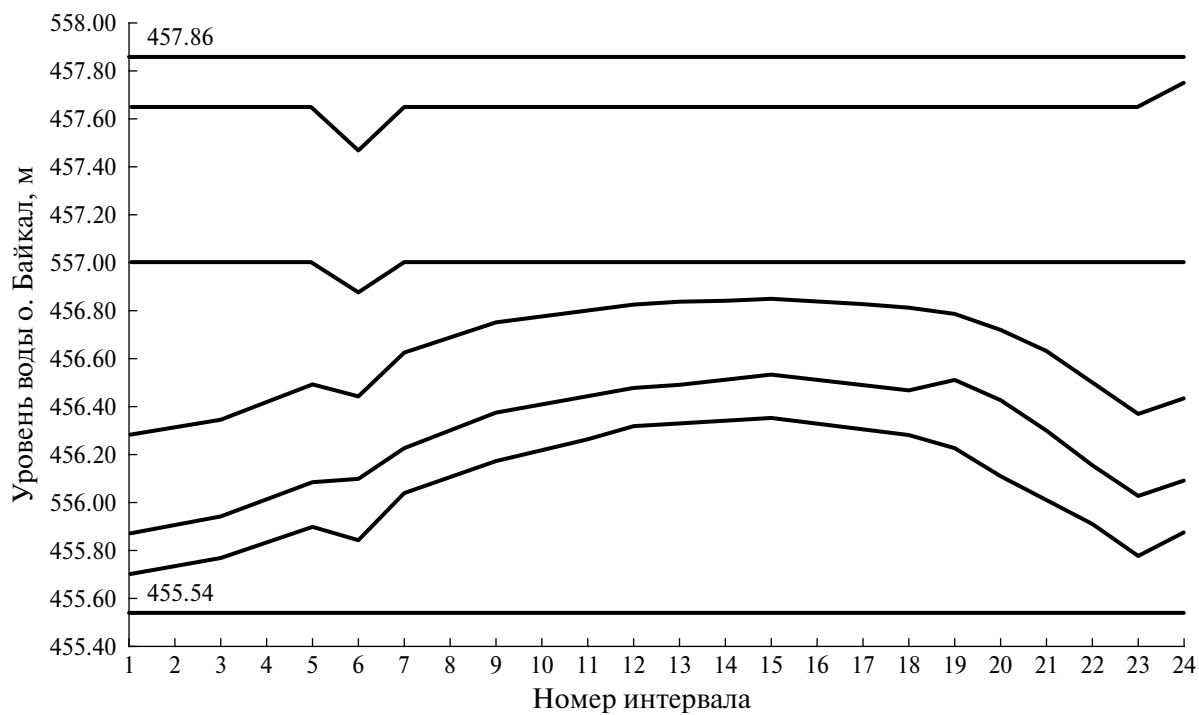


Рис. 5. Оптимизированный ДГ — Sc011.

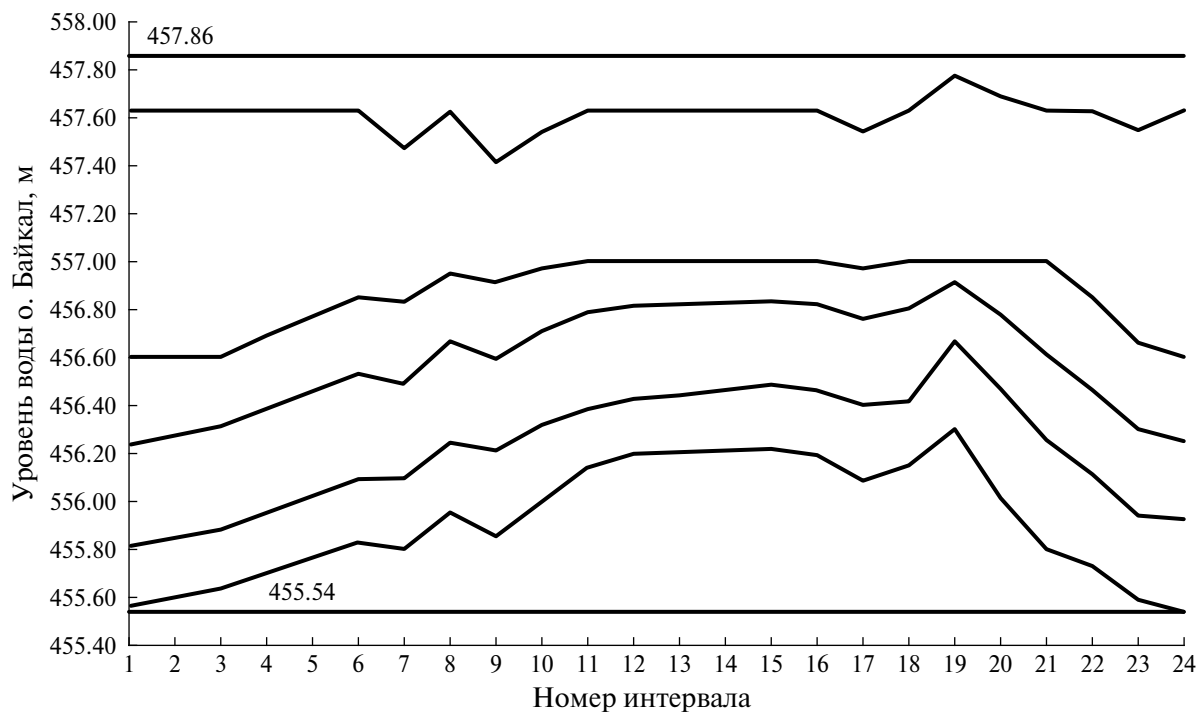


Рис. 6. Оптимизированный ДГ – Sc013.

