

ISSN 0321-0596

Том 50, Номер 6

Ноябрь - Декабрь 2023



ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ

www.sciencejournals.ru

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.



СОДЕРЖАНИЕ

Том 50, номер 6, 2023

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Изменение элементов водного баланса в бассейнах крупнейших притоков Байкала в конце XX – начале XXI вв. <i>С. Р. Чалов, И. С. Денисова, В. Ю. Григорьев</i>	635
Структура поля температуры и течений озера Севан в современный период <i>С. А. Поддубный, Б. К. Габриелян, А. И. Цветков</i>	643
Искусственное пополнение подземных вод Республики Калмыкии: источники, проблемы и перспективы <i>Л. С. Рыбникова, М. Г. Морозов, П. А. Рыбников, Н. Л. Фролова, А. В. Комин</i>	651
Сопоставление компонентов стока, водного баланса и параметров концептуальных моделей HBV и GR4J на примере рек бассейна Верхней Уссури (юг Приморского края) <i>С. Ю. Лупаков, А. Н. Бугаец, Л. В. Гончуков, О. В. Соколов, Н. Д. Бугаец</i>	664
Наводнения в устьевой области Вислы и их влияние на изменения гидрографической сети дельты <i>М. В. Михайлова</i>	674
Оценка опасных проявлений горизонтальных русловых деформаций на реках Обь-Иртышского бассейна <i>А. А. Куракова</i>	686

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

Факторы деградации, трансформации и распределения лекарственных веществ в системе “вода–донные отложения” <i>М. А. Козлова, Н. М. Щеголькова</i>	701
Характеристика нефтепродуктов в донных отложениях оз. Пясино методом ГХ/МС <i>Е. С. Бродский, А. А. Шелепчиков, А. Д. Кудрявцева, Е. Я. Мир-Кадырова</i>	710
Расчет индекса качества воды и его использование для оценки качества воды озера Севан <i>Г. Г. Бабаян, А. А. Жукова, Ю. К. Верес</i>	719
Содержание микропластика в донных осадках озер особо охраняемых природных территорий на примере Кижских шхер Онежского озера и Водлозеро <i>М. Б. Зобков, Т. А. Ефремова</i>	727
Химический и микробиологический состав донных отложений реки Томь (Юргинский район, Западная Сибирь) <i>В. С. Овсянникова, И. В. Русских, Е. Б. Стрельникова, П. Б. Кадычагов</i>	739

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

Изменения глобального водообмена по результатам исторических экспериментов на климатических моделях проекта CMIP-6 <i>С. Г. Добровольский, В. П. Юшков, И. В. Соломонова</i>	751
---	-----

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.512

ИЗМЕНЕНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ВОДНОГО БАЛАНСА В БАССЕЙНАХ КРУПНЕЙШИХ ПРИТОКОВ БАЙКАЛА В КОНЦЕ XX – НАЧАЛЕ XXI вв.¹

© 2023 г. С. Р. Чалов^{а, *}, И. С. Денисова^{а, б, **}, В. Ю. Григорьев^{а, б, ***}

^аМГУ им. М.В. Ломоносова, географический факультет,
Москва, 119991 Россия

^бИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: hydroserg@mail.ru

**e-mail: ira.denisova@icloud.com

***e-mail: vadim308g@mail.ru

Поступила в редакцию 17.11.2022 г.

После доработки 20.02.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Выполнен анализ многолетней изменчивости водного баланса бассейнов 20 крупнейших притоков Байкала. Величины речного стока получены по фактическим данным периода с 1976 по 2019 г., а испарения, осадков и испаряемости – по данным реанализа ERA5-Land с 1976 по 2020 г. Получены данные об увеличении испаряемости с 1976 по 2020 г. на территории всех анализируемых водосборных бассейнов – от 0.39 до 0.62%/год. Умеренное или статистически незначимое уменьшение характерно для осадков (0.25 до 0.59%/год) и расходов воды, главным образом за счет сокращения летнего стока со скоростью 5.6%/10 лет. Возможная роль в указанных процессах изменений растительного покрова исследована путем определения параметра NDVI в 2019 г. по сравнению с 2002 г. по материалам космической съемки MOD13A3 и MYD13A3 спектрорадиометра MODIS спутников Terra и Aqua. Сделан вывод о важнейшей роли осадков в уменьшении максимального стока в бассейне оз. Байкал.

Ключевые слова: речной сток, притоки Байкала, осадки, испарение, изменчивость растительного покрова, факторы изменений водного стока.

DOI: 10.31857/S0321059622600776, **EDN:** NWCYRM

ВВЕДЕНИЕ

Исследования изменений речного стока стали актуальными для бассейна Байкала с 1970-х гг. на фоне глобального изменения климатической системы [14, 16, 17]. Они проводились на основе анализа рядов наблюдений и численного моделирования речного стока [8, 9, 11, 15, 22]. Для значительной части бассейна Байкала отмечалось уменьшение стока. При этом область отрицательных аномалий годового стока не ограничивается бассейном Байкала, а простирается далее на восток, затрагивая также верховья Амура [12].

В большинстве цитируемых исследований рассматривают лишь несколько крупнейших притоков Байкала [7] либо ограничиваются годо-

вым стоком [4]. Цель настоящей статьи – исследование особенностей многолетней изменчивости составляющих водного баланса для 20 притоков Байкала и факторов, их определяющих.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для выявления факторов многолетней изменчивости водного стока на 20 крупнейших реках – притоках Байкала за 1976–2019 гг. были выбраны 16 гидрологических постов (табл. 1) в нижнем течении рек. Для четырех притоков – Кичеры, Мантурихи, Сармы, Томпуды – данные измерений расходов воды отсутствуют. Для р. Кики (с. Хаим) данные для 2005–2019 гг. были восстановлены по данным расходов на р. Итанце (с. Турунтаево) с помощью уравнения линейной регрессии ($R_{\text{год}}^2 = 0.54$, $R_{\text{тепл}}^2 = 0.52$). Выбор 1976 г. связан с началом интенсивного роста температуры воздуха как в мире, так и в бассейне Байкала. Заключительные годы подбирались по наличию доступных данных на момент проведения исследова-

¹ Исследование выполнено в рамках программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”, по планам НИР (ГЗ) научно-исследовательской лаборатории эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (проект 121051200166-4).

Таблица 1. Характеристики гидрометрических постов в бассейне Байкала

№ г/п	Река	Пост	Расстояние до устья, км	Период наблюдений	Длина ряда 1976–2019 гг. (год/теплый период)	S , км ²	$Q_{\text{сред}}$ за 1976–2019 гг., м ³ /с
1	Селенга	рзд Мостовой	127	1934–2019	44/44	440000	818.3
2	Большая Речка	ст. Посольская	23	1928–2019	44/44	565	11.5
3	Снежная	д. Выдрино	0.5	1964–2019	44/44	3000	45
4	Хара-Мурин	пос. Мурино	5	1939–2019	44/44	1150	223
5	Утулик	пос. Утулик	3.2	1964–2019	44/44	959	16.8
6	Голоустная	с. Большое Голоустное	3.5	1941–2019	44/44	2260	9
7	Бугульдейка	д. Большая Бугульдейка	4	1950–2019	42/43	1700	5.3
8	Анга	с. Еланцы	14	1959–2019	44/44	727	2.3
9	Рель	с. Байкальское	3.9	1950–2019	42/42	567	13.4
10	Тья	гмп Тья	20	1975–2019	44/44	2380	39.6
11	Верхняя Ангара	с. Верхняя Заимка	31	1932–2019	44/44	20600	272.9
12	Баргузин	пос. Баргузин	56	1932–2019	44/44	19800	121.7
13	Максимиха	с. Максимиха	1	1954–2019	44/44	440	1.7
14	Турка	с. Соболиха	26	1961–2019	44/44	5050	54
15	Кика	с. Хаим	44	1959–2004	44/44	1740	23.1
16	Большая Сухая			1952–2019	44/44	379	3.8

дования (2019 г.). Получение данных о стоке за 2020 г. позволило оценить возможные изменения результатов работы по мере удлинения рядов. Используются данные Гидрометцентра России, гидрологических ежегодников и данные автоматизированной системы государственного мониторинга водных объектов [1].

Оценка изменений климатических характеристик для 20 бассейнов притоков Байкала (рис. 1) была основана на данных, полученных из реанализа ERA5-Land [18]. Использовались среднемесячные данные по суммам осадков P , испарению E и испаряемости E_0 , представленные в узлах сетки $0.1^\circ \times 0.1^\circ$. Средняя для водосбора величина рассчитывалась как средневзвешенное между величинами в узлах сетки в пределах водосбора.

Исследование факторов многолетней изменчивости водного стока проводилось для теплого периода (июнь–сентябрь) и для года в целом. Статистический анализ включал в себя выявление линейных трендов методом наименьших квадратов для P , E , E_0 и водного стока Q за период с 1976 по 2020 г. (2019 г. для Q) как в абсолютном выражении (мм/год), так и относительном (%/год). Проверка значимости осуществлялась с помощью теста Манна–Кендалла при уровне значимости 5%. Если уровень значимости p -value был >0.05 , то нулевая гипотеза принималась.

Также рассчитывались коэффициенты детерминации R^2 , которые интерпретировались следующим образом: $0.01 \leq R^2 \leq 0.09$ – теоретически недостаточно подтвержденная связь, $0.09 \leq R^2 \leq 0.49$ – средняя (умеренная) связь, $0.49 \leq R^2 \leq 1$ – достаточно сильная связь.

Для $Q_{\text{год}}$ и $Q_{\text{тепл}}$ за рассматриваемый период составлены уравнения множественной и парной регрессии от P и E . Вклад P в изменчивость Q принимался равным R^2 зависимости $Q(P)$. Величины E и P не независимы, так как P определяют количество доступной для испарения влаги, а также связаны с другими метеопараметрами (облачностью, влажностью воздуха, скоростью ветра и др.), которые влияют на величину испарения. Поэтому вклад E в изменчивость Q оценивался по тому, насколько учет E в модели регрессии позволяет полнее описать изменчивость Q по сравнению с учетом только P , т. е. рассчитывалось, насколько увеличивается коэффициент детерминации зависимости Q при включении испарения в уравнение множественной регрессии: $R^2(Q(E)) = R^2(Q(P, E)) - R^2(Q(P))$.

Для анализа распределения NDVI задействованы доступные материалы космической съемки за 2002 и 2019 гг., представленной в виде продуктов MOD13A3 и MYD13A3. Продукты MODIS NDVI и EVI рассчитываются на основе коэффи-

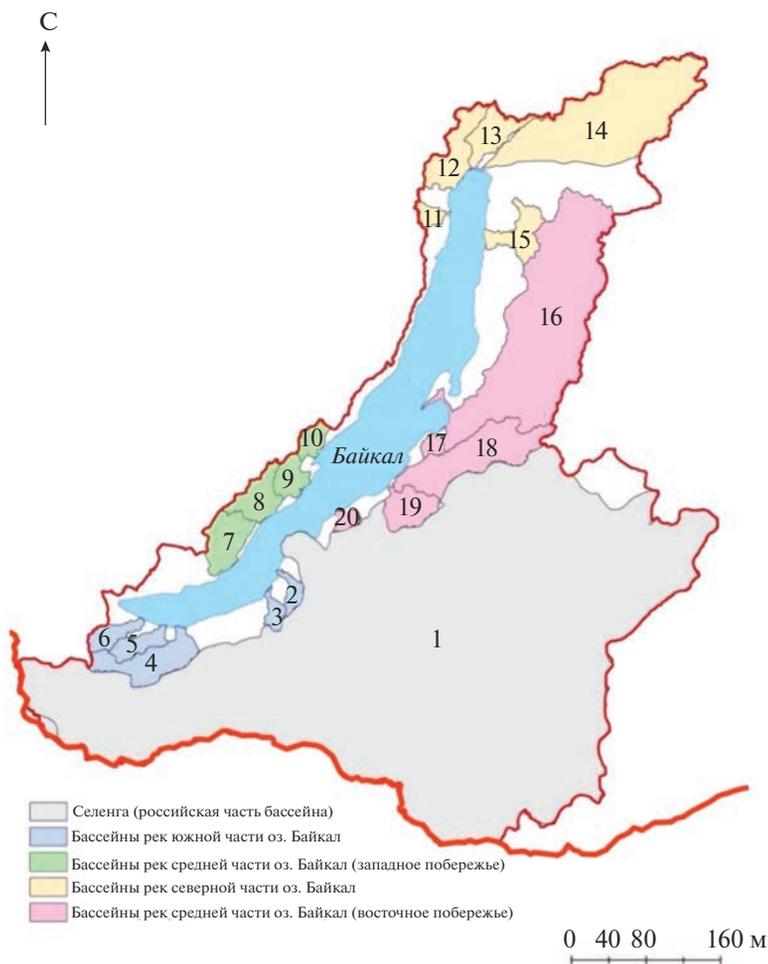


Рис. 1. Анализируемые водосборные бассейны рек-притоков Байкала. 1 – Селенга, 2 – Большая речка, 3 – Мантуриха, 4 – Снежная, 5 – Хара-Мурин, 6 – Утулик, 7 – Голоустная, 8 – Бугульдейка, 9 – Анга, 10 – Сарма, 11 – Рель, 12 – Тья, 13 – Кичера, 14 – Верхняя Ангара, 15 – Томпуда, 16 – Баргузин, 17 – Максимиha, 18 – Турка, 19 – Кика, 20 – Большая Сухая.

циентов отражения поверхности с поправкой на молекулярное рассеяние, поглощение озона и аэрозолей. В данном алгоритме используется средневзвешенное временное значение. На основе данных MODIS, полученных с портала EarthExplorer [20], для проведения оценки NDVI посчитаны величины площадей объектов некоторых категорий: открытая почва (NDVI – 0.025–0.5); разреженная растительность (NDVI – 0.5–0.7); лесные массивы (NDVI ≥ 0.7).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ годовых рядов *P* выявил умеренное уменьшение их количества за период с 1976 по 2020 г. только для водосборов, расположенных южнее 53° с.ш., в диапазоне от 0.25 до 0.59% в год. На водосборах рек Рели, Тьи, Кичеры, Верхняя Ангара, Томпуды и Баргузин изменения носят

статистически незначимый характер (табл. 2). Изменение *P* теплого периода невелико для бассейнов рек южной части Байкала (Снежная, Хара-Мурин и Утулик). Диапазон уменьшения для остальных водосборов колеблется от 0.5 до 0.69%/год.

Анализ рядов *E₀* показал значимый рост с 1976 по 2020 г. на территории всех анализируемых водосборных бассейнов. Наибольший рост характерен для среднегодовых значений *E₀* (кроме бассейнов Утулика, Рели, Тьи, Кичеры, Верхней Ангары, Томпуды) – от 0.39 до 0.62%/год, тогда как в теплый период происходит ее умеренное увеличение – от 0.32 до 0.7%/год. Рост *E₀* объясняется повышением температуры в регионе, которое происходило быстрее повышения глобальной температуры [11].

Таблица 2. Изменчивость E_0 , P , E и Q воды в бассейнах притоков Байкала с 1976 по 2020 г.

Средне-годовые		Селенга	Бассейны рек южной части оз. Байкал					Бассейны рек средней части оз. Байкал (западное побережье)			
			Большая Речка	Мантуриха	Снежная	Хара-Мурин	Утулик	Голоустная	Бугульдейка	Анга	Сарма
P	R^2	0.16	0.21	0.23	0.14	0.20	0.16	0.24	0.22	0.20	0.25
	%/год	-0.44%	-0.49%	-0.47%	-0.25%	-0.27%	-0.25%	-0.55%	-0.57%	-0.58%	-0.59%
E_0	R^2	0.57	0.64	0.68	0.57	0.53	0.46	0.64	0.59	0.58	0.61
	%/год	0.49%	0.58%	0.57%	0.45%	0.45%	0.39%	0.56%	0.52%	0.49%	0.56%
E	R^2	0.05	0.41	0.44	0.51	0.47	0.40	0.03	0.20	0.21	0.01
	%/год	-0.09%	0.30%	0.35%	0.39%	0.41%	0.32%	-0.07%	-0.28%	-0.31%	0.04%
Q	R^2	0.03	0.02		0.00	0.01	0.01	0.00	0.16	0.04	
	%/год	-0.51%	-0.22%		0.03%	-0.15%	0.19%	-0.04%	-1.08%	-0.61%	
Средне-годовые		Бассейны рек северной части оз. Байкал					Бассейны рек средней части оз. Байкал (восточное побережье)				
		Рель	Тыя	Кичера	Верхняя Ангара	Томпуда	Баргузин	Максимиha	Турка	Кика	Большая Сухая
P	R^2	0.06	0.04	0.03	0.01	0.01	0.05	0.14	0.13	0.16	0.17
	%/год	-0.22%	-0.16%	-0.12%	-0.08%	-0.06%	-0.21%	-0.45%	-0.38%	-0.44%	-0.47%
E_0	R^2	0.47	0.44	0.46	0.49	0.32	0.50	0.61	0.53	0.55	0.58
	%/год	0.47%	0.50%	0.52%	0.47%	0.42%	0.49%	0.62%	0.53%	0.55%	0.57%
E	R^2	0.55	0.33	0.38	0.41	0.34	0.48	0.33	0.57	0.51	0.10
	%/год	0.43%	0.47%	0.47%	0.42%	0.47%	0.32%	0.28%	0.51%	0.32%	0.13%
Q	R^2	0.00	0.01		0.01		0.01	0.09	0.00	0.06	0.03
	%/год	0.08%	0.12%		0.17%		-0.17%	0.74%	-0.16%	-0.33%	-0.36%
Теплый период		Селенга	Бассейны рек южной части оз. Байкал					Бассейны рек средней части оз. Байкал (западное побережье)			
			Большая Речка	Мантуриха	Снежная	Хара-Мурин	Утулик	Голоустная	Бугульдейка	Анга	Сарма
P	R^2	0.10	0.12	0.13	0.06	0.08	0.07	0.17	0.16	0.14	0.17
	%/год	-0.50%	-0.58%	-0.57%	-0.24%	-0.26%	-0.24%	-0.65%	-0.68%	-0.68%	-0.69%
E_0	R^2	0.23	0.36	0.36	0.28	0.28	0.22	0.43	0.41	0.40	0.43
	%/год	0.37%	0.48%	0.44%	0.33%	0.35%	0.32%	0.55%	0.54%	0.49%	0.54%
E	R^2	0.20	0.06	0.07	0.28	0.31	0.24	0.11	0.27	0.27	0.03
	%/год	-0.21%	0.10%	0.11%	0.24%	0.27%	0.21%	-0.17%	-0.39%	-0.44%	-0.08%
Q	R^2	0.09	0.11		0.12	0.03	0.01	0.02	0.10	0.14	
	%/год	-0.86%	-0.81%		-0.21%	-0.33%	0.22%	-0.45%	-1.10%	-1.23%	
Теплый период		Бассейны рек северной части оз. Байкал					Бассейны рек средней части оз. Байкал (восточное побережье)				
		Рель	Тыя	Кичера	Верхняя Ангара	Томпуда	Баргузин	Максимиha	Турка	Кика	Большая Сухая
P	R^2	0.05	0.04	0.04	0.03	0.00	0.04	0.11	0.11	0.11	0.09
	%/год	-0.32%	-0.27%	-0.24%	-0.19%	0.02%	-0.29%	-0.69%	-0.55%	-0.58%	-0.56%
E_0	R^2	0.29	0.32	0.33	0.31	0.27	0.31	0.36	0.35	0.34	0.33
	%/год	0.41%	0.49%	0.53%	0.45%	0.45%	0.44%	0.70%	0.38%	0.52%	0.51%
E	R^2	0.52	0.37	0.32	0.33	0.30	0.23	0.06	0.29	0.12	0.01
	%/год	0.37%	0.44%	0.46%	0.34%	0.47%	0.18%	0.11%	0.21%	0.13%	-0.06%
Q	R^2	0.03	0.01		0.00		0.02	0.03	0.01	0.08	0.04
	%/год	-0.32%	-0.21%		-0.05%		-0.31%	0.61%	-0.37%	-0.55%	-0.56%

Разнонаправленные тренды изменений характерны для E . Максимальный рост среднегодовых значений за весь период зафиксирован в южной и восточной частях Байкала – в бассейнах рек Снежной (0.39%/год), Турки (0.38%/год) и Кики (0.32%/год), а также на водосборе р. Рели (0.43%/год) (табл. 2). Умеренное увеличение как за год, так и за теплый период происходит в северной и северо-восточной частях побережья озера и на территории бассейнов рек Хара-Мурин (0.41 и 0.27%/год соответственно) и Утулик (0.32 и 0.21%/год соответственно). Очевидно, что увеличение E на фоне уменьшения количества P связано с ростом E_0 .

Для бассейна Селенги и Голоустной изменения среднегодовых значений E носят статистически незначимый характер, однако в июне–сентябре происходит умеренное уменьшение данного показателя – на 0.21 и 0.17%/год соответственно (табл. 2). Отрицательные аномалии выявлены на территории водосборов Бугульдейки (0.28 и 0.39%/год для среднегодовых значений и значений за теплый период соответственно) и Анги (0.31 и 0.44%/год).

Несмотря на повсеместную значимость трендов E_0 , ее вклад в изменение Q невелик. Это объясняется малой изменчивостью рядов E_0 – коэффициент вариации составляет порядка 0.05, в то время как величина тренда варьирует от 2 до 4% за 10 лет. Разнонаправленное изменение P и E_0 приводит к неоднородной картине изменения реального E . Рост E как за год, так и за теплый сезон характерен для территорий со скоростью уменьшения $P \leq 0.8\%/год$.

Анализ рядов стока выявил незначимые тренды для большинства рек, впадающих в оз. Байкал. В целом среднегодовой сток анализируемых рек уменьшался со скоростью 41 м³/с/10 лет (2.8%/10 лет). Основную роль в этом играет р. Селенга, уменьшение стока которой составило 42.1 м³/с/10 лет. Наиболее интенсивное уменьшение стока наблюдалось на р. Бугульдейке – среднегодовой сток умеренно уменьшался на 10.8%/10 лет с 1976 по 2019 г. Только для нее изменения $Q_{год}$ были статистически значимы (табл. 2). При этом на соседних постах скорость изменения $Q_{год}$ существенно меньше (–0.4%/10 лет и –6.1%/10 лет).

Статистически значимое уменьшение $Q_{тепл}$ наблюдается в Селенге, Бугульдейке, Анге и Большой Речке (рис. 2). В среднем приток воды в оз. Байкал за теплый сезон уменьшался со скоростью 5.6%/10 лет, а положительный тренд был выявлен лишь на двух малых реках – Утулик (2.2%/10 лет) и Максимиха (6.1%/10 лет). Выявленная область отрицательного тренда, включающая в себя бассейны Селенги и рек средней части

Байкала на западном побережье, согласуется с областью отрицательных аномалий P и положительных аномалий E_0 .