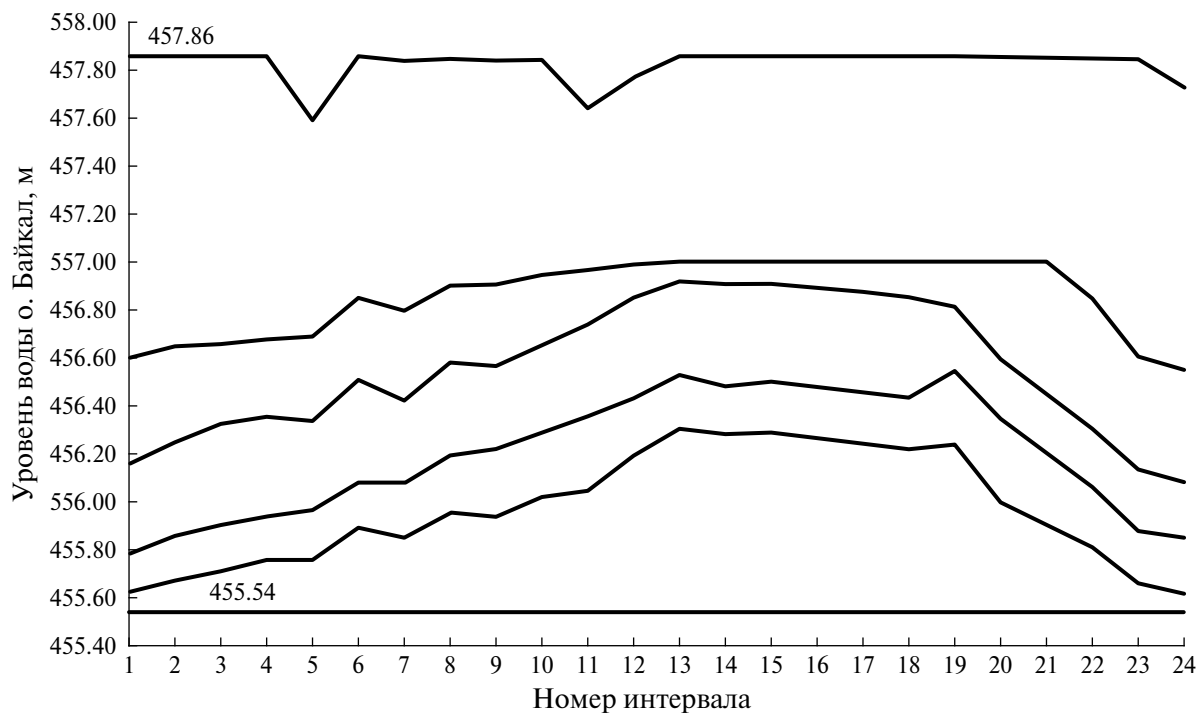


Рис. 7. Оптимизированный ДГ – Sc040.

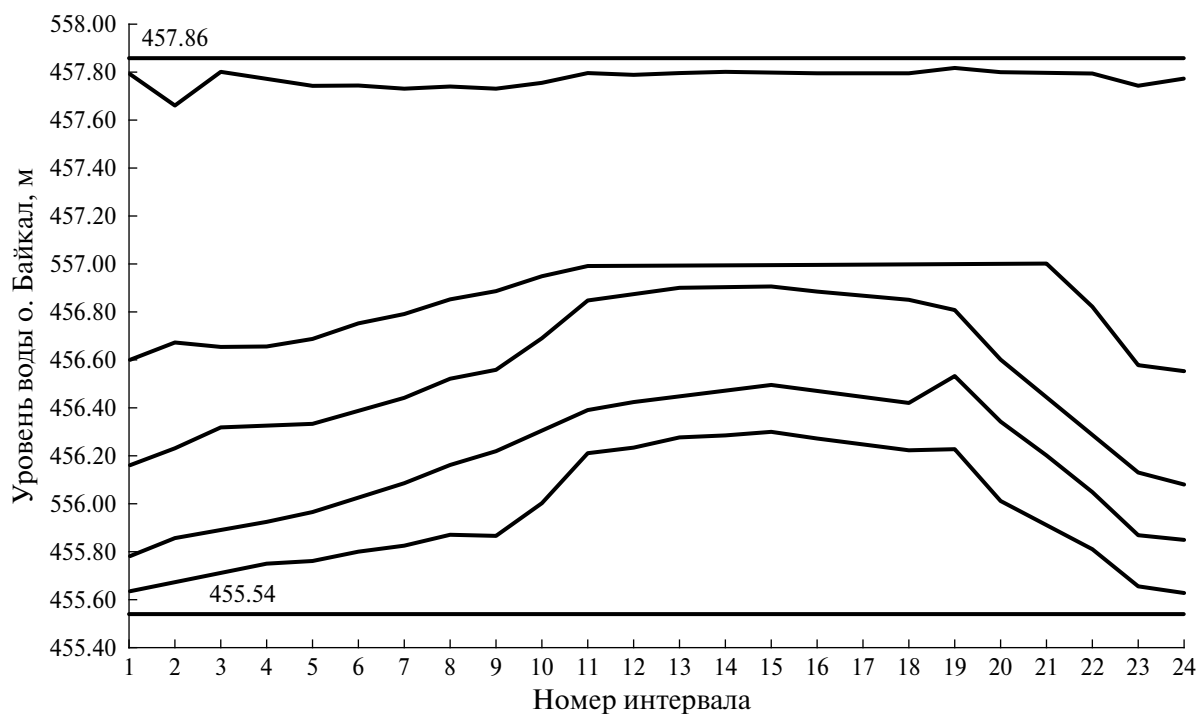


Рис. 8. Оптимизированный ДГ – Sc041.