Наблюдающиеся в бассейне Байкала циклические изменения в режиме стока, в частности увеличение стока после 2018 г. [13], указывают на временную неустойчивость полученных в работе оценок, которые справедливы только для периода, завершающегося 2019 г. Для проверки чувствительности трендов к длине рядов дополнительно были проведены расчеты с учетом данных о стоке за 2020 г. Они показали статистически значимое уменьшение $Q_{год}$ на реках Бугульдейке (8%/год) и Кике (1.45%/год), увеличение – на р. Максимихе (20.13%/год). Статистически значимое уменьшение $Q_{тепл}$ наблюдается на реках Бугульдейке (4.85%/год), Большой Речке (1.85%/год), Кике (1%/год) и Анге (8.83%/год). В целом, область отрицательных аномалий в период до 2020 г. согласуется с областью отрицательных трендов P и положительных трендов потенциального испарения в период до 2019 г. Однако в первом случае вклад Селенги в уменьшение стока уже считается статистически незначимым как для среднегодовых изменений, так и для значений в теплый период. Отличительной особенностью результатов становится статистически значимое увеличение $Q_{год}$ на р. Максимихе. Эти оценки позволяют сделать вывод о динамике составляющих водного баланса в условиях смены гидроклиматической обстановки, наблюдающейся в бассейне оз. Байкал с 2018 г. В этой связи выводы, полученные в работе, следует считать репрезентативными только для периода до 2019 г. При анализе уравнений множественной регрессии была выявлена связь Q с величинами P и E , однако только величина P является определяющим фактором изменчивости среднегодовых расходов и расходов за теплый период в бассейнах рек – притоков Байкала [5]: R^2 меняется от 0.14 до 0.67 (0.57 – для Селенги) для P и от 0.09 до 0.29 (0.09 – для Селенги) – для E . Медианное значений R^2 для P – 0.36, для E – 0.16. Пространственная картина уменьшения количества P , зафиксированного в южной и средней частях Байкала, практически идентична картине изменения Q (рис. 3). Скорость уменьшения Q больше скорости уменьшения P , что характерно для полуаридных районов и связано с отрицательным трендом коэффициента стока по мере уменьшения P . Однако недостаточная изученность и сложность условий формирования стока в регионе вносят большую неопределенность в прогноз возможных изменений стока.

Возможная роль трансформации растительного покрова в изменении составляющих водного баланса исследовалась на основе спутниковых данных и расчета индексов NDVI для двух лет – 2002 и 2019. Выявлено, что характеристики расти-

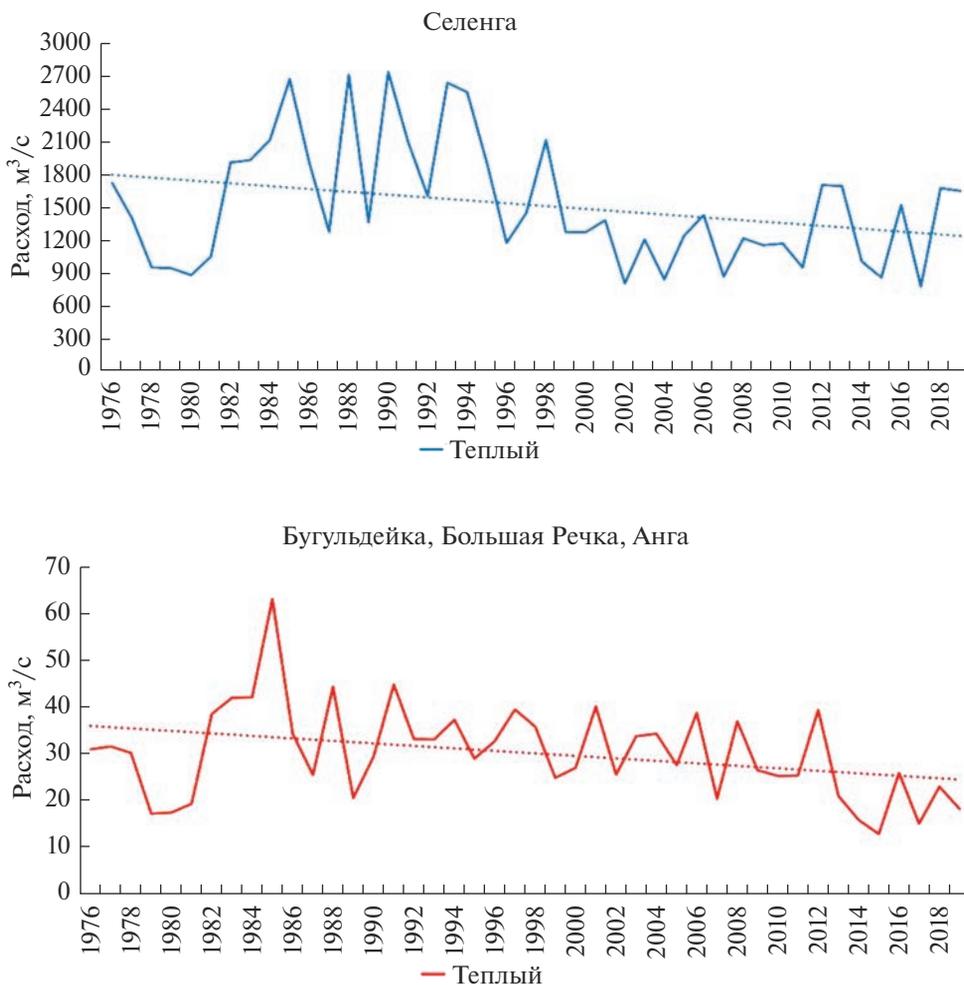


Рис. 2. Статистически значимые колебания расходов воды с 1976 по 2019 г. в реках – притоках Байкала.

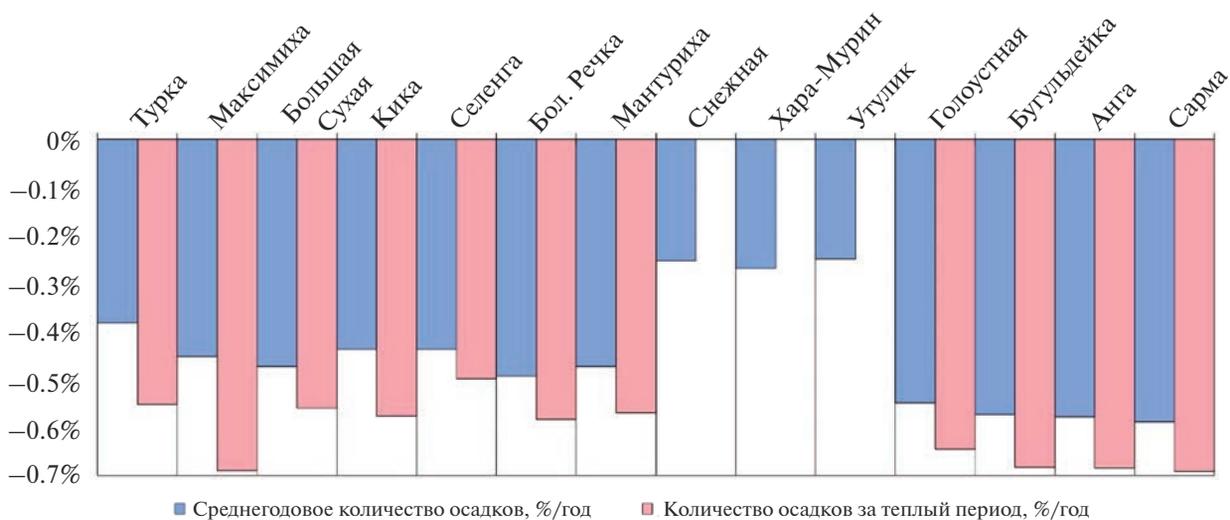


Рис. 3. Изменение количества осадков в водосборных бассейнах рек – притоков Байкала с 1976 по 2019 г. На реках Снежной, Хара-Мурин и Утулик не произошло уменьшения осадков теплого периода.

тельного покрова незначительно изменились в период с 2002 по 2019 г. За 17 лет площадь лесов сократилась на 1624 км², а площадь земель с открытой почвой увеличилась на 2450.2 км², что составляет 1.14% суммарной площади всех анализируемых водосборов.

В бассейне р. Баргузин наблюдалось увеличение на 2.57% площади земель с открытой почвой и уменьшение лесных массивов почти на 4% от общей площади водосбора, что могло происходить за счет приуроченности бассейна к высотному поясу степных сообществ Западного Забайкалья, подверженных деградации в условиях снижения количества осадков [2]. Аналогичная ситуация характерна для бассейнов рек Томпуды, Кики и Рели. Незначительное увеличение площади лесных массивов наблюдалось в бассейнах Селенги (2.06%), Кичеры (1.19%), Снежной (2.47%), Бугульдейки (1.51%), Тыи (2.63%) и Хара-Мурина (3.45%). Выявлено отсутствие изменений растительности для бассейнов Верхней Ангары, Голоустной, Большой Речки, Максимихи, Мантурихи и Утулика.

Существенно другая картина наблюдается для водосборов Анги, Сармы, Турки и Большой Сухой. Здесь увеличилась площадь открытой почвы и разреженной растительности на фоне снижения площади лесов. Интенсивность трансформации для анализируемых бассейнов была намного больше, чем у остальных, и превышала в некоторых случаях 10% от общей площади бассейна. Турка и Большая Сухая находятся на территории Восточного Прибайкалья, где большую площадь занимают подвижные и слабо закрепленные пески. Дефляция в регионе обусловлена его физико-географическими особенностями – распространением почв легкого механического состава, аридностью климата, совпадением времени пика ветрового режима с наиболее засушливым периодом [6]. Один из ключевых факторов трансформации растительного покрова в бассейнах Анги и Сармы – лесные пожары. Согласно схеме пирологического районирования Прибайкалья [10], леса в регионе приурочены к категории лесов с повышенной потенциальной горимостью, обеспечиваемой благоприятными для этого климатическими и лесорастительными условиями. В бассейнах этих рек происходит длительная деградация лесорастительных условий с затяжной стадией восстановления [3].

Неоднородная динамика растительного покрова связана как с климатическими изменениями, так и с антропогенной деятельностью [21]. Сведение лесов в регионе могло быть причиной сокращения количества осадков, что в свою очередь привело к уменьшению речного стока, но из-за неоднозначности направления трансформации биоценозов на местах вырубок гидрологи-

ческая роль сведения лесов не совсем ясна. Предположительно, лесистость – не определяющий фактор формирования стока в регионе, режим которого обусловлен дождевым питанием. При интерпретации этих результатов следует также учесть, что реакция растительности на уменьшение количества осадков либо происходит с большим опозданием, либо вообще не наблюдается в течение исследуемого периода [19]. Считается, что почвенный покров и растительность в бассейне Байкала сильно восприимчивы к изменению климата, однако чувствительность водосборных бассейнов и их адаптируемость к изменению климата все еще неочевидны [15].

ВЫВОДЫ

Впервые проанализированы тренды и факторы многолетней изменчивости водного стока крупнейших притоков Байкала, что значительно расширяет представление о региональной изменчивости водного баланса.

На территории анализируемых водосборных бассейнов притоков Байкала происходит рост E_0 с 1976 по 2020 г. Умеренное уменьшение $P_{\text{год}}$ происходит повсеместно в южной, западной и средней частях бассейна Байкала – от 0.25 до 0.59%/год.

Статистически значимые изменения годового стока с 1976 по 2019 г. отсутствуют. Статистически значимое уменьшение $Q_{\text{тепл}}$ наблюдается в средней и южной частях Байкала (Селенга, Бугульдейка, Анга, Большая Речка). Среднее уменьшение притока воды в оз. Байкал за теплый сезон составило 5.6%/10 лет. За счет серии многолетних лет после 2018 г. выраженность указанных трендов по мере удлинения рядов снижается.

Выявлены тенденции влияния величин P и E на речной сток. Величина P стала определяющим фактором изменчивости $Q_{\text{год}}$ и $Q_{\text{тепл}}$ в бассейнах рек – притоков Байкала (R^2 варьировала от 0.14 до 0.67, медианная величина R^2 составила 0.36). Пространственная картина уменьшения количества осадков, зафиксированного в южной и средней частях Байкала, практически идентична картине изменения речного стока.

Влияние трансформации растительного покрова в регионе на речной сток не выявлено.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО) // <https://gmvo.skniivh.ru>
2. Ауржанаев А.А., Андреев С.Г., Алымбаева Ж.Б., Содномов Б.В., Гармаев Е.Ж. Некоторые аспекты пространственно-временных вариаций NDVI в

- Байкальском регионе. Улан-Удэ: Изд-во Бурятского гос. ун-та, 2018. С. 197–200.
3. *Бибиева А.Ю.* Прогноз преобразования геосистем Северного Приольхонья // Успехи современного естествознания. 2018. № 7. С. 90–94.
 4. *Григорьев В.Ю., Миллионщикова Т.Д., Сазонов А.А., Чалов С.Р.* Влияние изменения климатических параметров на сток рек бассейна Байкала во второй половине XX — начале XXI вв. // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География 2020. № 5. С. 3–11.
 5. *Григорьев В.Ю., Харламов М.А., Семенова Н.К. и др.* Изменение паводочного стока рек бассейна Байкала в 1979–2018 гг. // Тр. IX Международ. науч.-практ. конф. “Морские исследования и образование (MARESEDU-2020)”. М., 2020. С. 40–43.
 6. *Гунин П.Д., Микляева И.М., Бажо С.Н., Слемнев Н.Н., Чердонова В.А.* Особенности деградации и опустынивания растительных сообществ лесостепных и степных экосистем южного Забайкалья // Арид. экосистемы. 2003. Т. 9. С. 19–20.
 7. *Добровольский С.Г.* Межгодовые и многолетние изменения речного стока в водосборном бассейне Байкала // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 3. С. 231–242.
 8. *Морейдо В.М., Калугин А.С.* Оценка возможных изменений водного режима реки Селенги в XXI в. На основе модели формирования стока // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 3. С. 275–284.
 9. *Синюкович В.Н., Чернышов М.С.* О трансформации расчетных характеристик годового и максимального стока главных притоков оз. Байкал // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 3. С. 256–263.
 10. *Софронов М.А., Антропов В.Ф., Волокитина А.В.* Пирологическая характеристика растительности бассейна озера Байкал // География и природ. ресурсы. 1999. № 2. С. 1–7.
 11. *Фролова Н.Л., Зотов Л.В., Белякова П.А., Григорьев В.Ю., Сазонов А.А.* Многолетние колебания стока рек в бассейне Селенги // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 3. С. 243–255.
 12. *Фролова Н.Л., Магрицкий Д.В., Киреева М.Б., Григорьев В.Ю., Гельфан А.Н., Сазонов А.А., Шевченко А.И.* Сток рек России при происходящих и прогнозируемых изменениях климата: обзор публикаций. 1. Оценка изменений водного режима рек России по данным наблюдений // Вод. ресурсы. 2022. Т. 49. № 3. С. 251–269.
 13. *Aminjafari S., Brown I., Chalov S., Simard M., Lane Charles R., Jarsjö J., Darvishi M., Jaramillo F.* Drivers and extent of surface water occurrence in the Selenga River delta, Russia // J. Hydrol.: Regional Studies. 2021. V. 38. P. 100945.
 14. *Antokhina O.Y., Latysheva I.V., Mordvinov V.I.* A cases study of mongolian cyclogenesis during the July 2018 blocking events // Geogr. Environ. Sustainability. 2019. V. 12. № 3. P. 66–78.
 15. *Dorjsuren B. et al.* Observed trends of climate and land cover changes in Lake Baikal basin // Environ. Earth Sci. 2018. V. 77. № 20. P. 1–12.
 16. *Karthe D., Chalov S., Borchardt D.* Water resources and their management in central Asia in the early twenty first century: status, challenges, and future prospects // Environ. Earth Sci. 2014. V. 73. № 2. P. 487–499.
 17. *Nasonova O.N., Gusev Y.M., Kovalev E.* Climate Change Impact On Water Balance Components In Arctic River Basins // Geogr. Environ. Sustainability. 2022. V 15. № 4. P. 148–157.
 18. *Sabater J.M.* ERA5-Land monthly averaged data from 1950 to present (Copernicus Climate Change Service [C3S] Climate Data Store [CDS]). <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-land-monthly-means?tab=overview>
 19. *Safronov A.N.* Effects of climatic warming and wildfires on recent vegetation changes in the Lake Baikal basin // Climate. 2020. V. 8. № 4. P. 57.
 20. U.S. Geological Survey // <https://earthexplorer.usgs.gov>
 21. *Wang G., Wang P., Wang T.Y., Zhang Y.C., Yu J.J., Ma N., Frolova N.L., Liu C.M.* Contrasting changes in vegetation growth due to different climate forcings over the last three decades in the Selenga-Baikal basin // Remote Sensing. 2019. V. 11. № 4. P. 426.
 22. *Zorigt M., Battulga G., Sarantuya G., Kenner S., Soninkhishig N., Hauck M.* Runoff dynamics of the upper Selenge basin, a major water source for Lake Baikal, under a warming climate // Regional Environ. Change. 2019. V 19. № 8. P. 2609–2619.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 910.3:556;555

СТРУКТУРА ПОЛЯ ТЕМПЕРАТУРЫ И ТЕЧЕНИЙ ОЗЕРА СЕВАН В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД¹

© 2023 г. С. А. Поддубный^а, *, Б. К. Габриелян^б, **, А. И. Цветков^а

^аИнститут биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
пос. Борок Ярославской обл., 152742 Россия

^бИнститут гидроэкологии и ихтиологии НАН РА,
Ереван, 0014 Армения

*e-mail: spod@ibiw.ru

**e-mail: gabrielb@sci.am

Поступила в редакцию 22.04.2022 г.

После доработки 09.08.2022 г.

Принята к публикации 05.10.2022 г.

Рассмотрены многолетние особенности вертикальной и горизонтальной структуры поля температуры воды в оз. Севан. Показано, что потепление климата привело к повышению температуры эпилимниона в Большом Севане в июле на 2.0–3.0°C. В гипolimнионе увеличение температуры воды не превышало 1.1°C. Осенью (октябрь) эпилимнион потеплел на 1.2°C, тогда как температура гипolimниона в среднем многолетнем плане практически не изменилась. На основе полей температуры рассчитаны плотностные течения в летний и осенний периоды. В пределах всего озера выявлена преобладающая циклоническая циркуляция воды, подтверждаемая распределением хлорофилла по данным спутниковых снимков. В случае сильных горизонтальных градиентов плотности воды скорости течений могут достигать 50 см/с. На автономных буйковых станциях выявлен широкий диапазон колебаний температуры воды, обусловленный внутренними волнами разной природы. Реверсивное вертикальное перемешивание водной толщи внутренними волнами играет важную роль в распределении биогенных элементов и планктона в толще воды. Увеличение уровня воды на ~3 м, в отличие от его снижения к 1981 г. на 18.48 м, не привело к каким-либо существенным изменениям гидрологического режима озера.

Ключевые слова: потепление климата, температура воды, геострофические течения, дистанционное зондирование, внутренние волны.

DOI: 10.31857/S0321059622600272, EDN: NPOZFP

ВВЕДЕНИЕ

Исследование пространственно-временной изменчивости поля температуры в озерах дает физическую основу для понимания особенностей проявления химических и биологических процессов. Температура воды в пресном водоеме определяет вертикальную плотностную структуру водной толщи и, соответственно, ее вертикальную устойчивость, обуславливает формирование различных циркуляционных течений и влияет на дрейфовый перенос воды [2].

Согласно современным представлениям, пространственно-временная изменчивость течений происходит на фоне квазипостоянного циклонического круговорота, существующего во всех крупных озерах, заливах и эстуариях северного полушария. К механизмам формирования циклонической

циркуляции могут быть отнесены: горизонтальная неоднородность поля плотности; неоднородность поля ветра в циклонических образованиях над озерами; неоднородность поля ветра, возникающая за счет вариаций трения о водную поверхность в зависимости от температуры поверхностного слоя воды; отклонение речных вод силой Кориолиса; Лагранжев перенос, обусловленный внутренними волнами Кельвина [14–16, 21, 22].

В начале безледного периода одним из важных начальных факторов формирования течений циклонической направленности выступает фронтальная зона термического бара в литорали. Причем помимо горизонтальной циклонической циркуляции у термического фронта наблюдается зона конвергенции с опусканием воды в придонные слои [1, 11, 23, 27]. Специфический гидрологический режим прибрежной зоны приводит к накоплению в литорали первичных водных масс — воды

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания № 121051100104-6.

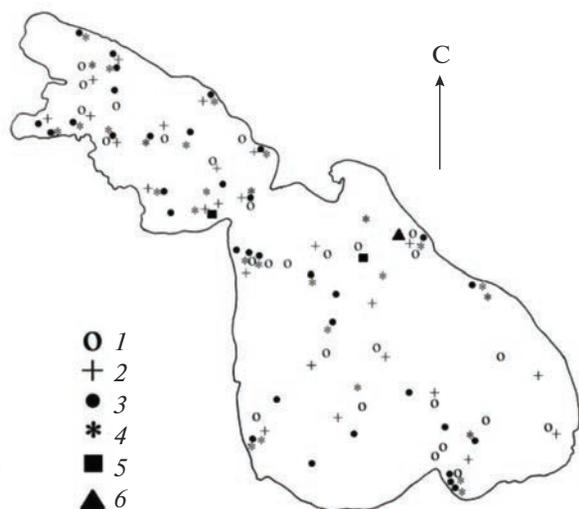


Рис. 1. Станции гидрологических наблюдений на оз. Севан: 1 – в октябре 2006 г.; 2 – в июле 2007 г.; 3, 4 – в июле и октябре 2019 г. соответственно; 5 – АБС в июле–октябре 2018 г.; 6 – АБС в июле и октябре 2019.

притоков озера, сохраняющих индивидуальные черты абиотических характеристик, обуславливая специфику вертикального распределения гидробионтов [17, 19, 26].

Цель настоящей работы – провести анализ многолетних данных по термическому режиму оз. Севан, а также обобщить сведения о динамических процессах в озере. Озеро относится к категории горных димиктических с весенней и осенней гомотермией и устойчивым расслоением водной толщи в летне-осенний период на эпи-, мета- и гипolimнион. Главной особенностью оз. Севан выступает повышение уровня водоема на 3.1 м начиная с 1981 г. после почти 50-летнего искусственного понижения уровня на 18.48 м к 1981 г. [9, 18].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для анализа климатических характеристик (температуры воздуха, скорости и направления ветра) в бассейне оз. Севан использовались среднесуточные данные за период с 1973 по 2019 г. [28].

Температуру, электропроводность воды и содержание растворенного кислорода измеряли в 3-й декаде июля и 1-й декаде октября на стандартных станциях через 1 м глубины с помощью портативного зонда “YSI 85” (2006–2007 гг.) и многопараметрического ручного зонда “YSI ProPlus” (2018–2019 гг.).

На автономных буйковых станциях (АБС) временные изменения температуры воды на горизонтах 16, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30 и 35 м с дискрет-

ностью 30 мин регистрировались самописцами температуры “НОВО Pendant® Temperature/Light 64K DataLogger-UA-002-64”, “НОВО 64K Pendant® Temperature/Alarm (Waterproof) Data Logger” в 2018–2019 гг. (рис. 1). Скорость и направление течений в районе АБС измеряли поплавками, оснащенными парусом и GPS-регистраторами. Для предварительной оценки особенностей горизонтальной циркуляции вод применялся динамический метод, основанный на расчете плотности воды с учетом ее температуры и электропроводности [6].

Кроме того, для выявления особенностей горизонтальной циркуляции вод использовались космические снимки с последующим анализом распределения мутности или хлорофилла в зависимости от конкретного состояния водной массы озера ([20] раздел “EarthViewer”, режим комбинации пользовательских каналов). Корреляционные зависимости между мутностью, хлорофиллом “а” и каналами сенсора Landsat-8, Sentinel 2A выбирались согласно методике, предложенной О.А. Тихомировым и др. в [12, 13] для водоемов средней полосы Европейской части России. При обильном цветении использовалась методика расчета хлорофилла “а”, а при отсутствии или слабом цветении – определение мутности.

Положение стандартных станций определялось с помощью спутниковых навигаторов “Garmin 76C”, “Garmin 172C” и “GarminGPSmap 62”.

Зоны максимальных и минимальных скоростей течений выделялись статистическим методом [10]. Для определения периодов колебаний во временных рядах температуры воды на отдельных горизонтах АБС использовался спектральный анализ в пакете “STATISTICA 10”.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Термический режим

Известно, что эволюция термической структуры озера определяется обменом тепла с окружающей средой. Факторами, влияющими на процессы аккумуляции и расходования тепла, выступают прямая и рассеянная солнечная радиация, температура воздуха над поверхностью озера, ветровое воздействие, морфометрические особенности водоема [2].

В настоящее время в связи с глобальным потеплением климата в бассейне оз. Севан наблюдается увеличение среднемесячных значений температуры воздуха. Так, анализ средней июльской и октябрьской температуры воздуха на метеостанции “Севан Озеро” выявил ее рост с 1973 по 2019 г. соответственно на 2.4 и 3.4°C. Повышение температуры воздуха способствовало увеличению средней температуры эпи- и гипolimнио-

Таблица 1. Параметры вертикальной термической структуры водной массы Большого Севана за отдельные годы (h – толщина эпилимниона, T_s – температура эпилимниона, ΔT_{\max} – максимальный градиент температуры в термоклине, h_{\max} – глубина максимального градиента температуры, H – глубина нижней границы термоклина, Δh – толщина термоклина, ΔH – толщина гиполимниона, T_H – температура воды в гиполимнионе; над чертой июльская, под чертой – октябрьская съемки; прочерк – отсутствие данных измерений)

Параметры	Год								
	1974	1981	2006	2007	2008	2009	2013	2018	2019
h , м	$\frac{5}{-}$	$\frac{5}{-}$	$\frac{-}{8}$	$\frac{5}{10}$	$\frac{-}{10}$	$\frac{-}{10}$	$\frac{5}{-}$	$\frac{4}{14}$	$\frac{5}{13}$
T_s , °C	$\frac{17.9}{14.5}$	$\frac{15.2}{-}$	$\frac{-}{14.2}$	$\frac{17.6}{14.2}$	$\frac{-}{13.6}$	$\frac{-}{13.5}$	$\frac{18.0}{-}$	$\frac{21}{15.8}$	$\frac{20.2}{14.8}$
ΔT_{\max} , °C	$\frac{1.2}{-}$	$\frac{1.0}{-}$	$\frac{-}{1.4}$	$\frac{1.2}{1.0}$	$\frac{-}{0.4}$	$\frac{-}{0.4}$	$\frac{1.1}{-}$	$\frac{1.3}{0.6}$	$\frac{3.4}{2.2}$
h_{\max} , м	$\frac{7}{-}$	$\frac{8}{-}$	$\frac{-}{10}$	$\frac{7}{13}$	$\frac{-}{15}$	$\frac{-}{15}$	$\frac{8}{-}$	$\frac{9}{20}$	$\frac{6}{14}$
H , м	$\frac{20}{-}$	$\frac{20}{-}$	$\frac{-}{12}$	$\frac{13}{15}$	$\frac{-}{20}$	$\frac{-}{17}$	$\frac{11}{-}$	$\frac{13}{26}$	$\frac{12}{22}$
Δh , м	$\frac{16}{-}$	$\frac{15}{-}$	$\frac{-}{4}$	$\frac{8}{5}$	$\frac{-}{10}$	$\frac{-}{7}$	$\frac{6}{-}$	$\frac{9}{12}$	$\frac{7}{9}$
ΔH , м	$\frac{10}{-}$	$\frac{10}{-}$	$\frac{-}{18}$	$\frac{17}{15}$	$\frac{-}{10}$	$\frac{-}{13}$	$\frac{19}{-}$	$\frac{17}{8}$	$\frac{18}{8}$
T_H , °C	$\frac{6.7}{-}$	$\frac{6.0}{-}$	$\frac{-}{7.4}$	$\frac{5.4}{6.8}$	$\frac{-}{9.0}$	$\frac{-}{9.4}$	$\frac{7.1}{-}$	$\frac{7.8}{8.4}$	$\frac{5.9}{6.7}$

на озера. В центральной части Большого Севана за 45 лет температура эпилимниона в июле увеличилась на 2.0–3.0°C. В гиполимнионе увеличение температуры воды ≤ 1.1 °C. Осенью (октябрь) эпилимнион потеплел на 0.3–1.3°C, тогда как температура гиполимниона в среднем многолетнем плане практически не изменилась (табл. 1).

В целом вертикальная термическая структура от года к году сохраняла свои особенности. Межгодовые незначительные различия в параметрах термической структуры определялись гидрометеорологическими условиями каждого конкретного года.

На протяжении всего многолетнего периода гидрологических наблюдений в Большом и Малом Севане прослеживалось формирование с мая по октябрь купола холодных вод, характерного для всех крупных озер Северного полушария. Площадь купола в Большом Севане в 2019 г. составляла ~300 км², тогда как в Малом Севане – 45–50 км². Близкая по величине площадь купола холодных вод отмечалась и М.Г. Гезалюном [3, 4] в 1974 г. Поднятие купола холодных вод приурочено к центру циклонических круговоротов в двух частях озера и связано с возрастанием относительной циклонической завихренности, вызываемой действием сильных ветров [15].

Структура течений

Крупномасштабные натурные исследования структуры течений в оз. Севан после понижения его уровня проводились Институтом Озероведения АН СССР в 1983–1984 гг. В результате были выявлены следующие особенности циркуляции вод в озере: зафиксирован ограниченный водообмен между двумя частями водоема, временная изменчивость течений типична для глубоких озер мира, циклонические круговороты в озере определяют внутрисезонную изменчивость поля температуры [15].

Дальнейшие исследования структуры горизонтальной циркуляции вод в оз. Севан были продолжены в 2006–2007 и 2019 гг. в рамках совместных Российско-Армянских экспедиций. На основе измеренных полей температуры и электропроводности воды с использованием динамического метода была рассчитана геострофическая циркуляция и вычислены скорости переноса воды на отдельных горизонтах. Результаты показали хорошее соответствие расчетных и натуральных параметров течений. На имеющиеся ограничения данного метода в первом приближении он позволил достаточно объективно оценить общие закономерности формирования структуры течений в водоеме. Согласно расчетам, во все периоды наблюдений в озере преобладала циклоническая циркуляция воды. В июле 2007, октябре 2006 и

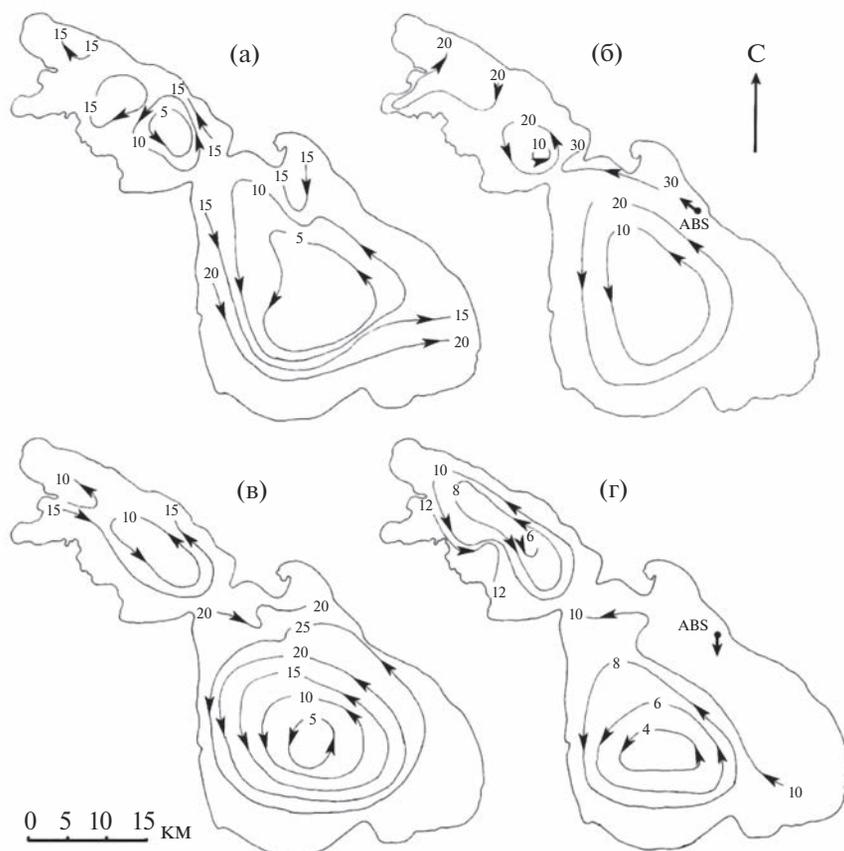


Рис. 2. Динамическая топография (мм) оз. Севан, рассчитанная динамическим методом: а — июль 2007 г.; б — июль 2019 г.; в — октябрь 2006 г.; г — октябрь 2019 г. Стрелками указано направление переноса воды и осредненное по глубине измеренное направление течения на АБС.

июле 2019 г. в результате формирования максимальных горизонтальных градиентов температуры воды плотностные течения отличались наибольшей интенсивностью. Локальные антициклонические круговороты отмечались в северной части Малого Севана (рис. 2а) и вблизи пролива между частями озера в Большом Севане (рис. 2в). В Большом Севане скорости течения в верхних слоях воды составляли 28–40 см/с, а в Малом Севане >50 см/с. Скорости течений >10 см/с на поверхности встречаются вдоль южного и юго-восточного берегов в Большом Севане и в районе пролива в юго-западной части малого Севана.

На отдельных станциях в зонах наибольших горизонтальных градиентов плотности воды высокие скорости течения сохранялись практически до дна (табл. 2).

В июле 2019 г. на АБС рассчитанная динамическим методом интегральная скорость переноса воды составляла 7.5 см/с и соответствовала измеренной поплавками (5.2 см/с) при общей циклонической направленности течения. В октябре 2019 г. в силу меньших горизонтальных градиентов плотности скорость течений в озере ≤ 21 см/с.

Область циклонического круговорота в Большом Севане была смещена к западному берегу (рис. 2г). Вдоль восточного берега водная масса отличалась вертикальной температурной однородностью, что было вызвано периодическим воздействием сильных ветров северного и западного направлений. Перенос вод в районе АБС в это время обуславливался ветровыми течениями и характеризовался южным направлением (рис. 2г).

Применение в последние десятилетия методов дистанционного зондирования для изучения широкого спектра вопросов, характеризующих экологическое состояние водоемов, позволило сконцентрировать внимание на таких аспектах, как формирование аномалий температуры воды, вихрей и вихревых структур, апвеллинга, цветения воды и пленочных загрязнений [5]. В частности, экологическое состояние озер может быть оценено с использованием таких показателей, как концентрация хлорофилла “а”, содержание взвешенного материала, коэффициент абсорбции растворенного органического вещества и прозрачность воды [25]. Причем водоросли, а именно содержание в них хлорофилла “а”, хорошо идентифици-

Таблица 2. Пределы изменений рассчитанных скоростей плотностных течений (см/с) в оз. Севан

Горизонт, м	Месяц, год			
	июль		октябрь	
	2007	2019	2006	2019
Большой Севан				
0	0.1–30.3	0.6–41.2	0.9–28.8	0.2–10.3
5	0.1–26.2	0.2–36.2	0.3–26.8	0.0–10.3
10	0.03–19.9	0.7–31.0	0.3–24.8	0.0–9.8
15	0.0–8.1	0.2–26.6	0.4–21.3	0.0–8.1
20	0.0–3.3	0.1–26.4	0.2–13.8	0.0–5.0
25	0.0–1.1	0.1–26.5	–	0.1–1.7
30	–	0.1–6.1	–	0.0–2.7
Малый Севан				
0	0.1–17.0	0.2–53.4	1.8–39.5	0.2–21.1
5	0.2–15.8	0.1–50.3	0.0–38.4	0.2–21.1
10	0.5–13.2	0.5–43.2	0.2–37.1	0.4–20.7
15	0.04–7.8	0.1–29.2	0.3–33.6	0.7–20.0
20	0.04–1.3	0.1–12.8	0.3–31.6	0.8–16.4
25	0.03–0.9	0.1–9.4	0.01–32.3	0.0–10.4
30	–	1.0–15.1	9.0–33.0	0.0–13.5
35	–	0.0–21.3	0.4–29.4	0.0–3.3
40	–	4.0–27.3	2.0–29.4	0.0–2.2
45	–	4.0–7.7	1.3–8.0	0.0–3.9
50	–	4.0–7.6	2.3–5.0	0.0–3.1
55	–	–	2.3–5.8	0.8–1.3

руемое по космическим снимкам, достаточно явно выступают индикаторами гидродинамических процессов (вихрей, зон конвергенций в циркуляциях Лэнгмюра и фронтальных зонах), пассивно перемещаясь под действием течений [7].

На оз. Севан горизонтальное распределение хлорофилла “а” определяется гидродинамическими структурами, характерными для крупных озер Европейской части России (Ладожского и Онежского) [15], Великих озер [24]. Это прежде всего – циклонический круговорот в южной части Малого Севана, обширный циклонический круговорот в Большом Севане, локальный антициклонический круговорот воды в юго-восточной части Большого Севана (рис. 3).

Таким образом, результаты расчетов циркуляции вод динамическим методом, а также анализ космических снимков позволяют сформулировать гидрометеорологические условия формирования преобладающей циклонической циркуляции

в оз. Севан. С наступлением гидрологической весны и более интенсивным прогревом литорали возникает различие температуры воды открытой и мелководной частей озера. В результате с увеличением коэффициента шероховатости над более теплой водой возрастают напряжение ветра и его неоднородность над поверхностью водоема. Как весной, так и в летне-осенний период над Севаном преобладает поле ветра циклонической направленности (рис. 4а). Взаимодействие обоих факторов приводит к формированию циклонического переноса воды в литорали. В период вертикальной стратификации температуры в центре циклонического круговорота происходит подъем термоклина.

Усиливаются горизонтальные градиенты температуры и, соответственно, плотности воды. Происходит интенсификация циклонического круговорота при постоянном ветровом воздействии циклонической направленности. Обобщенная схема горизонтальной циркуляции воды в озере пред-

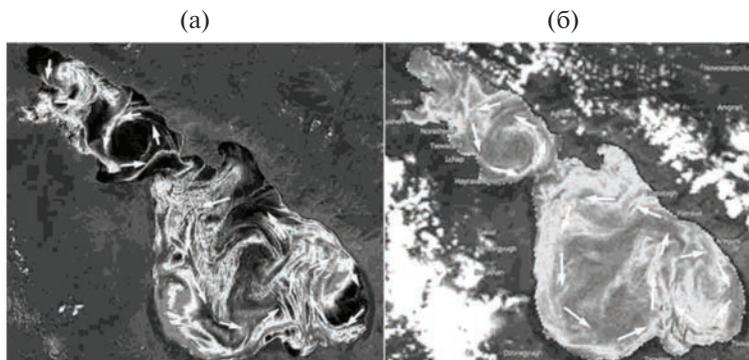


Рис. 3. Распределение хлорофилла 11.07.2018 (а) и 15.07.2020 (б) в оз. Севан по данным дистанционного зондирования. Стрелками показан преобладающий перенос воды.

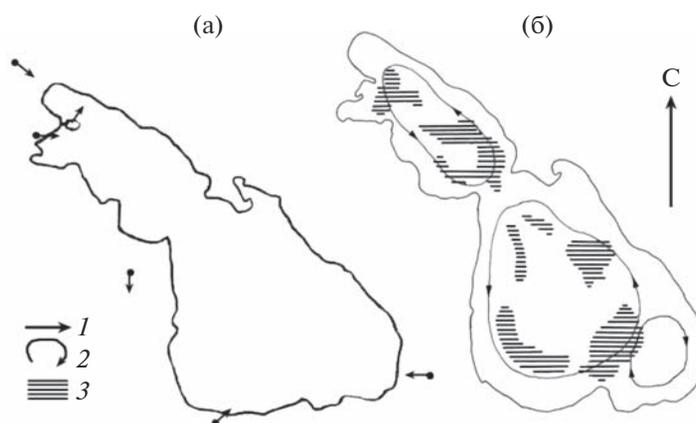


Рис. 4. Картограммы: а – поля ветра над оз. Севан [8]; б – преобладающей циркуляции воды в период температурной стратификации 2006–2007 и 2019 гг. 1 – направление ветра; 2 – циркуляция воды; 3 – зоны максимальных скоростей переноса воды.

ставляет собой два циклонических круговорота с максимальными скоростями переноса воды, приуроченными, как правило, к периферии вихрей, и локальный антициклонический круговорот в юго-восточной части Большого Севана (рис. 4б). Положение зон наибольших скоростей согласуется с данными проведенных ранее натурных и модельных исследований [15].

Внутренние волны в термоклине

Внутренние волны – один из главных факторов перемешивания толщи воды. Согласно Н.Н. Филатову [15], среди внутренних волн могут быть выделены: длинные гравитационные, короткие и длинные инерционно-гравитационные (Пуанкаре) с периодом $T_{иг} < T_{ин}$, инерционные при $T_{ин} \sim \sim 12/\sin\phi$, волны Кельвина с периодом больше инерционного. Трансформация волн Кельвина в прибрежной зоне может привести к образованию широкого спектра короткопериодных волн.

Спектральный анализ временных рядов температуры воды, зарегистрированных в июле–октябре 2018 г. на АБС, расположенной в южной части Малого Севана, выявил достаточно обширный набор разнопериодных колебаний, вызванных формированием внутренних волн. Так, в термоклине и гипolimнионе были зафиксированы колебания с периодами от 12 ч до 10 сут.

Короткопериодные колебания (период 12–16 ч) могли вызываться короткими инерционно-гравитационными внутренними волнами (инерционный период для оз. Севан составляет ~ 18.8 ч). Колебания с периодом от 1 до 4.5 сут, вероятнее всего, обусловлены воздействием внутренних сейш. Природа последних связана с изменением ветрового режима в бассейне озера. Следует отметить, что в спектре колебаний скорости ветра доминируют суточные колебания, вызванные местными ветрами и движениями синоптического масштаба (периоды от 2 до 9 сут). Кроме того, колебания температуры воды с периодами в диапазоне от 3 до 10 сут могут быть связаны с формиро-

ванием бароклинных волн Кельвина. Все перечисленные виды внутриволновых колебаний выявлены Н.Н. Филатовым в 1980-х гг. [15].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Термический режим оз. Севан определяется высотным положением водоема, значительной глубиной и достаточно интенсивным вертикальным перемешиванием вод. Годовой термический цикл озера характерен для крупных глубоких озер Северного полушария.

Увеличение уровня воды на 3.1 м не привело к каким-либо существенным изменениям гидрологического режима озера по сравнению с его снижением к 1981 г. на 18.48 м.

Как в Большом, так и в Малом Севане в летне-осенний период сохраняются купол холодной воды и связанная с ним циклоническая циркуляция.

С наступлением осени гипolimнион купола изолируется от смежных хорошо перемешиваемых участков и до заглупления термоклина до дна является обширным резервуаром гипоксии с содержанием растворенного кислорода <2 мг/л.

В целом, водная масса озера достаточно однородна с незначительными различиями электропроводности воды мелководий и открытой части водоема. Из-за сравнительно малого объема стока основных притоков влияние речных вод на структуру водной массы озера невелико и проявляется в большей степени только в период половодья.