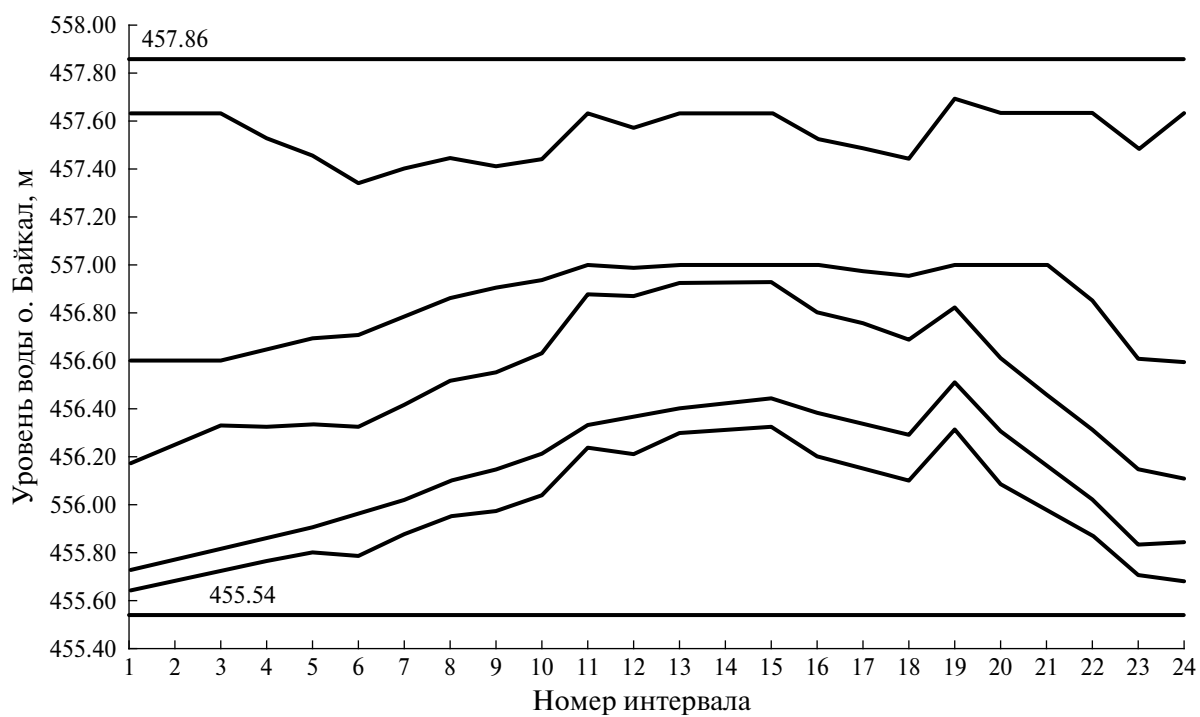


Рис. 9. Оптимизированный ДГ – Sc043.

ДГ, полученные по сценариям Sc010 и Sc011, имеют нормативные показатели обеспеченности по всем критериям. Поэтому группой информационного сопровождения эти ДГ рекомендуются ЛПР для обсуждения и утверждения в процессе переговоров с заинтересованными водопользователями (например, на площадке Бассейнового совета).

ДГ, полученные по сценариям Sc013 и Sc040, имеют нарушение по критерию 8 (энергетика), остальные критерии находятся в пределах нормативных показателей.

ДГ, полученный по сценарию Sc041, имеет нарушения по критериям 4 (сбросы зимой) и 8 (энергетика).

ДГ, полученный по сценарию Sc043, имеет нарушения по критериям 8 (энергетика) и 9 (водозабор ИГЭС).

Хотя все компромиссные решения удовлетворяют сниженным показателям обеспеченности, принимать тот или иной ДГ необходимо в соответствии с поставленной целью. Например, если необходимо добиться наилучших показате-

лей по противопоаводковому критерию, то нужно рассмотреть сценарий Sc041. К сожалению, исходный ДГ 1988 г. имеет серьезное нарушение по критерию 7 (противоаводковый), поскольку он был рассчитан на не затапливающие в период его разработки (до 1988 г.) сбросы 4000–6000 м³/с. Современное требование 3200 м³/с с обеспеченностью 95% требует серьезной корректировки ДГ 1988.

Для определения максимально возможных показателей по обеспеченности для каждого критерия без учета влияния остальных критериев была выполнена оптимизация ДГ с форсированными значениями штрафных коэффициентов для заданного критерия. По критериям 1, 4, 8 форсированные штрафные коэффициенты принимались равными 1000, для критериев 5, 7, 11 равными 10000 (в расчетных сценариях максимальное значение штрафа было равно 100). В качестве базового сценария при этом принимался сценарий Sc014. Схема оптимизации применялась прежняя: Нормировка–ННВ–Нормировка–НВ.