Внутриволновые движения в оз. Севан, формируемые в термоклине под воздействием внешних и внутренних факторов, характерны для всех крупных глубоких озер Северного полушария. Такой импульсный источник, как короткопериодные внутренние волны, играет очень важную роль в распределении биогенных элементов и планктона в толще воды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Астраханцев Г.П., Менишуткин В.В., Петрова Н.А., Руховец Л.А. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. СПб.: Наука, 2003. 363 с.
2. Бояринов П.М., Петров М.П. Процессы формирования термического режима глубоких пресноводных водоемов. Л.: Наука, 1991. 176 с.
3. Гезалин М.Г. Дефицит кислорода в озере Севан // Тр. СГБС. 1983. Т. 18. С. 95–109.
4. Гезалин М.Г. О температурном режиме оз. Севан в связи со спуском его уровня // Тр. СГБС. 1979. Т. 17. С. 5–23.
5. Гурова Е.С., Иванов А.Ю. Особенности проявления гидродинамических структур в юго-восточной части балтийского моря по данным спектрорадиометров Modis и космической радиолокации // Исследование Земли из космоса. 2011. № 4. С. 41–54.
6. Зубов Н.Н., Мамаев О.И. Динамический метод вычисления элементов морских течений. Л.: Гидрометеоиздат, 1956. 116 с.
7. Моница С., Красицкий В.П. Явления на поверхности океана. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 376 с.
8. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Вып. 16. Армянская ССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 366 с.
9. Озеро Севан. Экологическое состояние в период изменения уровня воды / Отв. ред. А.В. Крылов. Ярославль: Филигрань, 2016. 328 с.
10. Поддубный С.А., Балонов И.М., Краснопер Е.В. О влиянии горизонтальной циркуляции вод на распределение фитопланктона в оз. Плещеево // Вод. ресурсы. 1987. № 2. С. 119–123.
11. Показеев К.В., Филатов Н.Н. Гидрофизика и экология озера Т. 1. Гидрофизика. М.: Физ. фак. МГУ, 2002. 276 с.
12. Тихомиров О.А., Бочаров А.В. Использование данных дистанционного зондирования для оценки показателей мутности воды водных объектов // Вестн. ТвГУ. Сер. География и геоэкология. 2016. № 1. С. 5–11.
13. Тихомиров О.А., Бочаров А.В., Комиссаров А.Б., Хижняк С.Д., Пахомов П.М. Использование данных сенсора Landsat 8 (OLI) для оценки показателей мутности, цветности и содержания хлорофилла в воде Иваньковского водохранилища // Вестн. ТвГУ. Сер. Химия. 2016. № 2. С. 230–244.
14. Филатов Н.Н. Гидродинамика озер. СПб.: Наука, 1991. 200 с.
15. Филатов Н.Н. Динамика озер. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 168 с.
16. Bennett J.R. Another explanation of the observed cyclonic circulation of large lakes // Limnol. Oceanogr. 1974. V. 20. Iss. 1. P. 108–110.
17. Holland P.R., Kay A., Botte V. A Numerical Study of the Dynamics of the Riverine Thermal Bar in a Deep Lake // Environ. Fluid Mechanics. 2001. V. 1. P. 311–332.
18. Hovhanissian R., Gabrielyan B. Ecological problems associated with the biological resource use of Lake Sevan, Armenia // Ecol. Engineering. 2000. V. 16. P. 175–180.
19. Melnik N.G., Bondarenko N.A., Belykh O.I., Blinov V.V., Ivanov V.G., Korovyakova I.V., Kostornova T.Ya., Lazarev M.I., Logacheva N.F., Pomazkova G.I., Sherstyankin P.P., Sorokovikova L.M., Tolstikova L.I., Tereza E.P. Distribution of pelagic invertebrates near a thermal bar in Lake Baikal // Hydrobiologia. 2006. V. 568. P. 69–76.
20. My Land Viewer. EOS Platform. [Электронный ресурс]. <https://eos.com/land-viewer/> (дата обращения: 27.05.2021)
21. Pickett R.L. Lake Ontario circulation in November // Limnol. Oceanogr. 1976. V. 21. Iss. 4. P. 608–611.
22. Pickett R.L., Bermick S. Observed resultant circulation of Lake Ontario // Limnol. Oceanogr. 1977. V. 22. Iss. 6. P. 1071–1076.
23. Rao Y.R., Skafel M.G., Charlton M.N. Circulation and turbulent exchange characteristics during the thermal bar in Lake Ontario // Limnol. Oceanogr. 2004. V. 49. Iss. 6. P. 2190–2200.

24. *Shuchman R., Sayers M., Leshkevich G., Lesht B.* Great Lakes Remote Sensing. Algorithms Status, Comparisons, and Future Directions. NASA GLENN Remote Sensing Workshop Cleveland. Ohio March 12–13. 2014. [Электронный ресурс]. <https://www.mtu.edu/mtri/research/outreach/remote-sensing-water-quality/remote-sensing-algorithms.pdf> (дата обращения: 27.05.2021)
25. *Soomets T., Uudeberg K., Jakovels D., Brauns A., Zalgars M., Kutser T.* Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data // *Sensors*. 2020. V. 20. Iss. 3. P. 1–22.
26. *Sorokovikova L.M., Popovskaya G.I., Belykh O.I., Tomberg I.V., Maksimenko S.Yu., Bashenkhaeva N.V., Ivanov V.G., Zemskaya T.I.* Plankton composition and water chemistry in the mixing zone of the Selenga River with Lake Baikal // *Hydrobiologia*. 2012. V. 695. P. 329–341.
27. *Tsydenov B.O.* The Effect of the Coriolis Force and Wind on the Dynamics of the Fall Thermal Bar // *Moscow Univ. Phys. Bull.* 2019. V. 74. № 1. P. 70–76.
28. Weather data SYNOPSIS/BUFR – GFS/ECMWF forecast – *Meteomanz.com* [Электронный ресурс]. <http://www.meteomanz.com/> (дата обращения: 27.05.2021)

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.3:556.5

ИСКУССТВЕННОЕ ПОПОЛНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИИ: ИСТОЧНИКИ, ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ¹

© 2023 г. Л. С. Рыбникова^а, *, М. Г. Морозов^б, П. А. Рыбников^а,
Н. Л. Фролова^с, А. В. Комин^д

^аИнститут горного дела Уральского отделения РАН,
Екатеринбург, 620075 Россия

^бУральский научный проектно-экспертный центр горного дела и гидротехники,
Екатеринбург, 620072 Россия

^сМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119991 Россия

^дРоссийский научно-исследовательский институт комплексного использования
и охраны водных ресурсов, Екатеринбург, 620049 Россия

*e-mail: luserib@mail.ru

Поступила в редакцию 12.07.2022 г.

После доработки 02.12.2022 г.

Принята к публикации 04.09.2023 г.

Территория Республики Калмыкии расположена в северо-западной части Прикаспия и относится к числу маловодных регионов. Вопрос обеспечения водными ресурсами здесь чрезвычайно актуален. Важную роль играют подземные воды – основной и часто единственный источник питьевого водоснабжения. Однако их использование ограничено из-за низкого природного качества. Одним из способов увеличения эксплуатационных запасов подземных вод может стать их искусственное пополнение. РосНИИВХ в период 2020–2021 гг. изучена возможность пополнения водных ресурсов подземных водных объектов республики Калмыкии за счет аккумуляции поверхностного стока. По результатам работ сделан вывод о том, что искусственное пополнение подземных вод на территории Республики Калмыкии нецелесообразно, так как даже в годы 50%-й обеспеченности объема поверхностного стока будет недостаточно для распреснения подземных вод в течение года до требуемых нормативов (минерализация ≤ 1.0 г/дм³). Создание постоянной линзы пресных вод (наличие которой особенно важно в маловодные годы) в водоносном горизонте на участке инфильтрационный бассейн – водозаборная скважина невозможно, поскольку ежегодно будет происходить ее полная сработка.

Ключевые слова: подземные воды, паводок, ресурсы, линза пресных вод, инфильтрационный бассейн, ергенинский горизонт, запасы подземных вод, качество воды, системы ИППВ, моделирование.

DOI: 10.31857/S0321059623700049, EDN: NPJVLS

ВВЕДЕНИЕ

Территория Республика Калмыкии (население 272.7 тыс. человек) – засушливый вододефицитный регион России. Ежегодная потребность в воде составляет в среднем ~800 млн м³, из которых лишь 50 млн м³ поступает из собственных водосточников, остальные водные ресурсы – из сопредельных территорий других регионов [1, 4].

Население республики обеспечивается питьевой водой из 46 источников централизованного

водоснабжения (12 водоемов 1-й категории и 34 подземных источника), 15% населения пользуется водой из 137 нецентрализованных источников и 12% обеспечиваются водоснабжением посредством подвоза воды. В целом потребность в хозяйственно-питьевой воде не удовлетворяется, дефицит в настоящее время составляет 70 тыс. м³/сут [12]. Вода в поверхностных водных объектах Республики Калмыкии (реки, озера, пруды и водохранилища), как правило, сильно минерализована, неудовлетворительного качества по микробиологическим показателям.

Калмыкия обеспечивается водой из бассейнов рек Волги, Кубани, Кумы, Терека и Чограйского

¹ Разделы статьи, связанные с методикой геофильтрационного и геомиграционного моделирования, подготовлены в рамках государственного задания ИГД УрО РАН (тема 075-00412-22 ПР).

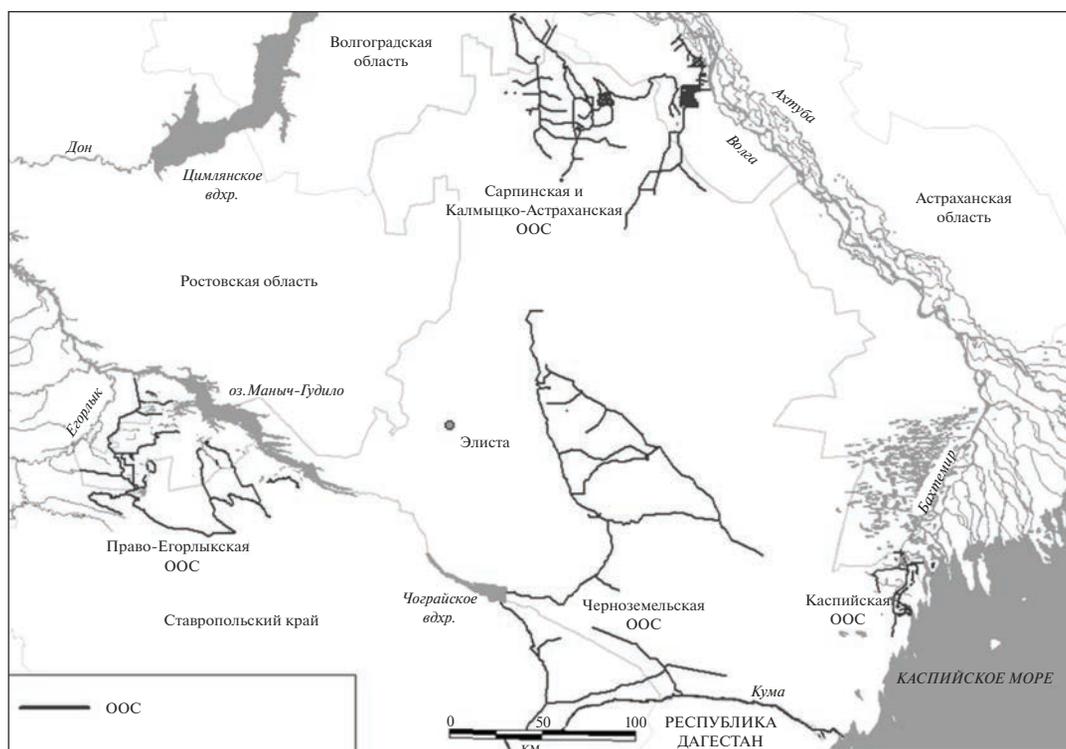


Рис. 1. Оросительно-обводнительные системы (ООС) Республики Калмыкии [9].

водохранилища (рис. 1) [9]. В Прикаспийской низменности и Кумо-Маньчской впадине встречаются лишь мелководные соленые озера (Сарпинские, Состинские, Маньч-Гудило и др.). После опреснения используются воды северной части Каспийского моря. Запасы собственных поверхностных вод расходуется в основном для сельскохозяйственных нужд, а подземные воды обладают повышенной минерализацией и жесткостью [1].

Протяженность централизованных систем водоснабжения и групповых водопроводов составляет 1300 км [10]. Большая часть магистральных водоводов, разводящих водопроводных сетей и водозаборных сооружений построены более 20–30 лет назад, крайне изношены и не отвечают эксплуатационным требованиям [1].

Среднее водопотребление на одного человека составляет ~105 л в сутки [10], что намного ниже расчетной нормы (174 л). Вне пределов Ергенинской возвышенности водопотребление катастрофически низкое – <8 л в сутки на человека.

Цель работы – научное обоснование возможности искусственного пополнения водных ресурсов (ИППВ) водоносного горизонта в пределах Ергенинской возвышенности за счет аккумуляции паводкового поверхностного стока.

Объект исследования – водоносные горизонты Ергенинской возвышенности.

В процессе настоящей работы выполнены: анализ результатов работ по применению ИППВ в мире, в Российской Федерации и в Республике Калмыкии; оценка обеспеченности Калмыкии подземными и поверхностными водными ресурсами; опытно-экспериментальные работы по искусственному пополнению ергенинского водоносного горизонта на первой очереди Верхнеяшкульского водозабора; анализ балансовых составляющих эксплуатационных запасов при ИППВ методами математического моделирования; оценка возможности и эффективности ИППВ.

АНАЛИЗ РАБОТ ПО ПРИМЕНЕНИЮ ИППВ

Необходимость в искусственном пополнении эксплуатационных запасов подземных вод возникает, когда водоотбор на месторождениях подземных вод не обеспечивается естественными источниками формирования эксплуатационных запасов. При этом происходит прогрессирующее снижение динамического уровня подземных вод, развитие депрессионных воронок, возникает опасность негативных экологических последствий. В этой ситуации возможны два выхода [6, 7]:

расширить действующий водозабор на флангах, однако это далеко не всегда можно сделать (дорогая земля, наличие некондиционных вод, сложность организации зоны санитарной охраны и т. п.);

применить искусственное пополнение эксплуатационных запасов подземных вод.

Наиболее активно ИППВ применяется в странах Западной Европы, а также в США, Израиле, Австралии, Южно-Африканской Республике, Индии и др. Во многих странах с помощью систем ИППВ обеспечивается до 25–50% общего хозяйственно-питьевого водопотребления. В странах Западной Европы, как правило, используются сооружения береговой инфильтрации и инфильтрационные бассейны. В США, Австралии, Израиле наряду со схемами поверхностной инфильтрации широко применяются скважинные схемы пополнения запасов подземных вод.

В Российской Федерации доля ИППВ в общем объеме потребления подземных вод невелика: в 1970-х гг. она составляла ~3% и вряд ли существенно увеличилась [1–3, 11].

Кроме использования в схемах ИППВ естественных водных ресурсов, широкое применение нашло использование сточных вод. Так, в более чем 400 городах США очищенные сточные воды поступают на орошение земель и ИППВ [14]. В Израиле ~95% общего объема сточных вод собирается, 80% очищается и 42% повторно используется для нужд ирригации [14].

Одна из проблем, осложняющих использование ИППВ, – кольматаж инфильтрационных бассейнов и нагнетательных скважин, несмотря на специальную водоподготовку. Длительность фильтроцикла составляет в разных условиях 3–6 мес., после чего должна проводиться чистка бассейна.

Возможность искусственного пополнения подземных вод конкретных водозаборов или участков месторождений подземных вод определяется сочетанием трех основных факторов:

наличием потребности в ИППВ;

наличием источника пополнения, его близостью и качеством воды;

наличием необходимой емкости в водоносном горизонте или зоне аэрации для “приема” дополнительного количества воды.

Рассмотрим эти факторы применительно к территории Калмыкии на примере Троицкого месторождения подземных вод. Наличие потребности в искусственном пополнении подземных вод не вызывает сомнений. Источником пополнения подземных вод может выступить поверхностный сток во время зимне-весеннего половодья. В соответствии с материалами государственного мониторинга состояния недр установлено, что в результате многолетней эксплуатации Троицкого месторождения подземных вод образовалась локальная депрессионная воронка площадью ~40 км² [8]. Для искусственного пополнения

запасов подземных вод здесь могут использоваться поверхностные воды.

В 2020–2021 гг. РосНИИВХ в рамках работ по изучению возможности пополнения водных ресурсов подземных водных объектов Республики Калмыкии была выбрана Ергенинская возвышенность Республики Калмыкии по сочетанию всех возможностей ИППВ.

ОБЕСПЕЧЕННОСТЬ РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИИ ПОДЗЕМНЫМИ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ

В гидрогеологическом плане рассматриваемая территория охватывает западную часть Северо-Каспийского артезианского, юго-восточную часть Ергенинского и северную часть Восточно-Предкавказского артезианских бассейнов (АБ) (рис. 2). Ергенинский АБ приурочен к хорошо выраженной в рельефе Ергенинской возвышенности [8]. Геологический разрез представлен отложениями палеозойского, мезозойского и кайнозойского возраста.

Водоснабжение населения Республики Калмыкии организовано за счет подземных (58%) и поверхностных (42%) вод. Основным источником для централизованного водоснабжения являются подземные воды ергенинского, сарматского и понтического водоносных горизонтов.

Балансовые запасы подземных вод оценены по 21 месторождению и составляют 69.41 тыс. м³/сут; из них питьевые подземные воды – 57.04 тыс. м³/сут. Освоены только 12 месторождений (участков) подземных вод. Обеспеченность разведанными эксплуатационными запасами подземных вод – 0.255 м³/сут на 1 человека. Степень освоения запасов подземных вод по территории Республики Калмыкии составляет 34.8%, прогнозных ресурсов – 1.5% [8, 13].

Подземные воды характеризуются в основном высокой минерализацией – от 3 до 53 г/дм³, чаще 10–25 г/дм³, и жесткостью от 5 до 60 ммоль. Пресные и солоноватые подземные воды имеют ограниченное распространение и залегают в виде линз среди более минерализованных подземных вод. Подземные воды более глубоких напорных горизонтов практического значения почти не имеют из-за большой глубины и высокой минерализации.

Основные источники водоснабжения столицы Республики Калмыкии г. Элисты – Троицкое и Баяртинское месторождения подземных вод, расположенные в 18 и 55 км к С. Запасы питьевых подземных вод были утверждены в 1961 г., перетверждены в 2011 и в 2021 гг. В 2019 г. среднесуточный водоотбор на Троицком месторождении составил 21.06 тыс. м³/сут (при утвержденных запа-

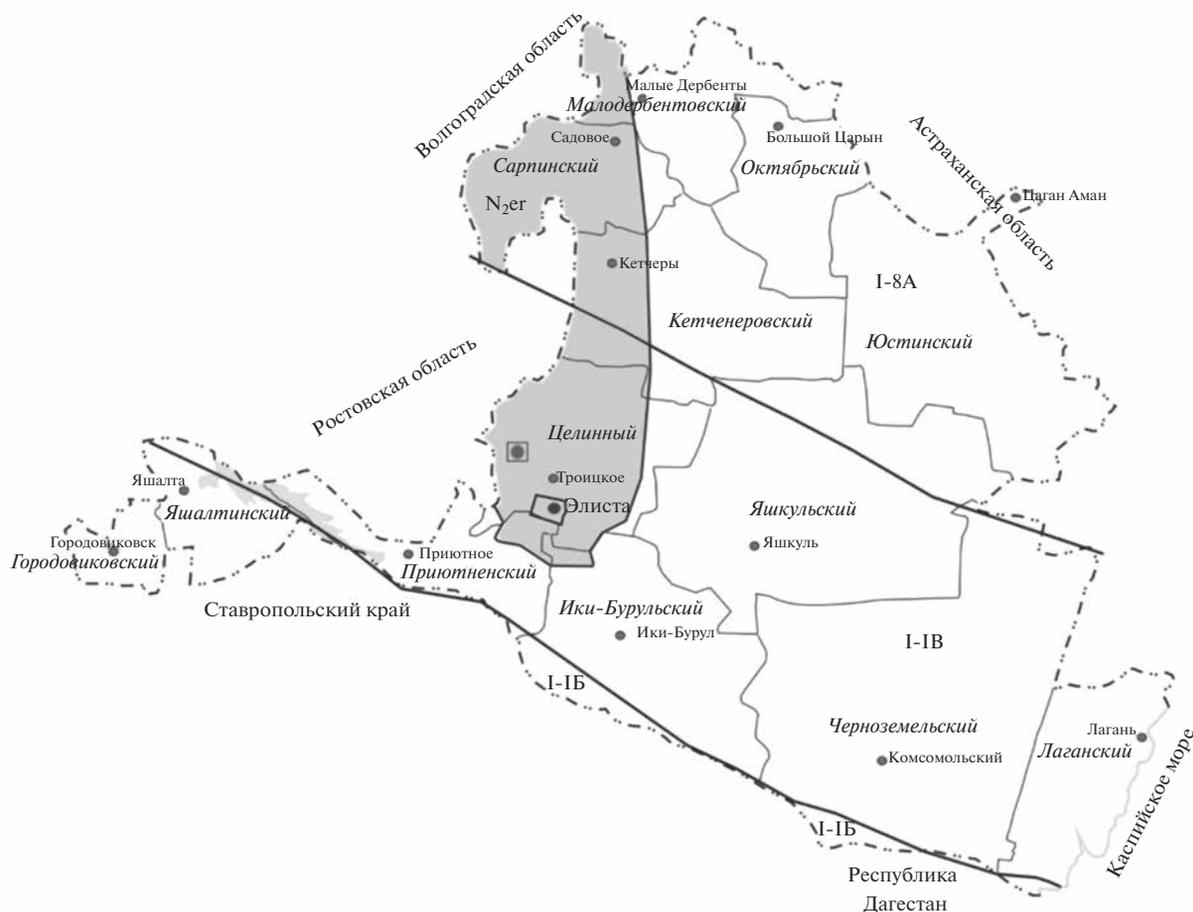


Рис. 2. Гидрогеологическое районирование территории Республики Калмыкии. Гидрогеологические структуры II порядка, артезианский бассейны: I-IA – Азово-Кубанский, I-IB – Восточно-Предкавказский, I-IB – Ергенинский, I-8A – Северо-Каспийский.

сах 25.9 тыс. м³/сут), на Баяртинском месторождении 4.44 тыс. м³/сут (при запасах 20.0 тыс. м³/сут). В Элисту подается вода в объеме 10 тыс. м³/сут – в 2.5 раза меньше, чем отбирается. В 2019 г. величина сухого остатка воды на Троицком водозаборе составила 1.91 г/дм³ (на момент разведки было 1.0–1.5 г/дм³), на Баяртинском – 1.17 г/дм³.

В резервуаре чистой воды состав воды не соответствует требованиям СанПиН (по показателям общей жесткости 1.2 ПДК, содержанию хлоридов 1.4 ПДК, сульфатов 1.3 ПДК, магния 1.3 ПДК, сухого остатка до 1.9 ПДК).

Использование для питьевых целей некондиционных подземных вод 30.11.2020 согласовано с главным государственным санитарным врачом по Республике Калмыкии на 2 года, в течение которых недропользователю необходимо разработать и ввести в эксплуатацию технологическую схему очистки подземных вод и доведения их качества до нормируемых показателей. Запасы Ба-

яртинского месторождения не переутверждались и в настоящее время не используются.

ОБЕСПЕЧЕННОСТЬ РЕСПУБЛИКИ КАЛМЫКИИ ПОВЕРХНОСТНЫМИ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ

Калмыкия относится к одному из самых засушливых регионов на Европейской территории России. Годовое количество осадков составляет 210–340 мм. Статистический анализ показал значимое увеличение как атмосферных осадков, так и температуры воздуха за теплый и холодный периоды начиная с 1990 г.

Характеристики поверхностного стока изучены в основном на Ергенинской возвышенности. В настоящее время на территории Республики Калмыкии расположен единственный действующий гидрологический пост – в пгт Советский – балка Амга-Бургуста. Ранее в пределах территории Калмыкии располагались еще 3 поста гидрологи-

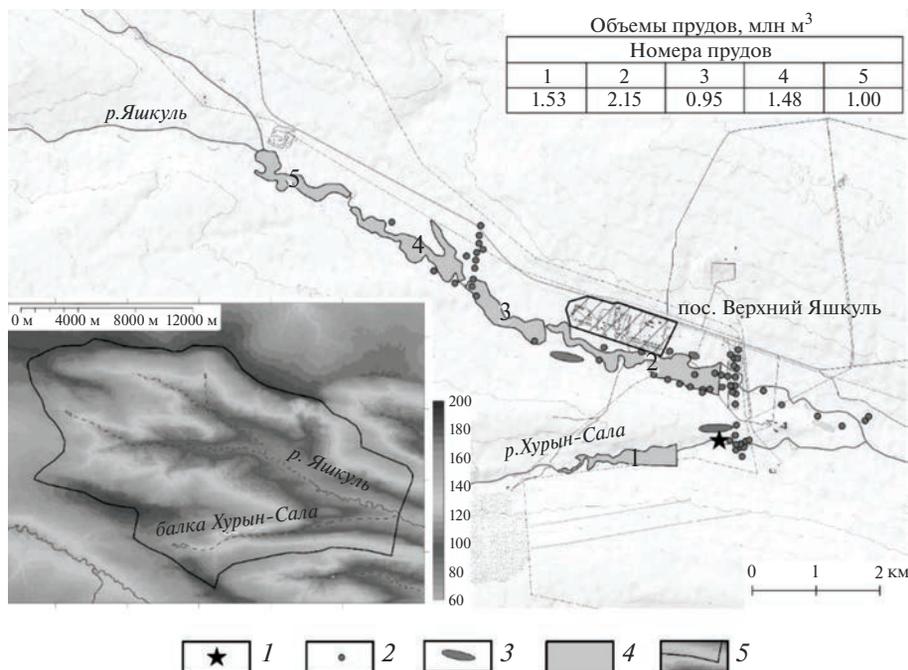


Рис. 3. Размещение проектируемых водохранилищ в районе Троицкого месторождения подземных вод. 1 – участок проведения опытно-экспериментальных работ, 2 – эксплуатационные скважины, 3 – выходы песков ергенинской свиты, 4 – проектируемые пруды, 5 – граница водосборной площади р. Яшкуль.

ческих наблюдений: в пос. Годжур (Аршань-Зельмень, период работы 1956–1971 гг.), в совхозе Приволжский (балка Малая Тингута, 1962–1988 гг.) и г. Улан-Эрге на р. Яшкуль (1956–1964 гг.). В связи с недостаточными исходными гидрологическими данными, глобальными изменениями климата и возросшим хозяйственным освоением территории существует необходимость дополнительного изучения и прогнозирования изменений количественных и качественных характеристик поверхностного стока как возможного источника пополнения подземных вод.

С точки зрения регулирования стока и восполнения запасов подземных вод изменение режима стока рек Ергенинской возвышенности имеет как положительные, так и отрицательные последствия. Основным отрицательным последствием является уменьшение объемов талого стока, который не только составляет большую часть годового стока, но и, вероятнее всего, имеет меньшую по сравнению с дождевыми и подземными водами минерализацию. Положительные моменты связаны с тем, что сток внутри сезона стал более равномерным, что позволит обойтись меньшим объемом прудов при регулировании. Смещение дат прохождения основного объема стока на более ранние сроки дает возможность осуществить большую часть работ по восполнению подземных вод вне периодов активного развития водной растительности.

Основой для оценки возможного объема водохранилищ служит объем стока за весеннее половодье. Исходя из карт и методик СНиП и СП, средний объем стока половодья (без учета потерь на фильтрацию и испарение) составляет для створа Яшкуль–Троицкое – 5.65 млн м³ (при планируемом объеме водохранилища 3.0–3.5 млн м³), для устья балки Хурын-Сала – 1.04 млн м³ (при планируемом объеме водохранилища 1.0–1.5 млн м³) (рис. 3).

На первый взгляд, полученные объемы стока 50%-й обеспеченности соответствуют планируемым объемам водохранилищ. Однако при проектировании капитальных сооружений, в частности плотин, высотой 4–5 м следует учитывать как минимум несколько важных факторов:

полученные расходы рассчитаны для максимальных срочных расходов, что неизбежно приводит к завышению результатов;

используемые карты СП-2003 и СНиП-1983 составлялись в основном в 1980-х гг., однако с 1980-х гг. сток уменьшился;

при расчете в качестве аналогов использовались всего 2 гидропоста, при этом площадь водосбора в замыкающем створе недостаточно велика для того, чтобы безоговорочно принять их аналогом для р. Яшкуль;

при существующей межгодовой и внутригодовой неравномерности стока и прогнозируемом

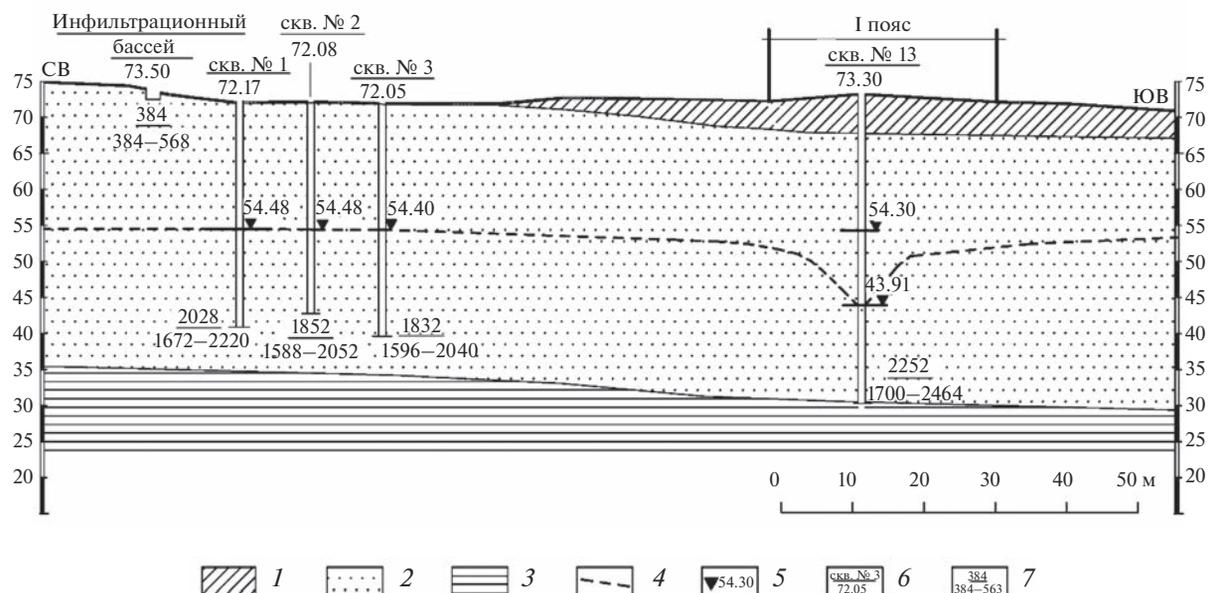


Рис. 4. Гидрогеологический разрез по ленте тока “инфильтрационный бассейн – эксплуатационная скважина” 13. 1 – суглинок плотный (vd QIII–IV), 2 – песок серый разнородный (aN_{2er}), 3 – глина серая вязкая (P₃), 4 – динамический уровень подземных вод, 5 – статический уровень подземных вод, 6 – номер скважины и высота устья, 7 – минерализация подземных вод, мг/л; числитель – до начала опытных работ, знаменатель – диапазон изменения в период проведения опытных работ.

количестве маловодных лет необходимо предусмотреть как возможное отсутствие необходимого количества воды в маловодные периоды, так и его избыток (и возможный размыв земляных плотин и дамб) в редкие, но периодически наблюдаемые многоводные годы.

ОПЫТНО-ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ РАБОТЫ

Инфильтрационный бассейн площадью 10 м² (5 м × 2 м) был оборудован на участке выхода песков ергенинского водоносного горизонта на поверхность. Участок расположен в пределах ленты тока, сформированной водоотбором из эксплуатационной скв. 13э на расстоянии 130 м от нее, на склоне балки Хурын-Сала (рис. 3, 4). Дебит водоотбора 2 тыс. м³/сут.

Регламент проведения работ был обоснован с использованием разведочного моделирования [16].

Программа опытно-экспериментальных работ по ИППВ была следующей:

заполнение инфильтрационного бассейна водой, доставленной из скважины ООО “Родники Калмыкии”; длина бассейна 5 м, ширина 2 м, глубина 1 м (рис. 5);

замеры уровня воды в инфильтрационном бассейне, в наблюдательных скв. 1–4 и эксплуатационной скв. 13э (2 раза в сутки);

снятие показаний расходомера, установленного на эксплуатационной скв. 13э (1 раз в сутки);

определение pH, электрической проводимости, содержания солей и температуры воды (2 раза в сутки); отбор пробоотборником воды в объеме 100 мл для проведения экспресс-анализа прибором “EAC waterproof Combo By HANNA”;

выполнение санитарно-гигиенических и бактериологических исследований проб воды в Центре гигиены и эпидемиологии в Республике Калмыкии (1 раз в 5 дней); объем пробы 2.0 л.

Инфильтрационный бассейн наполнялся водой из эксплуатационной скв. 35-2 ООО “Родники Калмыкии”, общий объем составил 968 м³, минерализация в процессе налива варьировала от 294 до 447 мг/дм³, pH изменялся от 7.33 до 8.29. Налив продолжался 47 дней (с 2.11.2021 по 17.12.2021) с небольшим перерывом (с 26.11.2021 до 02.12.2021) из-за распутицы после дождей и выхода из строя скв. 35 ООО “Родники Калмыкии”. Анализ результатов опытно-экспериментальных работ показал, что вследствие заполнения емкости зоны аэрации произошло быстрое снижение поглотительной способности инфильтрационного бассейна с 20 (2.11.2021) до 2.5 м/сут (с 5.11.2021 и до конца опыта 17.12.2021).

Объем профильтровавшейся воды небольшой, существенного влияния на уровни основного водоносного горизонта налив не оказал, изменения уровней не превышали нескольких сантиметров.



Рис. 5. Подача воды из заполненных емкостей (30 м³) в инфильтрационный бассейн с отрегулированным расходом (для автоматического заполнения в течение суток).

Минерализация воды в скв. 1 снизилась с 2 до 1.7 г/дм³ к 29.11.2021, затем из-за перерыва в наливе произошло увеличение до 1.8 г/дм³. В скв. 2 распреснение проявляется менее отчетливо. В скв. 3 на первом этапе наблюдалось небольшое распреснение, которое затем сменилось резким скачком минерализации. В эксплуатационной скв. 13э не удалось установить каких-либо закономерностей изменения минерализации и других показателей химического состава.

Необходимо отметить достаточно хаотичное и незакономерное изменение минерализации во всех наблюдательных скважинах. До начала опытно-экспериментальных работ (12.10.2021) минерализация менялась от 1.83 (скв. 3) до 2.25 г/дм³

(скв. 13э); к окончанию налива (16.12.2021) – от 1.77 (скв. 3) до 2.27 г/дм³ (скв. 4).

Для рассматриваемой территории в принципе характерна весьма значительная изменчивость химического состава по площади (табл. 1). Так, по данным единовременного опробования 06.11.2019, значения минерализации в расположенных рядом эксплуатационных скважинах участка Хурын-Сала варьировали от 2.3 (скв. 13э) до 2.85 г/дм³ (скв. 11э). Минерализация в скв. 13э в течение года (при незначительных колебаниях расхода) менялась от 1.85 до 2.3 г/дм³. Такая заметная гидрохимическая изменчивость проявилась и при проведении опытно-экспериментальных работ, что затрудняет их обработку и интерпретацию.

Таблица 1. Результаты химических анализов проб воды из эксплуатационных скважин Верхнеяшкульского водозабора Троицкого МПВ (балка Хурын-Сала)

Показатели	Единицы измерения	ПДК	Номера скважин и даты опробования					
			8э	10э	11э	11э	13э	13э
			06.11.2019	06.11. 2019	06.11.2019	02.06.2020	06.11.2019	02.06.2020
рН	Единицы рН	6–9	7.3	7.3	7.3	7.3	6.5	7.4
Общая минерализация	мг/дм ³	1000	2550	2400	2850	2416	2300	1865
Жесткость общая	°Ж	10	12	12.9	15.8	15.1	13.7	11.7
Хлориды	мг/дм ³	350	563	671	896	612	719	460
Сульфаты	»	500	557	647	753	558	691	333
Гидрокарбонаты	»	–	317	317	323	317	323	329
Кальций	»	–	140	132	169	150	147	121
Магний	»	50	69	74	89	93	78	70

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ИППВ МЕТОДАМИ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Численное фильтрационное и миграционное моделирование выполнялось в программной среде Processing ModFlow 8 [15] для интерпретации опытно-экспериментальных работ и прогноза изменения минерализации подземных вод при реализации ИППВ. Анализ гидродинамической сетки, сформировавшейся на первой очереди Верхнеяшкульского водозабора [5], свидетельствует о том, что в качестве объекта моделирования может быть рассмотрена лента тока субширотного направления шириной 500 м протяженностью 6 км с эксплуатационной скважиной, расположенной в центре. На западной и восточной границах модели отметка уровня подземных вод составляет 75 м. Для более компактного представления модели ее размер по оси X может быть уменьшен до 500 м путем задания на Z и V границы третьего рода (“General Head Boundary”) с параметрами границы (“GHB hydraulic conductance”) $0.2 \text{ м}^2/\text{сут}$. Шаг сетки – 2 м.

В качестве внутреннего граничного условия второго рода (“Well”) во всех задачах рассматривалась водозаборная скважина, работающая с постоянным дебитом $2000 \text{ м}^3/\text{сут}$, координаты скважины – 250 м, 250 м.

При решении нестационарных задач в блоки модели, соответствующие расположению инфильтрационного бассейна, задавалась величина инфильтрационного питания (“Recharge”), которая соответствует фактически полученному значению скорости фильтрации $2.5 \text{ м}/\text{сут}$ при проведении опытно-экспериментальных работ.

Стратификация модели

Основной продуктивный водоносный горизонт – ергенинский. Модельный разрез следующий:

первый пласт модели мощностью 20 м используется для моделирования движения инфильтрационных вод в зоне аэрации и при формировании купола растекания от инфильтрационного бассейна;

второй пласт модели мощностью 20 м – ергенинский водоносный горизонт, он используется для моделирования движения подземных вод в основном водоносном горизонте.

Структура потоков подземных вод в области исследования – плановая, о чем свидетельствует площадное распределение уровней подземных вод в ергенинском водоносном горизонте. Предполагается предпосылка горизонтального движения подземных вод в водоносном горизонте (втором пласте модели) и вертикального – в пределах первого пласта.

Фильтрационные и емкостные параметры участков ергенинского водоносного горизонта были приняты в соответствии с результатами, полученными при оценке запасов [5]. Коэффициент фильтрации первого модельного пласта в вертикальном направлении – $1 \text{ м}/\text{сут}$, в горизонтальном – $1 \text{ м}/\text{сут}$. Коэффициент фильтрации второго модельного пласта в вертикальном направлении – $1 \text{ м}/\text{сут}$, в горизонтальном – $12 \text{ м}/\text{сут}$. При решении миграционных задач гравитационная емкость пород (активная пористость) принималась равной 0.2.

Для калибровки фильтрационных параметров наиболее представительная ситуация – характеризующаяся (условно) стационарным режимом подземных вод при постоянной работе водозаборной скважины.

Результаты решения обратных задач в стационарной постановке свидетельствуют о соответствии модели условиям водоотбора и формирования депрессионной воронки: при постоянном дебите скважины уровень подземных вод во втором пласте модели находится в диапазоне от 44 до 55 м, что коррелирует с отметками, полученными в процессе проведения эксперимента (рис. 6).

Отдельного рассмотрения движения воды в зоне аэрации не требуется, поскольку гидрокупол формируется через 30 ч после начала инфильтрации из бассейна (при мощности зоны аэрации 20 м, коэффициенте фильтрации $3 \text{ м}/\text{сут}$ и гравитационной емкости 0.2).

В нестационарной постановке воспроизводились опытно-экспериментальные работы и имитация работы системы ИППВ. Решение задач в нестационарной постановке проводилось в следующей последовательности. Начальным условием задачи было модельное распределение уровней, полученное по результатам решения обратной задачи в стационарной постановке. Прогнозные временные промежутки разделялись на стресс-периоды, в течение которых внутренние граничные условия не изменяются. Вода ергенинского горизонта характеризуется минерализацией $2 \text{ г}/\text{дм}^3$, вода из инфильтрационного бассейна – $0.35 \text{ г}/\text{дм}^3$.

Воспроизведение опытно-экспериментальных работ

По результатам эксперимента фильтрационные параметры пластов были откорректированы: значение вертикального коэффициента фильтрации первого пласта уменьшено в 4 раза (до $3 \text{ м}/\text{сут}$); значение горизонтального коэффициента фильтрации второго пласта увеличено на $2 \text{ м}/\text{сут}$ (до $14 \text{ м}/\text{сут}$).

Модельные значения минерализации из-за особенностей проведения налива с перерывами имеют волнообразный характер (рис. 7).

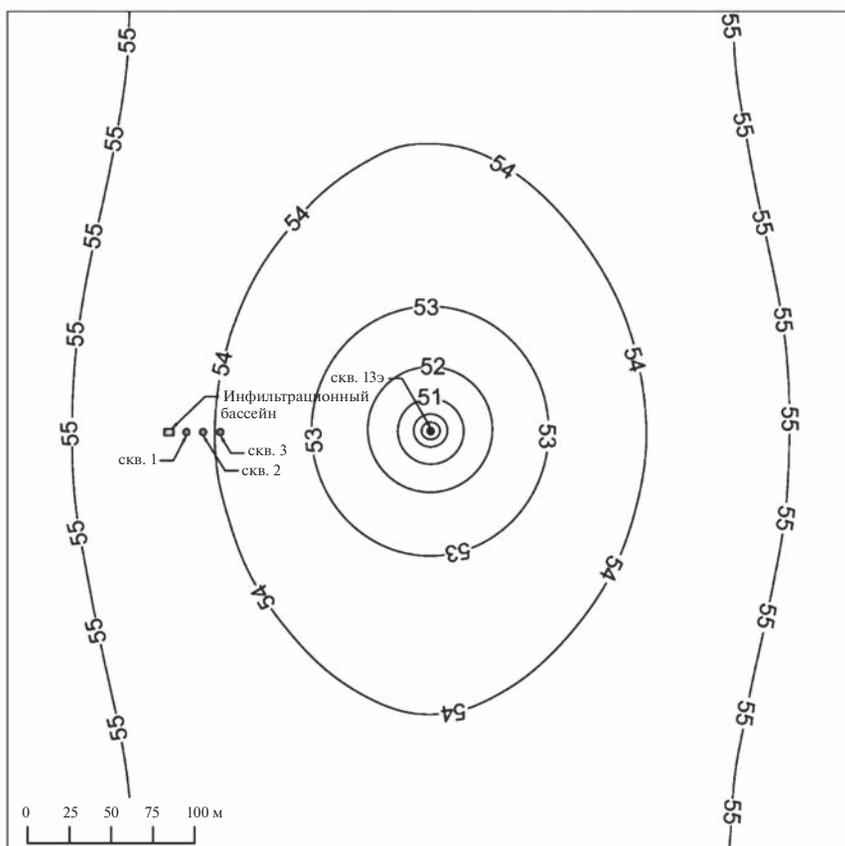


Рис. 6. Распределение уровней подземных вод (абс. отм.) во втором пласте по результатам решения обратной стационарной задачи. Шаг сетки 2 м.

Прогноз изменения минерализации при реализации системы ИППВ

Для оценки эффективности распреснения воды в водозаборной скважине с учетом периодов разной водности было выполнено решение прогнозных фильтрационных и миграционных задач в следующей постановке. В течение пяти лет инфильтрационный бассейн работает, 3 мес. из 12 в него поступает пресная вода. После пятилетнего периода нормальной водности имитируется один год низкой водности, т. е. система ИППВ не работает (отсутствие налива). Площадь бассейна 1000 м² обосновывается исходя из характерного размера участков выходов ергенинских песков на поверхность (25 м на 40 м).

На участке исследований при заданных фильтрационных и емкостных параметрах расход налива может составлять 2500 м³/сут. В наблюдательной точке, расположенной в блоке с водозаборной скважиной, подъем уровня в конце цикла составит ~4 м с последующим снижением на 3 м (рис. 8). Через 5 лет нормальной водности диапазон изменения абсолютных отметок уровня воды будет от 51 до 55 м. В течение шестого года (низ-

кая водность, налива нет) изменение абсолютных отметок уровня в течение года будет в диапазоне от 49 до 53 м. В следующий период нормальной водности и эксплуатации системы ИППВ диапазон изменения уровней будет аналогичен предшествующему.

Изменение минерализации воды в водозаборной скважине имеет более контрастный характер и показывает значительные флуктуации из-за цикличности налива (рис. 9). После завершения каждого цикла минерализация снижается до 1.1 г/дм³, через 9 мес. увеличивается почти до исходных значений, к пятому году — до 1.9 г/дм³. Отсутствие налива в маловодный год приводит к тому, что такая высокая минерализация сохранится в течение всего года. Среднемноголетнее значение минерализации составляет 1.56 г/дм³. Линза пресных вод в водоносном горизонте на участке “инфильтрационный бассейн — водозаборная скважина” не будет окончательно сформирована, поскольку при продолжении циклического пролива будет наблюдаться ее сработка в течение года (рис. 10).

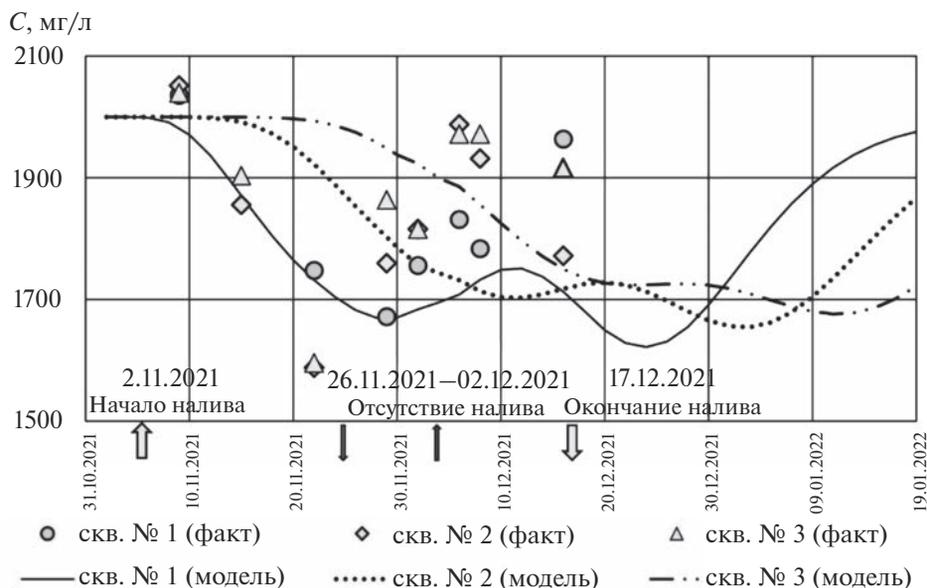


Рис. 7. Изменение минерализации подземных вод в ергенинском водосном горизонте по данным фактических изменений и по результатам моделирования.