Штрафные коэффициенты и результаты расчетов по пяти параметрам приведены в табл. 7–12.

Таблица 7. Форсированные штрафные коэффициенты

Сценарий	Штрафные коэффициенты по критериям											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	4	4	4	8	10	10	8	8	1	10	1	4
Sc014-1-1000	1000	4	4	8	10	10	8	8	1	10	1	4
Sc014-4-1000	4	4	4	1000	10	10	8	8	1	10	1	4
Sc014-5-10000	4	4	4	8	10000	10	8	8	1	10	1	4
Sc014-7-10000	4	4	4	8	10	10	10000	10000	1	10	1	4
Sc014-8-1000	4	4	4	8	10	10	8	8	1000	10	1	4
Sc014-11-10000	4	4	4	8	10	10	8	8	1	10	1	10000

Таблица 8. Форсированные решения – интервальные перебои

Сценарий	Перебои интервальные по критериям, шт.											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	43	5	38	5	125	0	91	14	41	4	16	293
Sc014-1-1000	0	0	0	1	257	0	214	49	23	51	70	190
Sc014-4-1000	31	0	31	0	166	0	123	25	44	55	49	259
Sc014-5-10000	22	16	6	1	20	0	432	57	49	6	25	218
Sc014-7-10000	927	0	927	48	555	62	6	0	261	894	542	463
Sc014-8-1000	20	20	0	2	678	0	542	59	0	2	29	114
Sc014-11-10000	0	0	0	69	752	0	265	72	201	125	145	95

Таблица 9. Форсированные решения – интервальные обеспеченности

Сценарий	Обеспеченности интервальные по критериям, %											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	98	100	99	99	94	100	97	99	94	100	99	37
Sc014-1-1000	100	100	100	100	88	100	92	98	97	98	97	59
Sc014-4-1000	99	100	99	100	92	100	96	99	94	98	98	45
Sc014-5-10000	99	99	100	100	99	100	85	98	93	100	99	53
Sc014-7-10000	67	100	67	93	74	98	100	100	63	68	81	1
Sc014-8-1000	99	99	100	100	68	100	81	98	100	100	99	58
Sc014-11-10000	100	100	100	90	64	100	91	97	71	96	95	80

Таблица 10. Форсированные решения – годовые перебои

Сценарий	Перебои годовые по критериям, шт.											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	11	1	10	3	14	0	19	2	12	3	5	101
Sc014-1-1000	0	0	0	1	39	0	44	12	8	15	19	111
Sc014-4-1000	10	0	10	0	27	0	31	6	12	21	15	95
Sc014-5-10000	6	3	3	1	4	0	80	13	10	3	7	114
Sc014-7-10000	117	0	117	21	103	30	2	0	82	110	102	117
Sc014-8-1000	4	4	0	2	106	0	89	13	0	1	9	114
Sc014-11-10000	0	0	0	69	117	0	56	19	84	32	35	51

Таблица 11. Форсированные решения – годовые обеспеченности

Сценарий	Обеспеченности годовые по критериям, %											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	90	98	91	97	87	99	83	97	89	97	95	14
Sc014-1-1000	99	99	99	98	66	99	62	89	92	86	83	5
Sc014-4-1000	91	99	91	99	76	99	73	94	89	81	86	19
Sc014-5-10000	94	97	97	98	96	99	31	88	91	97	93	3
Sc014-7-10000	0	99	0	81	12	74	97	99	30	6	13	0
Sc014-8-1000	96	96	99	97	9	99	24	88	99	98	92	3
Sc014-11-10000	99	99	99	41	0	99	52	83	28	72	69	56

Таблица 12. Форсированные решения – глубины перебоев

Сценарий	Глубины перебоев по критериям											
	1	2	3	4	5	6	7	71	8	9	10	11
Sc014	0.26	0.15	0.26	692	200	0	2224	924	31.8	0.13	1.11	0.81
Sc014-1-1000	0.006	0.006	0.005	149	200	0	2800	1500	25.5	1.00	2.46	0.56
Sc014-4-1000	0.22	0.00	0.22	0	200	0	2800	1500	31.8	1.00	2.46	0.76
Sc014-5-10000	0.24	0.24	0.12	1516	100	0	2500	1200	28.4	0.42	1.69	0.66
Sc014-7-10000	0.46	0.00	0.46	670	450	250	1044	0	91.2	1.00	0.93	1.05
Sc014-8-1000	0.31	0.31	0.00	1610	200	0	2665	1365	0.8	0.05	1.44	0.51
Sc014-11-10000	0.00	0.00	0.00	526	200	0	2800	1500	23	1.0	2.46	0.40

Для всех параметров форсировка штрафных коэффициентов приводит к увеличению обеспеченности и выполнению нормативных требований по годовой обеспеченности для форсируемого критерия.

Улучшение обеспеченности по форсируемым критериям влечет за собой ее улучшение по ряду критериев, коррелирующих с форсируемым, и ухудшение по критериям, связанным с форсируемым отрицательной корреляцией.

Так, например, форсирование критерия 1 (диапазон уровней оз. Байкал) дает почти стопроцентное выполнение этого критерия, однако существенно ухудшаются критерии 5 (транспортный) и 7 (противопаводковый). Форсирование критерия 7 (противопаводковый) дает обеспеченность выше нормативной, однако существенно ухудшаются обеспеченности почти для всех критериев.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Задача поиска оптимальной конфигурации ДГ является многокритериальной и решается методами теории компромиссов.