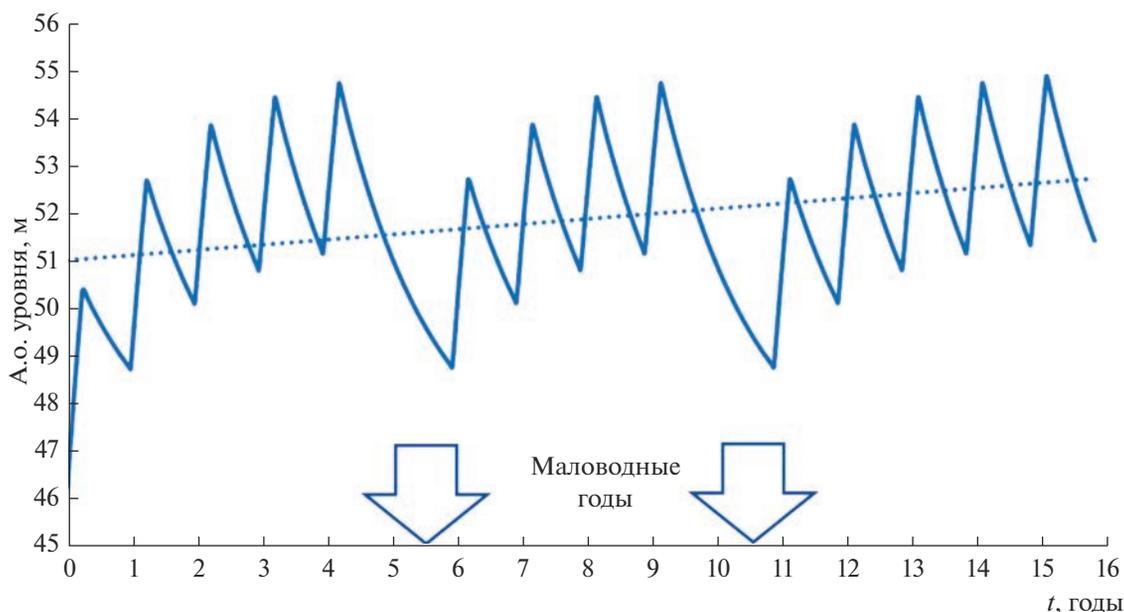


Рис. 8. Прогнозное изменение уровня подземных вод в водозаборной скважине.

ВЫВОДЫ

Наиболее эффективно функционируют инфильтрационные бассейны, которые характеризуются хорошей связью с водоносным горизонтом (имеются выходы на поверхность линз ергенинских песков) и находятся в непосредственной близости от эксплуатационных скважин. Инфильтрационный бассейн размером 25 м × 40 м, расположенный на расстоянии 150 м от водозабор-

ной скважины (расход водоотбора 2 тыс. м³/сут), при благоприятных условиях (отсутствие кольматации дна бассейна) позволяет пополнять запасы воды в среднегодовом разрезе на 30%. При этом диапазон изменения минерализации в течение года будет от 1.9 до 1.1 г/дм³. Среднегодовое значение минерализации воды в эксплуатационной скважине составит 1.53 г/дм³. Создание постоянной линзы пресных вод в водоносном горизонте на участке “инфильтрационный бассейн –

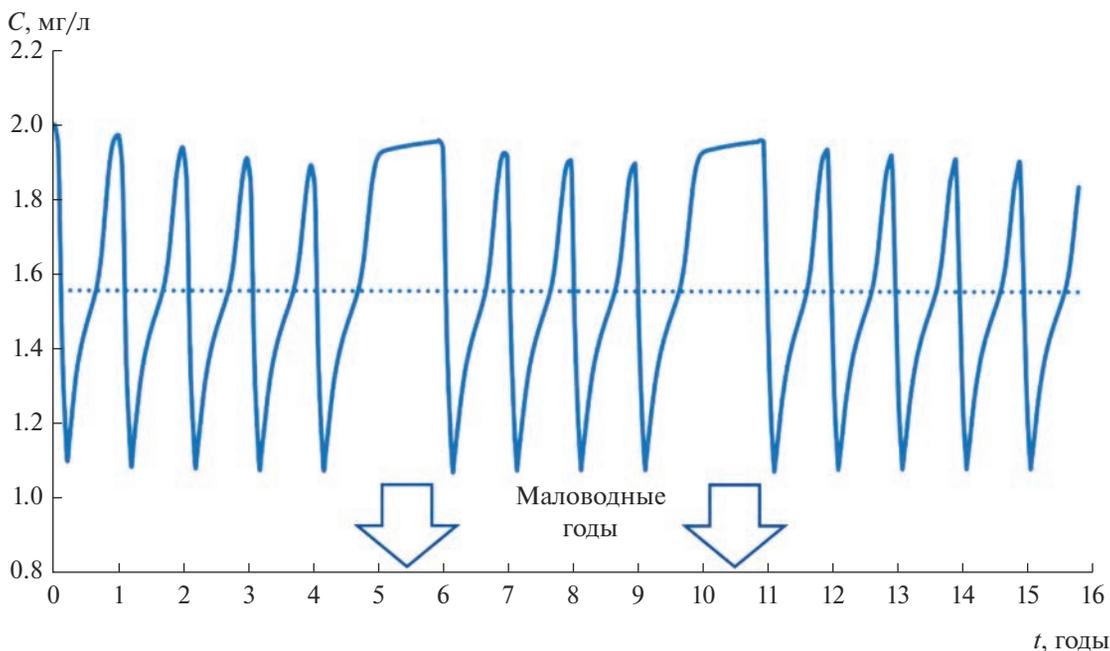


Рис. 9. Прогнозное изменение минерализации подземных вод в водозаборной скважине.

водозаборная скважина” невозможно из-за ее ежегодной работки.

Для первой очереди Верхнешкульского водозабора с производительностью 15 тыс. м³/сут для поддержания среднегодового значения минерализации на уровне 1.0 г/дм³ необходимый объем подачи воды в систему ИППВ должен быть ≥8.4 млн м³/год. Рассчитанные объемы стока половодья нормальной водности составляют 6.69 млн м³, что на 25% меньше необходимых для реализации ИППВ.

По данным исследований в 1987–1992 гг., объем паводкового стока в створе р. Яшкуль варьировал от 1.9 млн м³ в 1989 г. до 7.29 млн м³ в 1988 г., в среднем за 6 лет это 4.3 млн м³ (почти в 2 раза меньше необходимого). Объем паводкового стока в 2020–2021 гг. за три этапа половодья (в общей сложности в течение 13 дней) составил 0.5 млн м³, что почти на порядок меньше, чем за период 1987–1992 гг., и в 20 раз меньше, чем нужно для организации ИППВ.

Реализация ИППВ на первой очереди Верхнешкульского водозабора нецелесообразна, поскольку даже в годы нормальной водности поверхностного стока будет недостаточно для распреснения подземных вод до требуемых показателей.

Для решения в краткосрочной перспективе вопросов увеличения объемов подачи подземных вод в г. Элисту и улучшения ее качества рекомендуется:

выполнить ремонт водовода для предотвращения потерь воды;

возобновить эксплуатацию Баяртинского месторождения подземных вод, минерализация воды в котором 1.1–1.2 г/дм³;

внедрить современные методы водоподготовки.

Если руководство Республики Калмыкии в перспективе примет решение о необходимости реализации ИППВ на Троицком месторождении подземных вод, то перед началом полномасштабных работ в течение трех лет рекомендуется:

- 1) в разные фазы водного режима провести отбор проб для определения качества паводковых вод, включая содержание взвешенных веществ;
- 2) разработать регламент водоподготовки;
- 3) организовать постоянные гидрологические посты в створе плотин, которые намечается построить;
- 4) провести совместные измерения на действующих гидропостах на реках Амта-Бургуста и Аксай Есауловский и обосновать возможность их использования в качестве аналогов;
- 5) выполнить поисковые работы для картирования линз ергенинских песков;
- 6) провести опытно-экспериментальные работы (наливы) по оценке фильтрационных свойств каждой из линз;
- 7) провести опытно-промышленную эксплуатацию участка ИППВ для оценки степени кольматации и установления продолжительности фильтроцикла;

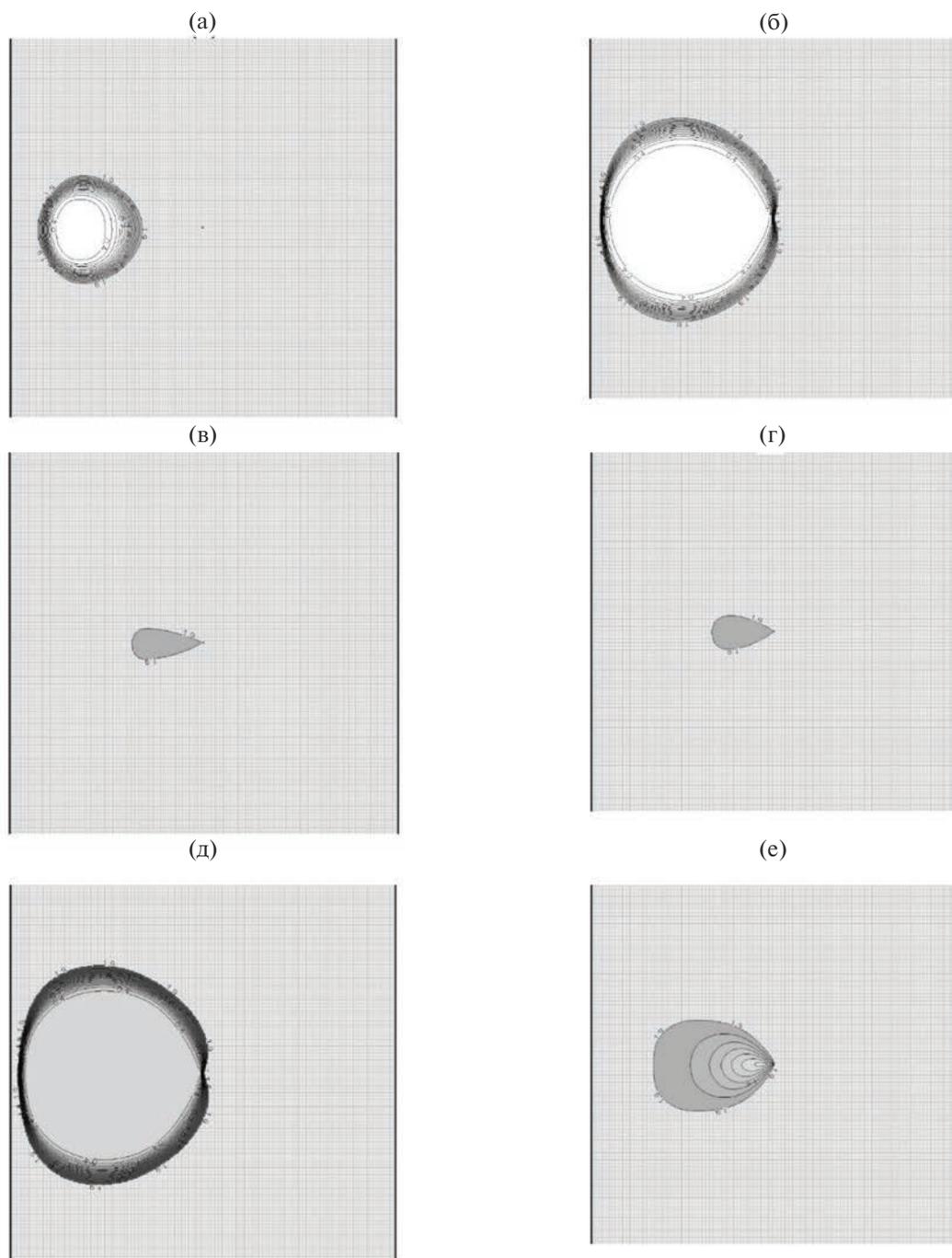


Рис. 10. Положение линзы распресненных вод на следующие моменты времени от начала эксплуатации инфильтрационного бассейна системы ИППВ: а – 20 сут (начало пролива), б – 90 сут (конец пролива), в – 365 сут (конец 1 года), г – 2165 сут (конец 6-го года, 1-й год без ИППВ), д – 5550 сут (15-й год, после ИППВ), е – 5770 сут (конец 15-го года).

8) выполнить работы по оценке запасов подземных вод в связи с изменившейся схемой эксплуатации.

Решение о возможности и целесообразности эксплуатации системы ИППВ должен принимать орган управления фондом недр при согласовании

с главным государственным санитарным врачом по Республике Калмыкии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев В.С., Боголюбов К.С., Никольская Е.А.* Отечественный и зарубежный опыт искусственного

- пополнения подземных вод. Итоги науки и техники. Гидрогеология и инженерная геология. Т. 3. М.: ВИНТИ, 1974. 148 с.
2. *Готов В.Е., Готова Л.П.* Особенности применения методов магазинирования пресных подземных вод в бассейне реки Колыма // Изв. Самарского НЦ РАН. 2012. Т. 14. № 1–9. С. 2316–2320.
 3. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Бугров А.А., Григорьев В.Ю., Киреева М.Б., Рец Е.П., Сафронова Т.И., Телегина А.А., Телегина Е.А.* Оценка возобновляемых водных ресурсов Европейской части России и пространственно-временной анализ их распределения // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2016. № 4. С. 18–31. <https://doi.org/10.35567/1999-4508-2016-4-2>
 4. Доклад об экологической ситуации на территории Республики Калмыкия в 2019 году. Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Калмыкия. Элиста: Правительство Республики Калмыкии, 2019. 89 с.
 5. *Ершов Г.Е.* Анализ условий формирования и эксплуатации пресных подземных вод Троицкого месторождения (г. Элиста) // Разведка и охрана недр. 2014. № 5. С. 25–36.
 6. *Зекцер И.С.* Подземные воды Мира: ресурсы, использование, прогнозы. М.: Наука, 2007. 438 с.
 7. *Зекцер И.С., Потапова Е.Ю., Четверикова А.В., Штенгелов Р.С.* Перспективы искусственного восполнения подземных вод на юге европейской территории России // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 6. С. 624–638.
 8. Информационный бюллетень о состоянии недр Южного федерального округа Российской Федерации за 2019 г. Вып. 15. Эссентуки, 2019. 183 с.
 9. *Кадаева А.Г.* К вопросу о качестве оросительных вод в Калмыкии // Вест. Калмыцкого ин-та гуманитарных исследований РАН. 2013. № 1. С. 160–160.
 10. Обводнение Республики Калмыкия – одна из главных задач настоящего времени. Новости от 04.02.2020 г. ФНЦ агроэкологии РАН. [Электронный ресурс]. <https://vfanc.ru/news/fnts-agroekologii-ran/obvodnenie-respubliki-kalmykiya-odna-iz-glavnykh-zadach-nastoyashchego-vremeni/php>. (дата обращения: 28.10.2020)
 11. *Плотников Н.А.* Проектирование систем искусственного восполнения подземных вод для водоснабжения. М.: Стройиздат, 1983. 230 с.
 12. Президиум Правительства Калмыкии утвердил планы по водо- и газоснабжению республики. Коммерсант. 22.11.2016. <https://www.kommersant.ru/doc/3162830>
 13. ФГБУ "Гидроспецгеология" приняло участие в выездном расширенном совещании в целях подготовки индивидуальной программы социально-экономического развития Республики Калмыкия. 16.08.2019. https://www.specgeo.ru/news/archive/?ELEMENT_ID=450
 14. *Халимов Д.П.* Международный опыт использования искусственного пополнения запасов подземных вод // Вест. КРСУ. 2016. Т. 16. № 9. С. 142–146.
 15. *Anderson Mary P., Woessner William W., Hunt Randall J.* Applied Groundwater Modeling Simulation of Flow and Advective Transport // Academic Press. Elsevier Inc. 2015. 564 p.
 16. *Rybnikova L.S., Frolova N.L., Morozov M.G., Komin A.V., Rybnikov P.A.* Assessment of the Republic of Kalmykia artificial groundwater resources recharge at the expense of the surface runoff accumulation // Improving Energy Efficiency, Environmental Safety and Sustainable Development in Agriculture. Int. Sci. Practical Conf. Saratov, 2022. С. 177–189.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ
И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 551.4:571.6

СОПОСТАВЛЕНИЕ КОМПОНЕНТОВ СТОКА,
ВОДНОГО БАЛАНСА И ПАРАМЕТРОВ КОНЦЕПТУАЛЬНЫХ МОДЕЛЕЙ
HBV И GR4J НА ПРИМЕРЕ РЕК БАСЕЙНА ВЕРХНЕЙ УССУРИ
(ЮГ ПРИМОРСКОГО КРАЯ)¹

© 2023 г. С. Ю. Лупаков^{a, *}, А. Н. Бугаец^a, Л. В. Гончуков^{b, c},
О. В. Соколов^b, Н. Д. Бугаец^a

^aТихоокеанский институт географии ДВО РАН,
Владивосток, 690041 Россия

^bДальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт,
Владивосток, 690091 Россия

^cИнститут водных проблем РАН, Москва, 117971 Россия

*e-mail: rbir@mail.ru

Поступила в редакцию 03.08.2022 г.

После доработки 19.05.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Выполнен анализ эффективности моделирования стока, значений параметров, динамики расчетных компонентов стока в двух гидрологических концептуальных моделях GR4J и HBV для 17-ти водосборов рек бассейна верхней Уссури (Приморский край, Россия) площадью от 138 до 24400 км². Обе модели демонстрируют увеличение оценок эффективности моделирования NSE с увеличением площади водосборов до 1–2 тыс. км², далее происходит их стабилизация в интервале 0.75–0.85 за период калибровки и 0.70–0.80 за период верификации. При этом оценки, полученные для модели HBV, на 5–10% выше, чем для модели GR4J. На основе анализа измеренных и рассчитанных годовых максимумов стока за теплый период можно сделать вывод, что модель GR4J в среднем на 5–6% эффективнее рассчитывает максимальные значения расходов дождевых паводков, чем HBV. При этом полученные значения относительной ошибки BIAS свидетельствует о более точном воспроизведении среднегодового стока моделью HBV. Основные отличия, определяющие эффективность моделирования в районе исследования, следующие: схема задания градиента осадков при разбивке водосборов на высотные пояса, особенности расчета модельного испарения, метод расчета оттока из концептуальных стокоформирующих емкостей в моделях GR4J и HBV.

Ключевые слова: модель, HBV, GR4J, параметры, водный баланс, Уссури.

DOI: 10.31857/S0321059622600557, **EDN:** NWDPLA

ВВЕДЕНИЕ

Модели, разработанные разными группами исследователей, часто используют параллельную терминологию и основаны на одних и тех же принципах моделирования генетических компонентов стока. В разных моделях упрощения при описании физических процессов и методы численного решения могут быть реализованы по-разному, соответственно результаты моделирования также могут в значительной степени различаться. С одной стороны, существенные различия ре-

зультатов расчетов генетических компонентов стока по разным моделям подобного типа означают то, что для данных водосборов модели следует применять с осторожностью, обусловленной риском недостоверных выводов. С другой стороны, анализ различий и сходств результатов расчетов подобных моделей может дать информацию об источниках ошибок и быть основой для проверки гипотез о формировании стока [5, 14, 19].

Исследований возможностей различных моделей (помимо эквивалентности [11] при воспроизведении гидрографа стока) аналогичным образом описывать основные гидрологические процессы все еще недостаточно. Выбор в пользу той или иной гидрологической модели в качестве методической основы большинства исследований обычно проводится в условиях значительной не-

¹ Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и образования РФ в рамках Государственного задания ТИГ ДВО РАН (тема 122011400135-0); часть исследования, связанная с анализом результатов моделирования, выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема 122041100259).

определенности и недостатка объективных критериев этого выбора [5, 19]. Как правило, для исследования выбирается одна гидрологическая модель, возможно, с новым представлением определенных процессов с учетом размера водосбора, состава и наличия данных наблюдений или особенностей гидрологических условий климатических зон [25]. При этом надежность утверждений о характеристиках выбранной гидрологической модели обычно подтверждается ее применением для различных физико-географических условий [3, 6, 15, 23].

В ряде исследований проводится взаимное сравнение моделей, при котором основное внимание фокусируется не на оценке модели по данным наблюдений, а на выявлении различий в динамике компонентов водного баланса и сравнении параметров моделей, обобщении результатов моделирования и интерпретации различий в терминах полноты описания процессов, качества и репрезентативности данных гидрометеорологических наблюдений [12, 16]. Также для оценки масштабов применимости моделей важное значение имеют результаты исследований, в которых проводится анализ результатов моделирования для вложенных водосборов (представляющих собой иерархическую структуру, в которой водосборы рек более низких порядков являются частью водосборов рек более высоких порядков), на основе которого можно выявить пространственное распределение ошибок моделирования и их зависимость от неоднородности метеорологического воздействия, влияния особенностей ландшафта территории водосбора и структуры русловой сети [4].

Цель данного исследования – оценка влияния степени упрощения описания процессов формирования стока на результаты моделирования с помощью сравнения модельных компонентов водного баланса, параметров и эффективности широко применяемых в практике гидрологических исследований концептуальных моделей с открытым кодом HBV и GR4J. В качестве объектов исследования выбраны 17 вложенных водосборов бассейна Верхней Уссури (южная часть Приморского края) площадью от 133 до 24400 км². Калибровка и верификация моделей выполнены на основе данных наблюдений на метеостанциях и гидрологических постах Росгидромета. Представлены результаты сравнения модельных компонентов водного баланса, сопоставления значений близких по смыслу параметров двух моделей. Выполнен анализ влияния различных схем учета испарения, вертикального градиента метеорологических данных, динамики влагозапаса и блоков трансформации стока на результаты моделирования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объекты исследования – 17 водосборов в бассейне Уссури–Кировский (24400 км²) (рис. 1), расположенные в южной части Приморского края. В восточной и южной частях водосбора рельеф среднегорный, отметки высот >1000 м и достигают 1850 м (г. Облачная), более равнинные участки приурочены к западной и северной частям водосбора, высотные отметки основных водоразделов – в интервале 400–500 м. В почвенном покрове и растительности выражена высотная поясность. Горно-тундровые почвы развиты в пределах наиболее возвышенных участков, на основной части среднегорья получили распространение горные буротаежные почвы, бурые почвы распространены в пределах равнинных участков, луговые глеевые почвы приурочены к наиболее пониженным территориям. С увеличением высотных отметок дубовые леса сменяются смешанными, склоны в верховьях рек в основном покрыты темнохвойным лесом, на высотах >1300 м начинает встречаться кедровый стланик [2].