Хотя полученные оптимальные компромиссные ДГ и не устраняют конфликты интересов водопользователей, однако по многим критериям обеспеченность и глубина перебоев при водохозяйственных расчетах по заданному гидрологическому ряду приточности лучше, чем исходный ДГ 1988.

Предложенные алгоритмы горизонтальной и вертикальной оптимизации не только сходятся к локальному минимуму для заданной первоначальной топологии ДГ, но и дают приемлемые результаты по обеспеченности и глубине перебоев в процессе выполнения водохозяйственных расчетов.

Предельные по каждому критерию оптимизационные расчеты показывают, что существуют ДГ, которые могут удовлетворить требования любого водопользователя, однако при этом могут быть существенно нарушены требования остальных водопользователей. К сожалению, принятое постановление № 234 по оз. Байкал, ограничивающее уровень в пределах отметок 456 и 457 м, не может быть выполнено ни при каких форсированных значениях штрафных коэффициентов.

Полученные конфигурации оптимальных ДГ — технически обоснованные варианты компромиссных решений, и они могут быть предложены лицом, принимающим решения, для обсуждения и утверждения на переговорах с заинтересованными водопользователями.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Болгов М.В., Бубер А.Л., Коробкина Е.А., Любушин А.А., Филиппова И.А. Озеро Байкал: экстремальные уровни как редкое гидрологическое событие // *Вод. ресурсы*. 2017. Т. 44. № 3. С. 392–406.
2. Болгов М.В., Коробкина Е.А., Филиппова И.А. Особенности временной изменчивости притока к озеру Байкал и водохранилищам Ангарского каскада ГЭС // *Вод. хоз. России: проблемы, технологии, управление*. 2018. № 4. С. 6–19.
3. Методические указания по разработке правил использования водохранилищ. Утв. приказом Минприроды России от 26 января 2011 г. № 17.
4. Основные правила использования водных ресурсов водохранилищ Ангарского каскада ГЭС (Иркутского, Братского и Усть-Илимского). М.: Министерство мелиорации и водного хозяйства РСФСР, 1988. 64 с.
5. Чернышов М.С., Синюкович В.Н. Особенности уровня оз. Байкал в XXI веке // *Материалы междунар. научно-практ. конф. “Безопасность природопользования в условиях устойчивого развития”*. Иркутск: ИГУ, 2017. С. 59–62.
6. Buber A.L., Buber V. Search for the dispatch schedule optimal configuration for managing releases of the complex “Lake Baikal – Irkutsk Reservoir” // *Glob. J. Ecol.* 2022. 7 (1). 013–020. DOI: <https://dx.doi.org/10.17352/gje.0000154>
7. Buber A.L., Lotov A.V., Ryabikov A.I. Pareto frontier visualization in multi-objective water resources control rules development problem for the Baikal Lake and the Angara River cascade // *1st IFAC Workshop on Control Methods for Water Resource Systems (CMWRS 2019)* / Ed. R. van Nooijen. Delft, Netherlands: IFAC-PapersOnLine, 2019. 52 (23). P. 9–16. ISSN 2405-8963. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2019.11.002>
8. Castelletti A., Pianosi F., Soncini-Sessa R. Water reservoir control under economic, social and environmental constraints // *Automatica*. 2008. V. 44. P. 1595–1607.
9. Lotov A.V., Ryabikov A.I., Buber A.L. A Multi-Criteria Decision-Making Procedure with an Inherited Set of Starting Points of Local Optimization of the Scalarizing Functions // *Sci. Tech Information Processing*. 2019. 46 (5). P. 328–336. DOI: 0.3103/S0147688219050058.
10. Loucks D.P., van Beek E. Water Resource Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models, and Applications // Springer. 2017. P. 624. DOI 10.1007/978-3-319-44234-1

Building the optimal configuration of the dispatcher schedule for water resources management of the Baikal – Irkutsk Reservoir complex based on a multi-criteria analysis and the theory of compromises

A. L. Buber^{a, b}, M. V. Bolgov^{b, *}, V. B. Buber^a

*^a Federal Scientific Center of Hydraulic Engineering and Land Reclamation named after A.N. Kostyakov
Moscow, 127434 Russia*

^b IWP RAN, Moscow, 119333

**e-mail: bolgovmv@mail.ru*

Approaches to the formation of optimal compromise dispatching schedules for water resources management of the Irkutsk reservoir (Lake Baikal) based on multicriteria optimization methods are considered. Many alternative solutions have been formed in accordance with the list of different options for the hierarchy of priorities of water users. A set of solutions that are non-dominant according to the criteria used has been identified

Keywords: Lake Baikal, Irkutsk reservoir, compromise management, multi-criteria optimization, dispatch rules, non-dominant solutions.

К 80-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ ВАЛЕРИЯ НИКОЛАЕВИЧА ЗЫРЯНОВА



16 мая 2025 г. исполняется 80 лет со дня рождения доктора физико-математических наук, профессора Валерия Николаевича Зырянова, безвременно ушедшего от нас 10 февраля 2021 г. после тяжелой болезни.

Валерий Николаевич Зырянов родился в пос. Висим Свердловской области. Его отец, Зырянов Николай Романович, работал ветеринарным врачом. Мама, Клавдия Степановна, — школьным учителем. В семье воспитывалось четверо детей — две девочки и два мальчика. Маленький Валера провел свое детство в пос. Уралец. Там он пошел в школу, которую окончил с золотой медалью. Любимым его предметом всегда была математика. Валерий не раз участвовал в городских олимпиадах, где всегда побеждал.

В 1963 г. Валерий Зырянов поступил на механико-математический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова и в 1968 г. окончил его по кафедре высшей алгебры. Ему довелось слушать лекции выдающихся ученых-математиков — А.Н. Колмогорова, П.С. Александрова, А.Г. Куроша, И.Р. Шафаревича, Н.В. Ефимова, В.И. Арнольда, С.В. Фомина, М.И. Вишика и др. Его младший брат, Николай, пошел по

его стопам, поступил на механико-математический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова (кафедра аэромеханики), затем работал в АО “НПО Лавочкина”.

Свою научную деятельность Валерий Николаевич начал еще в студенческие годы на кафедре высшей алгебры МГУ, его дипломная работа “Бимногообразия в категориях” была опубликована в “Сибирском математическом журнале”.

В 1968 г. Валерий Николаевич был направлен по распределению на работу в Объединенное конструкторское бюро (ОКБ) “Вымпел”, где стал заниматься оборонной тематикой, связанной с космосом. Он не помышлял менять направление своей деятельности — космос в то время был очень престижной областью научной деятельности — если бы не неожиданная месткомовская путевка в Крым, выделенная ему в качестве поощрения за научные успехи. Валерий Николаевич, родившийся на Урале, впервые увидев море, “заболел” им и понял, что его призвание — не космос, а морская стихия.

Отработав необходимые два года (по существовавшим тогда правилам обязательного рас-

пределения молодых специалистов) в ОКБ, в 1970 г. он увольняется и поступает в аспирантуру Всесоюзного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии (ВНИРО), где его научным руководителем становится известный специалист по теории морских течений, профессор, лауреат Государственной премии, кавалер орденов Красной Звезды и Отечественной войны I и II степеней А.И. Фельзенбаум.

После окончания аспирантуры с 1973 по 1980 г. Валерий Николаевич работал в лаборатории физической и промысловой океанографии ВНИРО в должности младшего научного сотрудника. В 1975 г. в Институте океанологии АН СССР им была защищена диссертация “Некоторые вопросы теории морских течений в приложении к Охотскому морю” на соискание ученой степени кандидата физико-математических наук. В диссертации В.Н. Зырянову удалось найти аналитические решения ряда задач теории морских течений, в том числе известной проблемы, сформулированной В.Б. Штокманом, об аномальных циркуляциях вокруг островов. Это был период активного внедрения в геофизическую гидродинамику современных математических методов, таких как метод сращиваемых асимптотических разложений, и Валерию Николаевичу в этом принадлежит существенная роль.

В те же годы внимание Валерия Николаевича привлекает интересная проблема в гидродинамике океана, связанная с экспериментальным обнаружением аномалий гидрологических полей над подводными горами. Эти аномалии, как выяснилось в дальнейшем, обусловлены формированием над возвышенностями в океане мезомасштабных антициклонических вихрей (впоследствии эти вихри получили название топографических). Теории формирования этих вихрей для океана тогда не существовало. Однако в классической гидродинамике однородной вращающейся жидкости аналогичное явление было известно под названием “столб или колонна Тейлора”. Топографические вихри в океане были впервые обнаружены косвенно по рыбным скоплениям (вихри с вертикальными осями и с характерным подъемом глубинных вод представляют собой своеобразные ловушки для планкто-

на и других биогенных веществ) в 1967 г. в районе Гавайского хребта в Тихом океане экспедицией Тихоокеанского научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии (ТИНРО). Проблема топографических вихрей стала для В.Н. Зырянова на долгие годы основной в его научных исследованиях.

В 1980 г. Валерий Николаевич переходит в ИВП АН СССР (теперь ИВП РАН) на должность старшего научного сотрудника. Здесь он организовал лабораторию гидродинамики, которая успешно работает до настоящего времени (теперь уже под руководством его сына, Дениса Валерьевича Зырянова).

В 1985 г. в Гидрометеиздате выходит первая книга В.Н. Зырянова “Теория установившихся океанических течений”. В ней изложены строгая математическая теория крупномасштабных течений в океане, теория экваториальных противотечений, основы теории топографических вихрей; все это представлено с единой позиции — на основе метода сращиваемых асимптотических разложений. Развитые в ней подходы позволили выявить новые вихревые структуры, такие как инверсные конические вихри, вихревые топографические линзы и др.

В 1993 г. на заседании диссертационного совета при Институте океанологии РАН он защищает диссертацию “Топографические вихри в динамике морских течений” на соискание ученой степени доктора физико-математических наук. В 1995 г. под таким же названием выходит в свет его вторая книга, которая к настоящему времени стала настольной для многих специалистов по теории океанских вихрей. В 2002 г. В.Н. Зырянову присвоено звание профессора по специальности “Физика атмосферы и гидросферы”.

С приходом в ИВП в области его научных интересов появились новые объекты — относительно неглубокие арктические полярные моря. Экспедиционные исследования в Белом море в зимний и летний периоды, в которых он участвовал и многими из которых руководил, привели к обнаружению градиентно-вязкого режима движения приливной волны на мелководье. Это было началом серии его теоретических работ,

результатом которых стало открытие новых гидродинамических явлений в приливных морях. Так был открыт эффект нелинейной приливной накачки уровня. Впоследствии им была развита полная теория этого эффекта, получившего название “пампинг-эффект”, для нелинейных параболических дифференциальных уравнений, что позволило дать объяснения процессов нелинейной приливной накачки уровня моря на мелководье, антипотепления глубинных вод Мирового океана, повышения скорости нарастания льда при колебаниях температуры воздуха. Также им обнаружен неизвестный до этого тип остаточного вдольберегового переноса вод под действием приливных волн. Он сумел теоретически предсказать существование в приливных морях не наблюдавшихся в речных руслах песчаных макроформ — инверсных дюн (или антидюн). Впоследствии такие донные песчаные структуры были получены в лабораторных экспериментах им и его учеником А.Б. Решетковым.