Основная особенность климата региона – муссонный характер перемещения воздушных масс. Среднегодовая температура воздуха составляет 3–4°C, минимальная достигает –46°C (январь), максимальные 38–40°C (июль–август). За год в среднем выпадает 600–700 мм осадков, максимальные годовые суммы достигают 1100 мм. Характер увлажнения обуславливает особенности гидрологического режима рек, который традиционно относят к дальневосточному типу с относительно низким половодьем (обычно 5–10% годового стока) и высокими дождевыми паводками в теплый период года (до 90% годового стока), суточный слой стока может достигать 60–70 мм. Большая часть осадков (до 80–90%) приурочена к теплому периоду года (май–октябрь), зима преимущественно малоснежная. Суточные максимумы осадков находятся в диапазоне 100–200 мм и связаны с активным циклогенезом и выходом тайфунов (обычно в июле–августе) на территорию Приморского края.

В качестве методической основы исследования использованы две концептуальные модели с сосредоточенными параметрами – HBV [10] и GR4J [21], активно применяющиеся по всему миру, в частности на территории России [4, 5, 7–9]. Входными данными модели HBV являются атмосферные осадки, температура воздуха и потенциальная эвапотранспирация. Если температура воздуха (T , °C) опускается ниже порогового значения (TT , °C), осадки аккумулируются в снежном покрове, в ином случае рассчитывается снеготаяние (M , мм/сут) на основе метода градусо-дней [22] с использованием коэффициента $CFMAX$ (мм (C° сут)): $M = CFMAX (T(t) - TT)$. Для учета ошибок измерений, потери части снега в виде

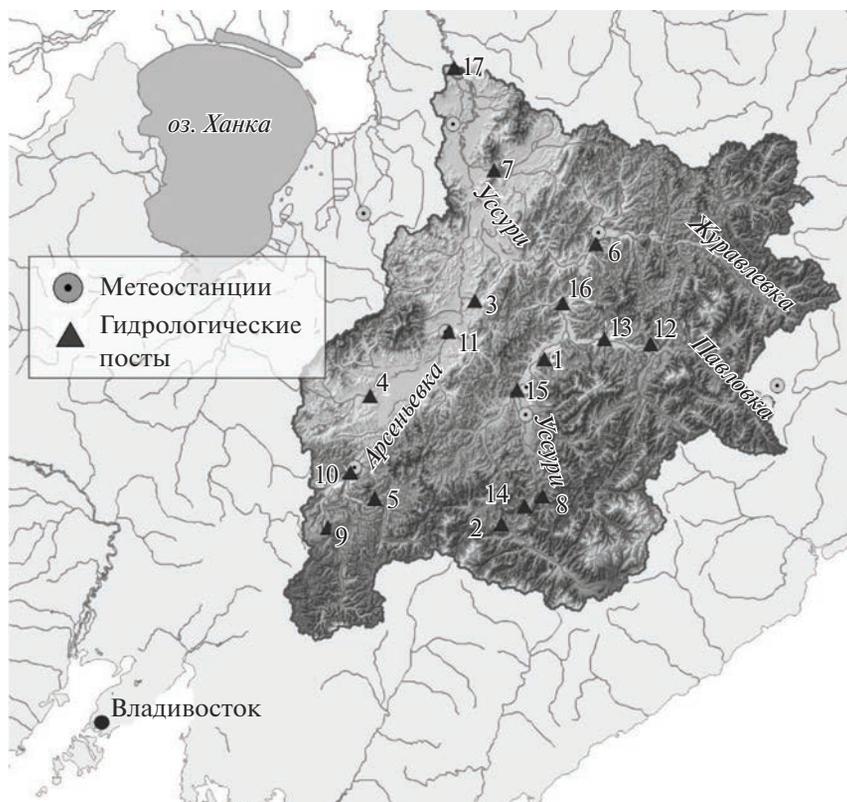


Рис. 1. Водосбор Усури–Кировский. 1–17 – пункты сети мониторинга Приморского УГМС (номера гидрологических постов соответствуют табл. 1).

сублимации, явно неучитываемой в модели, и других факторов в блоке расчета снега дополнительно предусмотрен поправочный коэффициент $SFCF$. Жидкие осадки и стаявший снег пополняют влагозапас концептуальной почвенной емкости (recharge, мм/сут) в зависимости от ее текущего влагосодержания (SM , мм), максимального значения (FC , мм), осадков ($P(t)$ мм/сут), а также показателя степени $BETA$: $recharge/p(t) = (SM(t)/FC)^{BETA}$. Испарение определяется отношением SM/FC : если оно выше порогового значения LP (доля SM/FC), то действительное испарение (E_{act} , мм/сут) равно потенциальному (E_{pot} , мм/сут), в ином случае E_{act} вычисляется на основе E_{pot} и соотношения величин текущего и максимального влагозапаса почвенной емкости $E_{act} = E_{pot} \min \{(SM(t)/(FC LP)), 1\}$.

Использованная версия HBV содержит две стокоформирующие емкости $S1$ и $S2$ (верхняя и нижняя соответственно), из которых происходит три вида оттока (мм/сут): быстрый – $Q0$, промежуточный – $Q1$, медленный – $Q2$, обычно интерпретируемые как поверхностный, почвенный и грунтовый соответственно. Отток из каждой модельной емкости описывается линейным уравнением вида $Q_n(t) = K_n S(t)$, где Q_n – отток из емкости, K_n – коэффициент истощения (рецессии),

$S(t)$ – текущий объем воды в емкости. Динамика пополнения нижней емкости $S2$ определяется параметром $PERC$ (мм/сут). После достижения влагозапаса $S1$ порогового значения HL (мм) формируется сток $Q0$. Суммарный отток из всех модельных емкостей, сформированный моделью на каждый расчетный шаг, трансформируется в замыкающем створе с учетом параметра добега $MAXBAS$, измеряющегося сутками [24]. Значения параметров модели HBV, в целом, коррелируют с ландшафтными характеристиками водосборов [4].

Входные данные модели GR4J – суточные суммы атмосферных осадков P (мм) и потенциальная эвапотранспирация PET (мм), которая должна быть предвычислена отдельно. В структуре модели предусмотрены две емкости, отвечающие за формирование S и трансформацию R стока с параметрами максимального влагозапаса $x1$ (мм) и $x3$ (мм) соответственно. GR4J на каждом расчетном шаге проводит предварительный расчет эффективных осадков. Для этого в начале каждого расчетного шага выполняется расчет баланса влаги на верхней границе водосбора $P - PET$. Таким образом, если $P - PET > 0$, вычисляются фактические осадки P_n , при этом фактическое испарение $E_n = 0$ и наоборот. В первом случае ($P_n > 0$) часть фактических осадков P_s направляет-

ся в стокоформирующую емкость $P_s = f(S, P_n)$, а оставшаяся часть – эффективные осадки $P_r = P_n - P_s$ – используется для расчета стока. Во втором случае ($P_n = 0, E_n > 0$) испарение из емкости формирования стока определяется как $E_s = f(S)$, объем S после этого корректируется: $S = S_n + P_s - E_s$. Величина водоотдачи $PERC$ рассчитывается как функция влагосодержания S (соответственно $S = S - PERC$), вместе с эффективными осадками они образуют объем стока для трансформации к замыкающему створу $P_r = PERC + P_n - P_s$.

Сформированный на текущий расчетный шаг слой стокообразования P_r разделяется на две строго фиксированные доли: (1) 90% от P_r направляется через единичный гидрограф УН1 в емкость трансформации стока R , (2) оставшиеся 10% P_r направляются единичным гидрографом УН2 непосредственно к замыкающему створу. Оба единичных гидрографа построены от одного и того же временного параметра x_4 (сут), но УН2 имеет в два раза большее основание $2x_4$. Обмен с грунтовыми водами F рассчитывается в зависимости от фактического влагосодержания емкости R и калибруемого параметра влагообмена x_2 (мм/сут). F включается непосредственно между быстрым прямым Q_1 (выход из УН2) и задержанным Q_9 (выход из УН1) компонентами стока. Наконец, расход в замыкающем створе на расчетный шаг Q является суммой расходов $Q_r + Q_d$, которые рассчитываются как максимум из $\{0; R + Q_9 + F\}$ и $\{0; Q_1 + F\}$ соответственно.

Для моделирования процессов аккумуляции и таяния снежного покрова в GR4J используется концептуальная модель SemaNeige [26], основанная на методе градусо-дней и имеющая два калибруемых параметра – коэффициенты инерции температуры снежного покрова (x_6) и стаивания (x_5). Входными данными модели являются осадки и температура воздуха. Водосбор разбивается на высотные зоны, для которых используются фиксированные значения градиента температуры воздуха и суммы осадков со средней высотой. В каждой высотной зоне модель разделяет осадки на дождь и снег по жестко заданной пороговой температуре воздуха, равной 0°C . Рассчитанный суточный объем снеготаяния подается на вход гидрологического блока модели.

РЕЗУЛЬТАТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Моделирование выполнено с суточным временным шагом. На каждый расчетный шаг атмосферные осадки осреднялись по данным наблюдений на ближайших метеостанциях и осадкомерных пунктах. Данные по температуре воздуха взяты только с метеостанций и использованы для расчета потенциального испарения по методу Одина [20], процессов накопления и таяния сне-

га. Калибровка параметров моделей выполнена с помощью данных гидрометеорологических наблюдений Приморского УГМС [1, 10] вручную. Верификация выполнена на основе рекомендаций [17]. Период калибровки для большинства водосборов составил 21–38 лет, период верификации 16–31 год. Входные данные, периоды расчетов, высотное разделение водосборов приняты одинаковыми для GR4J и HBV; таким образом, разница в расчетах стока между двумя моделями обусловлена только их структурой.

Эффективность моделирования оценена (табл. 1) с помощью критериев Нэша–Сатклиффа NSE и относительного смещения $BIAS$ (%). На основе рекомендаций [18] результаты расчетов стока рассматривались в качестве “неудовлетворительных” при $NSE \leq 0.50$, “удовлетворительных” при $0.50 < NSE \leq 0.65$, “хороших” при $0.65 < NSE \leq 0.75$, “очень хороших” при $NSE > 0.75$; “неудовлетворительных” при $|BIAS| \geq 25\%$, “удовлетворительных” при $15\% \leq |BIAS| < 25\%$, “хороших” при $10\% \leq |BIAS| < 15\%$, “очень хороших” при $|BIAS| < 10\%$.

За период калибровки по критерию NSE все расчеты относятся к категориям “удовлетворительно” и лучше, за период верификации расчеты стока по модели HBV не опускаются ниже градации “удовлетворительно”, по модели GR4J два результата переходят в категорию “неудовлетворительно”. По критерию $BIAS$ все расчеты за периоды калибровки и верификации относятся к категории “удовлетворительно” и лучше.

Для малых рек обе модели демонстрируют относительно высокую вариацию оценок NSE . С достижением пороговой площади водосбора 1–2 тыс. км² происходит их стабилизация в интервале 0.75–0.85 за период калибровки и 0.70–0.80 за период верификации. Модель GR4J в среднем на 5–6% лучше воспроизводит максимальные значения расходов дождевых паводков, чем HBV. При этом для модели HBV значения NSE выше на 5–10%, а значения $BIAS$ ниже на 6–7%, чем для модели GR4J (табл. 1).

За период верификации значения критерия NSE по модели GR4J снижаются до диапазона неудовлетворительных только для поста Тихая–Чернышевка, при этом эффективность модели HBV все еще остается удовлетворительной. Снижение значений критериев эффективности в обоих случаях происходит за счет сильной недооценки стока во время катастрофического паводка 2013 г., вызванного мощным циклоном. Согласно данным метеонаблюдений, в период с 19.07.2013 по 02.08.2013 выпало 133 мм осадков. Поскольку водосбор р. Тихой имеет преимущественно равнинный характер, поправки на высотный градиент здесь незначительны, суммы осадков с учетом вертикального градиента составили 147 и 139 мм в

Таблица 1. Значения критериев эффективности моделирования стока $NSEc$ и $BIASc$, полученные при калибровке, и $NSEv$ и $BIASv$, полученные при верификации моделей (числитель – для модели HBV, знаменатель – для модели GR4J)

Пост	Пост	Площадь водосбора, км ²	$NSEc$	$NSEv$	$BIASc$	$BIASv$
1	Каменка	138	0.80/0.71	0.71/0.62	3/10	4/11
2	Правая Поперечка	222	0.85/0.81	0.69/0.72	8/3	16/11
3	Варфоломеевка	256	0.79/0.71	0.59/0.54	-5/12	0/17
4	Чернышевка	580	0.70/0.64	0.63/0.46	-1/5	10/18
5	Гродеково	761	0.82/0.75	0.70/0.68	0/15	3/19
6	Самарка	1030	0.76/0.71	0.58/0.54	2/7	-5/4
7	Крыловка	1070	0.75/0.69	0.71/0.69	-1/-5	1/-4
8	Извилинка	1160	0.68/0.68	0.58/0.54	4/9	4/9
9	Виноградовка	940	0.70/0.69	0.65/0.70	-1/14	-17/2
10	Анучино	2480	0.85/0.81	0.78/0.75	1/10	6/15
11	Яковлевка	5180	0.86/0.81	0.85/0.74	0/11	13/23
12	Антоновка	2670	0.85/0.81	0.77/0.74	3/15	15/24
13	Уборка	3350	0.81/0.79	0.78/0.77	0/11	13/23
14	Верхняя Бреевка	1720	0.84/0.82	0.75/0.76	2/11	12/22
15	Новомихайловка	5170	0.86/0.82	0.80/0.80	3/8	-4/3
16	Кокшаровка	9340	0.83/0.79	0.76/0.76	1/11	2/13
17	Кировский	24400	0.87/0.85	0.84/0.82	1/4	7/9

моделях HBV и GR4J соответственно. При этом слой стока по данным измерений на гидрологическом посту за тот же период составил 230 мм, такое несовпадение можно объяснить нерепрезентативностью метеорологических данных для водосбора р. Тихой. При исключении из анализа результатов расчетов за указанный период эффективность моделирования для обеих моделей возрастает и для модели GR4J значения критериев эффективности NSE за период верификации переходят в категорию “удовлетворительно”.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Соотношение компонентов водного баланса в моделях GR4J и HBV определяется структурой моделей и различными подходами к учету вертикальных градиентов осадков и температуры (табл. 2; рис. 2). Изменение температуры воздуха в обеих моделях задается с помощью постоянного значения градиента ($^{\circ}\text{C}/100\text{ м}$), изменение осадков в GR4J задается с помощью градиента в абсолютных значениях ($\text{мм}/100\text{ м}$), в HBV – в долях (%) от подаваемого на вход модели количества осадков на 100 м. В результате, после учета высотного градиента в модели HBV объем атмосферных осадков по всем исследуемым водосборам в среднем на 12% больше, чем в модели GR4J, что оказывает существенное влияние на качество моделирования расходов воды в замыкающих створах. В пе-

риоды весеннего половодья и летней межени учет градиента осадков в GR4J на основе абсолютных значений приводит к накоплению погрешностей в расчетах стока.

Существенная разница в оценках компонентов водного баланса также связана с особенностями расчета испарения в моделях. В соответствии с базовыми уравнениями в модели испарение в GR4J прямо зависит от величины осадков, поэтому для суточных сумм осадков, превышающих $PET (>6\text{ мм})$, испарение приравнивается к нулю. Напротив, в HBV модельное испарение в теплый период никогда не опускается до нуля, поскольку связано с влагозапасом концептуальной почвенной емкости SM , никогда не опускающейся ниже слоя 20 мм для рассмотренных водосборов.

Во время летней межени объем стока в модели HBV определяется главным образом динамикой истощения влагозапаса стокоформирующей емкости $S2$, которое описывается линейным уравнением. В модели GR4J при расчете динамики емкости стокоформирования R учитываются потери на испарение, истощение влагозапаса описывается нелинейным уравнением. В гидрографах сильных паводков в модели HBV наблюдается явное доминирование доли быстрого (поверхностного) стока, сформированного верхней емкостью модели (рис. 2). В GR4J динамика паводка определяется только одной емкостью, доли быстрого

Таблица 2. Среднемноголетние значения основных компонентов водного баланса (мм), полученные с помощью моделей GR4J и HBV (P – осадки в модели с учетом градиента, Q_{sim} – рассчитанный сток; в модели GR4J: E_s – рассчитанное модельное испарение, F – влагообмен с грунтовыми водами, Q_r и Q_d – компоненты стока; в модели HBV: AET – рассчитанное модельное испарение, Q_0 , Q_1 , Q_2 – компоненты стока)

Пост	GR4J						HBV					
	P	Q_{sim}	E_s	F	Q_r	Q_d	P	Q_{sim}	AET	Q_0	Q_1	Q_2
1	2.24	0.93	0.71	0.07	0.78	0.15	2.47	1.01	1.38	0.02	0.31	0.67
2	2.28	0.98	0.58	0.04	0.85	0.13	2.58	0.91	1.26	0.01	0.19	0.73
3	1.98	0.74	0.71	-0.08	0.47	0.02	2.25	0.89	1.55	0.02	0.25	0.30
4	1.96	0.62	0.74	0.02	0.54	0.08	2.26	0.67	1.51	0.02	0.39	0.25
5	2.14	0.76	0.73	0.02	0.66	0.09	2.54	0.89	1.47	0.01	0.10	0.78
6	2.26	0.76	0.76	-0.02	0.70	0.06	2.54	0.90	1.35	0.03	0.23	0.65
7	2.04	0.71	0.45	-0.04	0.66	0.05	2.25	0.76	1.25	0.01	0.11	0.64
8	1.97	0.78	0.66	0.09	0.62	0.15	2.16	0.74	1.34	0.01	0.51	0.22
9	2.31	0.98	0.69	0.08	0.80	0.16	2.62	1.01	1.35	0.01	0.24	0.74
10	2.25	0.81	0.65	0.02	0.71	0.10	2.55	0.89	1.40	0.02	0.32	0.55
11	2.19	0.69	0.75	-0.04	0.64	0.05	2.27	0.77	1.30	0.02	0.16	0.58
12	2.18	0.72	0.71	-0.01	0.66	0.07	2.51	0.83	1.45	0.01	0.27	0.54
13	2.14	0.72	0.70	0.00	0.65	0.07	2.43	0.81	1.43	0.02	0.15	0.65
14	2.18	0.72	0.69	0.01	0.64	0.08	2.43	0.77	1.42	0.02	0.17	0.58
15	2.02	0.62	0.66	-0.01	0.56	0.05	2.24	0.70	1.41	0.02	0.34	0.33
16	2.18	0.73	0.66	0.02	0.65	0.09	2.52	0.82	1.48	0.01	0.26	0.55
17	2.2	0.75	0.62	0.03	0.65	0.10	2.52	0.77	1.51	0.01	0.31	0.45

и медленного стока строго фиксированы; таким образом, взаимная динамика, обеспечивающая преобладание одной или другой компоненты стока в гидрографе паводка, исключена.

Структура модели GR4J предусматривает возможность имитации водообмена с грунтовыми водами (безвозвратные потери стока или приток), в HBV – такой возможности нет, что приводит к необходимости компенсации этой части водного баланса за счет увеличения испарения (отвечающие за это параметры – LP и FC). Оба компонента стока (Q_r и Q_d) модели GR4J (табл. 3) имеют достаточно тесную связь с Q_0 и Q_1 модели HBV (табл. 4). Динамика грунтового стока Q_2 модели HBV не коррелирует с компонентами стока GR4J.

Значения большинства параметров ($PERC$, UZL , K_1 , K_2 , TT , $CFMAX$, $SFCF$, FC , LP) модели HBV находятся в рекомендуемых диапазонах [24, 25]. Значения параметров K_0 и $BETA$ завышены относительно рекомендованных, что связано с необходимостью моделирования паводковых событий, вызванных мощными и кратковременными ливневыми осадками. Значения параметра $MAXBAS$ хорошо коррелируют с площадью водосбора. Параметры модели GR4J x_1 , x_2 и x_3 находятся в рекомендуемых интервалах [21]. Значения

x_4 закономерно возрастают с увеличением размеров речного бассейна. Параметры x_5 и x_6 модели СетаНейге находятся в пределах рекомендуемых значений [26].

Модули расчета аккумуляции и таяния снежного покрова в обоих случаях основаны на методе градусо-дней, поэтому коэффициенты интенсивности стаивания x_5 (GR4J) и $CFMAX$ (HBV) в моделях по смыслу идентичны. Несмотря на небольшие различия абсолютных значений, корреляция между ними отсутствует. За исключением параметра интенсивности снеготаяния, все параметры модулей расчета аккумуляции и таяния снежного покрова значительно отличаются по смыслу в зависимости от концептуальных основ моделей. Например, параметр x_6 в GR4J может быть соотнесен с понятием суммы отрицательных значений температуры применительно к снежному покрову, в HBV похожий по смыслу параметр отсутствует. В модели HBV при этом можно увеличить/уменьшить высоту снежного покрова параметром $SFCF$, отрегулировать температуру начала снеготаяния TT , в модели GR4J это значение является константой.