Здесь следует отметить, что лабораторное моделирование всегда было одним из “коньков” Валерия Николаевича. В 1994 г. В.Н. Зырянов и М.А. Соколовский получили трехлетний престижный международный грант ИНТАС. Согласно требованиям, проект должен был выполняться совместно с коллегами из двух стран Европейского содружества. Российские участники пригласили к сотрудничеству Питера Дэвиса (Peter Davies) из Великобритании и Жака Веррона (Jacques Verron) из Франции. Иностранные коллеги согласились, и жесткий конкурс (11 заявок на одно место) был выигран. Профессор Питер Дэвис — известный специалист по лабораторному моделированию геофизических процессов — пригласил российских коллег в свою лабораторию в Университете Данди (Шотландия) в мае 1997 г., предоставив для лабораторных исследований в их полное распоряжение установку в виде вращающегося кругового контейнера. За месяц работы в Данди были проведены пробные эксперименты по влиянию осесимметричного подводного препятствия в виде усеченного конуса на движение жидкости.

Проведенные в Данди лабораторные исследования послужили толчком к тому, что Валерий

Николаевич позже сконструировал и собственноручно создал аналог подобной установки в своей лаборатории в ИВП РАН. На этой установке он самостоятельно, а также совместно со своими учениками А.Б. Решетковым, М.К. Чебановой и В.М. Егоровой получил ряд интересных результатов. Установка в настоящее время находится в рабочем состоянии, и сотрудники лаборатории предполагают продолжить реализацию запланированных Валерием Николаевичем экспериментальных исследований.

Не остались в стороне от внимания Валерия Николаевича и водохранилища. Проводя экспериментальные исследования динамики течений Иваньковского водохранилища, он обнаружил, что, несмотря на его мелководность (вся жидкость лежит в пределах так называемого слоя Стокса), в распределении скорости течений по вертикали явно наблюдается наличие пограничных слоев вблизи дна, свободной поверхности (или льда) и около горизонта максимума скорости. Развивая теорию в этом направлении, он показал, что эти пограничные слои обусловлены исключительно энергией турбулентности и имеют нелинейную диффузионную структуру. Другое важное направление деятельности В.Н. Зырянова — исследование гидродинамических особенностей зоны смешения речных и морских вод в эстуариях. Совместно со своей ученицей М.К. Чебановой и при участии Н.Н. Филатова он усовершенствовал теорию интрузии морских вод в устья приливных рек.

Последние работы В.Н. Зырянова были связаны с исследованием природы на первый взгляд совершенно разных, но имеющих родственный генезис процессов: загадочные ледовые кольца на замерзшей поверхности Байкала и Кипрский вихрь в Левантийском бассейне Средиземного моря.

В первом случае им была предложена новая гидродинамическая концепция образования ледовых колец. Он показал теоретически, что таяние льда снизу в форме кольца обусловлено, скорее всего, образованием вертикального слоя Стюартсона на боковых поверхностях геострофических топографических вихрей, формирующихся над угловыми областями подводных

каньонов. Кольцевые дивергентные вихри подолдом появляются в области пересечения вертикального цилиндрического слоя Стюартсона и горизонтального подледного слоя Экмана.

Во втором случае (задача Кипрского вихря) Валерием Николаевичем было дано объяснение формирования квазистационарной дипольной структуры, состоящей из циклонического и антициклонического вихрей, расположенных южнее о. Кипр, как проявления реакции фонового зонального течения на топографическую особенность в виде крупномасштабной котловины с поднимающейся на ее периферии возвышенностью в центральной части Левантийского бассейна. Эта идея была развита ученицей В.Н. Зырянова В.М. Егоровой, защитившей 18 апреля 2024 г. диссертацию на соискание ученой степени кандидата физико-математических наук по теме “Вихревая динамика над неосесимметричной топографией дна во вращающейся стратифицированной жидкости (в приложении к Кипрскому вихрю)”. При защите диссертации в диссертационном совете физического факультета МГУ, где незримое присутствие Валерия Николаевича ощущалось очень остро, было сказано много добрых слов в его адрес.

Валерий Николаевич вел активную педагогическую деятельность, под его руководством защищено 5 диссертаций, среди которых одна докторская. На протяжении многих лет он читал курсы лекций на физическом факуль-

тете МГУ по гидродинамике океана и водоемов суши. Неоспорим определяющий вклад В.Н. Зырянова в развитие и научные достижения его учеников.

В.Н. Зырянов принимал активное участие и в научно-организационной работе. В течение многих лет он был заместителем председателя специализированного совета по защите диссертаций при ИВП РАН, председателем секции “Гидрология суши, водные ресурсы” Ученого совета ИВП РАН, членом диссертационного совета при Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН. Как заместитель главного редактора журнала “Водные ресурсы” он много сил и энергии отдавал повышению качества публикуемых в журнале статей.

Валерий Николаевич был глубоким, истинно академическим ученым, человеком, преданным делу науки. Нам будет всегда не хватать его доброжелательности, мудрого обаяния и чувства юмора. Жизнерадостный, всегда открытый для общения он любил шутки, анекдоты и обычно был центром любой компании. Таким мы будем помнить Валерия Николаевича Зырянова всегда. Светлая ему память!

*Сотрудники Института водных проблем РАН,
редакция и члены редколлегии
журнала “Водные ресурсы”*

Свидетельство о регистрации средства массовой информации № 0110169 от 04.02.1993 г.

Подписано к печати

г.

Формат $60 \times 88 \frac{1}{8}$

Усл. печ. л.

Уч.-изд. л.

Тираж экз.

Зак.

Бесплатно

Учредители: Российская академия наук, Институт водных проблем РАН

Издатель: Российская академия наук, 119991 Москва, Ленинский просп., 14
Исполнитель по контракту № 4У-ЕП-020-2-25: ФГБУ «Издательство «Наука»

121099, Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1

Отпечатано в ФГБУ «Издательство «Наука»

121099, Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1

Журналы РАН, выходящие в свет на русском языке

Автоматика и телемеханика
 Агрохимия
 Азия и Африка сегодня
 Акустический журнал
 Астрономический вестник. Исследования Солнечной системы
 Астрономический журнал
 Биологические мембраны
 Биология внутренних вод
 Биология моря
 Биоорганическая химия
 Биофизика
 Биохимия
 Ботанический журнал
 Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук
 Вестник древней истории
 Вестник Российской академии наук
 Вестник российской сельскохозяйственной науки
 Водные ресурсы
 Вопросы истории естествознания и техники
 Вопросы ихтиологии
 Вопросы языкознания
 Вулканология и сейсмология
 Высокомолекулярные соединения. Серия А
 Высокомолекулярные соединения. Серия Б
 Высокомолекулярные соединения. Серия С
 Генетика
 Геология рудных месторождений
 Геомагнетизм и аэрономия
 Геоморфология и палеогеография
 Геотектоника
 Геохимия
 Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология
 Государство и право
 Дефектоскопия
 Дифференциальные уравнения
 Доклады Российской академии наук. Математика, информатика, процессы управления
 Доклады Российской академии наук. Науки о жизни
 Доклады Российской академии наук. Науки о Земле
 Доклады Российской академии наук. Физика, технические науки
 Доклады Российской академии наук. Химия, науки о материалах
 Журнал аналитической химии
 Журнал высшей нервной деятельности им. И.П. Павлова
 Журнал вычислительной математики и математической физики
 Журнал неорганической химии
 Журнал общей биологии
 Журнал общей химии
 Журнал органической химии
 Журнал прикладной химии
 Журнал физической химии
 Журнал эволюционной биохимии и физиологии
 Журнал экспериментальной и теоретической физики
 Записки Российского минералогического общества
 Зоологический журнал
 Известия Российской академии наук. Механика жидкости и газа
 Известия Российской академии наук. Механика твердого тела
 Известия Российской академии наук. Серия биологическая
 Известия Российской академии наук. Серия географическая
 Известия Российской академии наук. Серия литературы и языка
 Известия Российской академии наук. Серия физическая
 Известия Российской академии наук. Теория и системы управления
 Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана
 Известия Российской академии наук. Энергетика
 Известия Русского географического общества
 Исследование Земли из космоса
 Кинетика и катализ
 Коллоидный журнал
 Координационная химия
 Космические исследования
 Кристаллография
 Латинская Америка
 Лёд и Снег
 Лесоведение
 Литология и полезные ископаемые
 Мембраны и мембранные технологии
 Металлы
 Микология и фитопатология
 Микробиология
 Микроэлектроника / Russian Microelectronics
 Молекулярная биология
 Нейрохимия
 Неорганические материалы
 Нефтехимия
 Новая и новейшая история
 Общественные науки и современность
 Общество и экономика
 Океанология
 Онтогенез
 Палеонтологический журнал
 Паразитология
 Петрология
 Письма в Астрономический журнал
 Письма в Журнал экспериментальной и теоретической физики
 Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования
 Почвоведение
 Приборы и техника эксперимента
 Прикладная биохимия и микробиология
 Прикладная математика и механика
 Проблемы Дальнего Востока
 Проблемы машиностроения и надежности машин
 Проблемы передачи информации
 Программирование
 Психологический журнал
 Радиационная биология. Радиоэкология
 Радиотехника и электроника
 Радиохимия
 Расплавы
 Растительные ресурсы
 Российская археология
 Российская история
 Российская сельскохозяйственная наука
 Российский физиологический журнал им. И.М. Сеченова
 Русская литература
 Русская речь
 Сенсорные системы
 Славяноведение
 Современная Европа
 Социологические исследования
 Стратиграфия. Геологическая корреляция
 США & Канада: экономика, политика, культура
 Теоретические основы химической технологии
 Теплофизика высоких температур
 Успехи современной биологии
 Успехи физиологических наук
 Физика Земли
 Физика и химия стекла
 Физика металлов и металловедение
 Физика плазмы
 Физикохимия поверхности и защита материалов
 Физиология растений
 Физиология человека
 Химическая физика
 Химия высоких энергий
 Химия твердого топлива
 Цитология
 Человек
 Экология
 Экономика и математические методы
 Электрохимия
 Энтомологическое обозрение
 Этнографическое обозрение
 Ядерная физика