Параметры x_4 в модели GR4J и $MAXBAS$ в модели HBV описывают русловое регулирование и

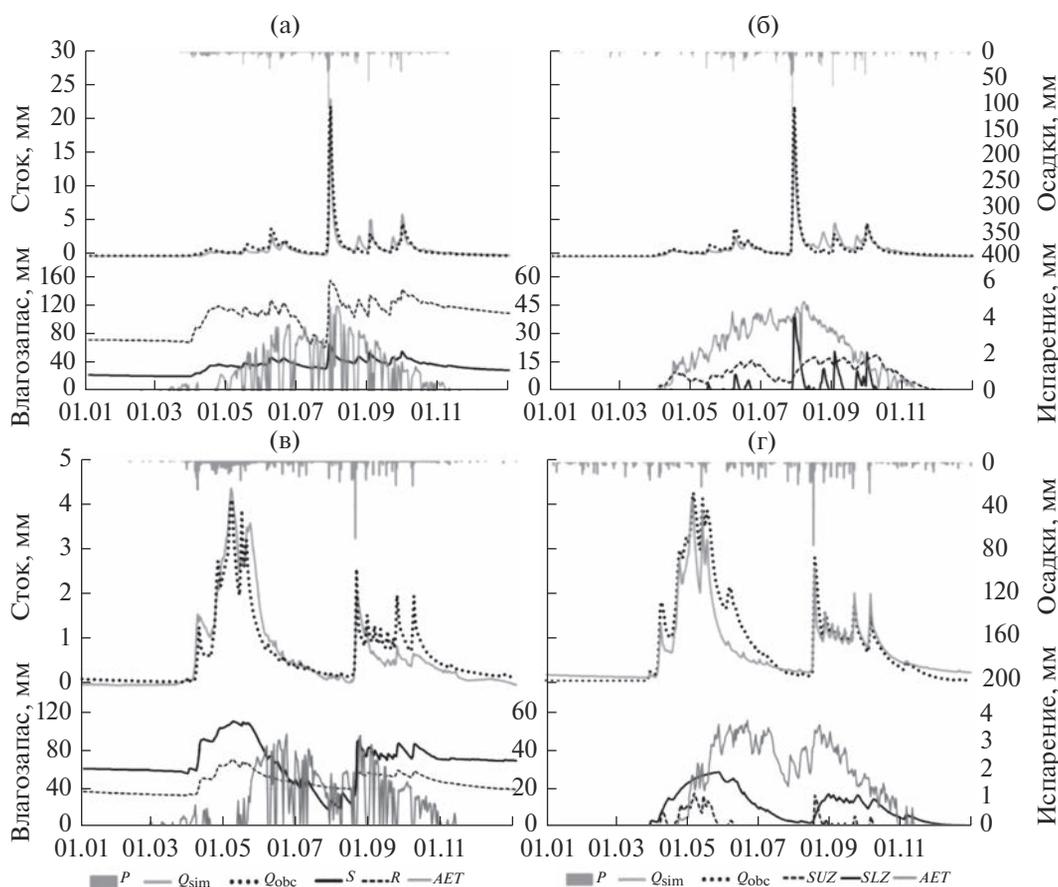


Рис. 2. Динамика основных компонентов водного баланса моделей GR4J (а, в) и HBV (б, г) на примере Павловка—Антоновка (а, б) в 1989 г. (исторический паводок) и Каменка—Каменка (в, г) в 1979 г. (низкий сток): P — осадки, Q_{obs} — измеренный расход, Q_{sim} — моделированный расход, AET — модельное испарение, S и R — емкости модели GR4J, SUZ и SLZ — емкости модели HBV.

распластывание паводковых волн. Их значения для объектов исследования близки ($R^2 = 0.96$) и пропорциональны площади водосборов. При этом значения параметра $MAXBAS$ на 40% выше, чем $x4$. Отметим, что быстрый (поверхностный) сток в GR4J формируется единичным гидрографом UH2 с основанием $2x4$. Сумма значений параметров $x1$ и $x3$ (максимальные величины влагозапаса емкостей формирования и трансформации стока) близка к значениям FC в модели HBV ($R^2 = 0.50$). Параметр $K2$ модели HBV, определяющий интенсивность водоотдачи из емкости $S2$, статистически связан с параметром $x2$ модели GR4J, имитирующим влагообмен с грунтовыми водами ($R^2 = 0.46$). Параметры $PERC$, UZL , $BETA$ и LP , определяющие интенсивность испарения, динамику пополнения и оттока из емкостей, в модели HBV не связаны с параметрами модели GR4J.

За период июнь—сентябрь разница значений NSE по двум моделям снизилась в 3–5 раз относительно полного ряда и в среднем составила 1.7% (рис. 3). Разница значений $|BIAS|$ за полный

период моделирования при калибровке и верификации моделей для всех водосборов составила в среднем 87 и 62% соответственно. За июнь—сентябрь эта разница составляет 23%, при этом абсолютные значения $|BIAS|$ для модели GR4J практически всегда отрицательны, для модели HBV они, наоборот, положительны. Таким образом, исключение влияния динамики аккумуляции и таяния снежного покрова на результаты расчетов приводит к сближению моделей по эффективности моделирования гидрографа, при этом динамика емкостей моделей и компонентов стока остается различной (рис. 2).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Актуальность задачи сравнения моделей, имеющих разные концептуальные основы описания процессов формирования стока, обусловлена необходимостью оценки влияния степени упрощения тех или иных процессов в моделях на возможность воспроизведения основных гидрологических процессов, регионализации параметров и

Таблица 3. Значения параметров моделей GR4J, полученные в процессе калибровки

Пост	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6
1	128	1.0	110	1.4	3.0	0.7
2	52	1.0	257	1.1	2.1	0.1
3	134	-0.8	33	2.2	2.3	0.1
4	134	0.2	33	3.4	2.5	0.4
5	164	0.3	63	2.2	2.6	0.4
6	181	-0.2	60	1.3	1.9	0.5
7	25	-0.7	110	2.2	1.6	0.4
8	81	0.9	45	3.2	1.5	0.2
9	221	1.0	90	1.1	2.0	0.4
10	116	0.3	128	2.1	2.0	0.2
11	148	-0.5	67	2.2	1.8	0.5
12	181	-0.1	77	2.2	2.2	0.7
13	181	0.0	81	2.5	2.0	0.4
14	181	0.1	81	2.4	2.5	0.5
15	99	-0.2	60	4.4	1.7	0.3
16	164	0.2	74	3.5	2.5	0.5
17	164	0.3	52	6.6	3.5	0.3

оценки потенциала моделирования для решения различных задач гидрологии. Выполненное в данном исследовании сравнение полученных в результате калибровки значений параметров, модельных компонентов стока и водного баланса моделей HBV и GR4J позволило сделать вывод о том, что эти модели демонстрируют схожую динамику оценок эффективности *NSE* в зависимости от площади водосбора. Стабилизация значений *NSE* для каждой из моделей происходит при преодолении пороговой площади 1–2 тыс. км². Оценки *NSE*, полученные для модели HBV, выше на 5–10%, чем для модели GR4J. Значения *BIAS* ниже на 6–7% при использовании модели HBV. При этом модель GR4J на 5–6% эффективнее воспроизводит максимумы дождевых паводков. Динамика аккумуляции и таяния снежного покрова также оказывает существенное влияние на оценки эффективности моделирования. Параметры моделей, выполняющие схожие функции, имеют высокую корреляцию. Основные факторы, определяющие эффективность моделирования, следующие: способ задания градиента осадков при разбивке водосборов на высотные пояса, особенности расчетов модельного испарения и

Таблица 4. Значения параметров моделей HBV, полученные в процессе калибровки

Пост	<i>PERC</i>	<i>UZL</i>	<i>K0</i>	<i>K1</i>	<i>K2</i>	<i>MAXBAS</i>	<i>TT</i>	<i>CFMAX</i>	<i>SFCF</i>	<i>FC</i>	<i>LP</i>	<i>BETA</i>
1	2.1	30	0.17	0.13	0.07	2.1	-0.8	1.4	0.81	155	0.49	2.6
2	3.0	57	0.56	0.13	0.04	1.8	0.4	2.1	0.41	245	0.90	5.1
3	1.2	29	0.8	0.27	0.12	3.0	-0.6	1.7	0.60	175	0.31	5.5
4	0.7	21	0.38	0.29	0.09	5.0	-0.1	2.0	0.71	230	0.60	4.0
5	5.5	22	0.25	0.23	0.12	2.5	-0.2	1.5	0.62	295	0.60	3.0
6	3.1	25	0.53	0.24	0.09	2.3	1	2.0	0.47	270	0.72	2.7
7	3.8	29	0.98	0.26	0.16	3.2	0.4	1.1	0.44	160	0.78	2.9
8	0.5	35	0.99	0.26	0.05	4.3	-0.6	1.1	0.78	190	0.89	7.5
9	2.5	35	0.27	0.13	0.07	1.0	1.1	1.6	0.55	370	0.76	3.1
10	1.5	33	0.40	0.14	0.05	2.8	-0.1	1.2	0.51	210	0.40	1.9
11	3.4	27	0.58	0.25	0.10	3.0	1.7	2.0	0.54	235	0.80	3.7
12	1.8	30	0.33	0.17	0.08	2.9	-0.2	2.2	0.53	280	0.57	3.1
13	2.8	19	0.38	0.17	0.09	4.2	-0.3	1.2	0.56	265	0.40	1.9
14	2.2	30	0.93	0.17	0.10	4.1	0.6	2.0	0.53	320	0.66	3.3
15	0.9	27	0.54	0.22	0.06	6.4	-0.4	1.0	0.60	215	0.74	6.1
16	1.7	32	0.50	0.17	0.09	5.2	-0.3	1.5	0.55	300	0.57	3.3
17	1.2	30	0.48	0.18	0.08	9.0	-0.5	1.5	0.48	255	0.51	3.8

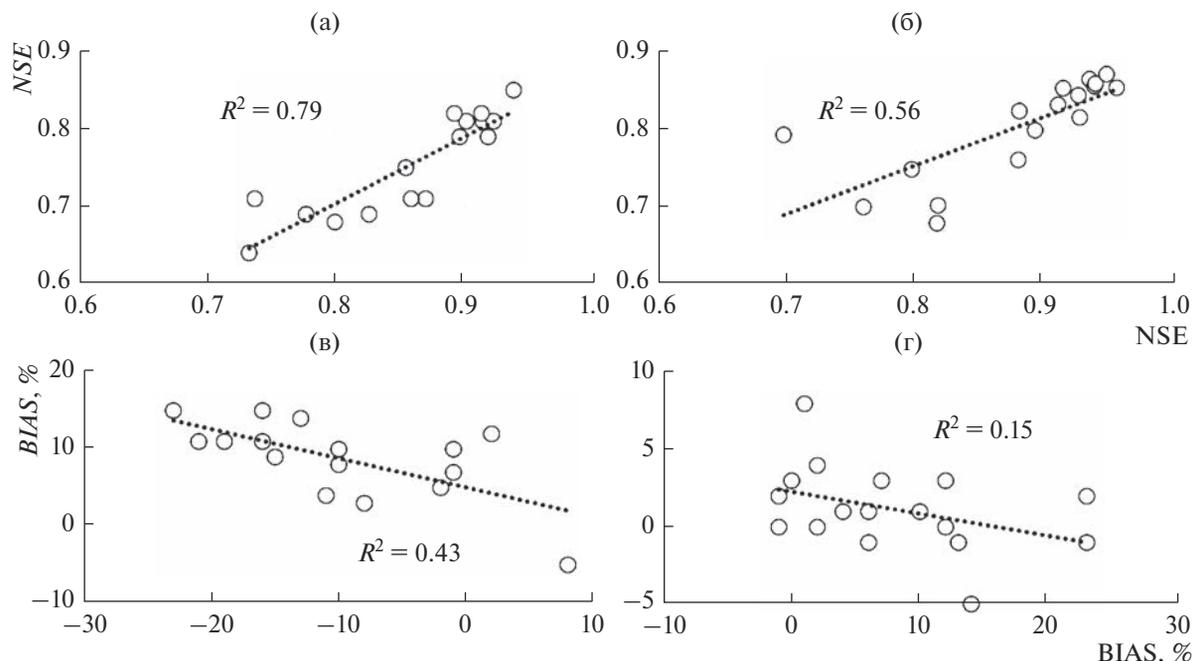


Рис. 3. Связи значений *NSE* (а, б) и *BIAS* (в, г), полученные за период июнь–сентябрь (ось абсцисс) и за полный период калибровки (ось ординат): а, в – при использовании модели GR4J, б, г – при использовании модели HBV.

оттока из концептуальных стокоформирующих емкостей в моделях GR4J и HBV.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М., Бугаец Н.Д. Опыт обработки информации модернизированной гидрологической сети с использованием системы управления данными CUAHSI HIS ODM // *Метеорология и гидрология*. 2013. № 5. С. 91–101.
2. Бугаец А.Н., Пшеничникова Н.Ф., Терешкина А.А., Краснопеев С.М., Гарцман Б.И. Анализ пространственной дифференциации почвенного покрова юга Приморья на примере бассейна р. Комаровка // *Почвоведение*. 2015. № 3. С. 268–276. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15030028>
3. Виноградов Ю.Б. Математическое моделирование процессов формирования стока. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 312 с.
4. Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н. Использование концептуальной модели речного стока HBV для анализа паводков на малых водосборах // *Метеорология и гидрология*. 2022. № 1. С. 84–94. <https://doi.org/10.52002/0130-2906-2022-1-84-94>
5. Лупаков С.Ю., Бугаец А.Н., Шамов В.В. Применение различных структур модели HBV для исследования процессов формирования стока на примере экспериментальных водосборов // *Вод. ресурсы*. 2021. Т. 48. С. 417–426. <https://doi.org/10.31857/S032105962104012X>
6. Мотовилов Ю.Г., Гельфан А.Н. Модели формирования стока в задачах гидрологии речных бассейнов. М.: РАН, 2018. 300 с. <https://doi.org/10.31857/S9785907036222000001>
7. Симонов Ю.А., Семенова Н.К., Христофоров А.В. Методика краткосрочных прогнозов расходов воды на реках бассейна Камы на основе использования модели HBV // *Метеорология и гидрология*. 2021. № 6. С. 55–65. <https://doi.org/10.52002/0130-2906-2021-6-55-65>
8. Ayzel G. Runoff predictions in ungauged Arctic basins using conceptual models forced by reanalysis data // *Water Resour.* 2018. V. 45 (S2). P. S1–S7. <https://doi.org/10.1134/S0097807818060180>
9. Ayzel G., Abramov D. OPENFORECAST: an assessment of the operational run in 2020–2021 // *Geosci. (Switzerland)*. 2022. V. 12 (2). P. 67. <https://doi.org/10.3390/geosciences12020067>
10. Bergstrom S. Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. Norrköping, Sweden: Univ. Lund. Bull., 1976. 134 p.
11. Beven K. Rainfall-runoff modelling. The Primer. Chichester: Ltd. John Wiley & Sons, 2001. 356 p. <https://doi.org/10.1002/9781119951001>
12. Bugaets A.N., Gartsman B.I., Gonchukov L.V., Lupakov S.Y., Shamov V.V., Pshenichnikova N.F., Tereshkina A.A. Modeling the hydrological regime of small test-bed catchments based on field observations: a case study of the Pravaya Sokolovka River, the Upper Ussuri River basin // *Water Resour.* 2019. V. 42 (S2). P. S8–S16. <https://doi.org/10.1134/S0097807819080037>
13. Bugaets A.N., Gonchukov L.V., Sokolov O.V., Gartsman B.I., Krasnopееv S.M. Information system to support regional hydrological monitoring and forecasting // *Water*

- Resour. 2018. V. 45 (S1). P. S59–S66.
<https://doi.org/10.1134/S0097807818050329>
14. *Clark M.P., Kavetski D., Fenicia F.* Pursuing the method of multiple working hypotheses for hydrological modeling // *Wat. Res. Res.* 2011. V. 47. W09301.
<https://doi.org/10.1029/2010wr009827>
 15. *Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G.* The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research and directions // *Am. Soc. Agricultural Biol. Engineers.* 2007. V. 50. № 4. P. 1211–1250.
<https://doi.org/10.13031/2013.23637>
 16. *Haddeland I., Clark D.B., Franssen et al.* Multimodel Estimate of the Global Terrestrial Water Balance: Setup and First Results // *Hydrometeorol.* 2011. V. 12. P. 869–884.
<https://doi.org/10.1175/2011JHM1324.1>
 17. *Klemes V.* Operational testing of hydrologic simulation models // *Hydrolog. Sci. J.* 1986. V. 31. P. 13–24.
<https://doi.org/10.1080/02626668609491024>
 18. *Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Bingner R.L., Harmel R.D., Veith T.L.* Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations // *Trans. ASABE.* 2007. V. 50. P. 885–900.
<https://doi.org/10.13031/2013.23153>
 19. *Mroczkowski M., Raper G.P., Kuczera G.* The quest for more powerful validation of conceptual catchment models // *Water Resour. Res.* 1997. V. 26. P. 2275–2286.
<https://doi.org/10.1029/97WR01922>
 20. *Oudin L., Hervieu F., Michel C., Perrin C., Andreassian V., Anctil F., Loumagne C.* Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model? Pt 2. Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling // *J. Hydrol.* 2005. V. 303. P. 290–306.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.026>
 21. *Perrin C., Michel C., Andreassian V.* Improvement of a Parsimonious Model for Streamflow Simulation // *J. Hydrol.* 2003. V. 279. P. 275–289.
[https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
 22. *Rango A., Martinec J.* Revisiting the degree-day method for snowmelt computations // *Water Resour. Bull.* 1995. V. 31. P. 657–669.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1995.tb03392.x>
 23. *Seibert J., Bergstrom S.* A retrospective on hydrological catchment modelling based on half a century with the HBV model // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2022. V. 26. P. 1371–1388.
<https://doi.org/10.5194/hess-26-1371-2022>
 24. *Seibert J., Vis M.* Teaching hydrological modelling with a user-friendly catchment–runoff–model software package // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2012. V. 16. P. 3315–3325.
<https://doi.org/10.5194/hess-16-3315-2012>
 25. *Uhlenbrook S., Seibert J., Leibundgut C., Rodhe A.* Prediction uncertainty of conceptual rainfall–runoff models caused by problems in identifying model parameters and structure // *Hydrol. Sci. J.* 1999. V. 44. № 5. P. 779–797.
<https://doi.org/10.1080/02626669909492273>
 26. *Valery A.* Modélisation précipitations–débit sous influence nivale, élaboration d’un module neige et évaluation sur 380 bassins versants. Paris: Cemagref, 2010. 405 p.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 551.482.6

НАВОДНЕНИЯ В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ ВИСЛЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ИЗМЕНЕНИЯ ГИДРОГРАФИЧЕСКОЙ СЕТИ ДЕЛЬТЫ¹

© 2023 г. М. В. Михайлова*

Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

**e-mail: mv.mikhailova@gmail.com*

Поступила в редакцию 13.02.2023 г.

После доработки 19.05.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Дана общая географическая характеристика бассейна Вислы и ее устьевой области, приведены краткие сведения о современном гидрологическом режиме устья реки. Подробно рассмотрена история наводнений в дельте Вислы и их исследований, а также эволюция дельты и динамика ее гидрографической сети.

Ключевые слова: река, дельта, рукав, половодье, ледяной затор, наводнение, Вислянские Жулавы, Канал Висла, Гданьский и Вислинский заливы.

DOI: 10.31857/S0321059623600175, **EDN:** TNBCCW

Висла (польск. “Wisła”, нем. “Weichsel”) – крупнейшая река Польши. Среди рек, впадающих в Балтийское море, по водоносности уступает лишь Неве, но превосходит такие реки, как Нямунас и Одра. Висла поставляет в Балтийское море ~7% пресной воды. В устье реки сформировалась самая большая на побережье Балтийского моря дельта.

Гидрологический режим устьевой области Вислы, включая дельту, довольно сложен. Он многократно подвергался изменениям, вызванным перераспределением стока воды по пространству дельты и переформированием ее гидрографической сети. Причины переформирования гидрографической сети дельты были как естественными, связанными с прорывами русловых валов, защитных дамб и вдольбереговых волноприбойных валов во время опасных гидрологических событий (наводнений и ледяных заторов), так и антропогенными (углубление или перекрытие рукавов, сооружение каналов и прорезей и т. п.).

Задача статьи – аналитический обзор результатов исторических и современных гидрологических исследований дельты Вислы, выявление особенностей эволюции дельты и динамики ее гидрографической сети под влиянием опасных гидрологических событий, в частности разрушительных наводнений.

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001).

МЕТОДЫ И МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В качестве теоретической основы при написании статьи использованы положения теории гидролого-морфологических процессов в устьях рек [2].

Типизация опасных гидрологических процессов и событий в устьях рек пока отсутствует. Причина – сложность строения и гидрологического режима устьевых областей. В России и за рубежом нет и общепринятых классификаций наводнений. Российские ученые, занимающиеся исследованием устьев рек, пока придерживаются разработанной в [1, 5] типизации наводнений по генетическому признаку, т. е. по происхождению и определяющим факторам. Так, наводнения можно подразделить на речные (стоковые, заторные и зазорные, стоково-заторные и стоково-зазорные, морфодинамические, стоково-морфодинамические, стоково-дождевые) и морские (нагонные, стоково-нагонные и пр.). Стоковые наводнения вызываются максимальными расходами воды и критически высокими уровнями в реке во время половодья и паводков. Заторные и зазорные наводнения возникают из-за препятствий, создаваемых ледяными заторами и зазорами, движению речных вод. Масштабные наводнения возможны при сочетании больших расходов воды и мощных заторов и зазоров льда (стоково-заторные и стоково-зазорные наводнения). К морфодинамическим наводнениям приводит размыв берегов, прорыв прирусловых валов или защитных дамб, искусственные прокопы и прораны в берегах. Эти наводнения часто совпадают с пери-

одом половодья или паводков. Дополнительным фактором могут быть заторы льда и интенсивный ледоход, поэтому, за редким исключением, их часто сложно отделить от стоковых и стоково-заторных наводнений (стоково-морфодинамические и стоково-заторно-морфодинамические наводнения). К нагонным наводнениям приводят ветровые нагоны на устьевом взморье (нагонные колебания уровня воды в устье могут иметь большой размах и проникать на значительные расстояния вверх по течению). Масштабы и последствия нагонных наводнений возрастают при сложении стокового и нагонного повышения уровней воды, т. е. при стоково-нагонном наводнении.

В устьевой области Вислы бывают наводнения следующих типов: стоковые, заторные, морфодинамические. Иногда на урбанизированных территориях в результате сильных ливней бывают внезапные и разрушительные наводнения (типа “flash floods”). Наиболее масштабные наводнения происходят при сочетании половодий и паводков, заторов льда, интенсивного ледохода и русловых деформаций. Итогом этих стоково-заторно-морфодинамических наводнений (за редким исключением их сложно разделить по типу) может быть рождение и развитие новых рукавов и протоков, отмирание старых, изменения гидрографической сети дельты.

ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О ВИСЛЕ И ЕЕ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ

Длина Вислы, по разным данным, составляет 1022 [18], 1024 [8], 1047 [22, 24, 25], 1068 км [27]; площадь бассейна – 193.9 [8], 194.0 [22, 24, 25], 194.4 [18], 199.5 [27], 199.8 [21] тыс. км². Большая часть бассейна (по разным оценкам, от 168.8 до 173.9 тыс. км²) находится в Польше, незначительные участки – в Словакии, Украине и Белоруссии. Висла берет начало в Силезских Бескидах (Карпаты) при слиянии рек Белая Виселка и Черная Виселка, впадает в Гданьский и Вислинский заливы Балтийского моря. Крупные правобережные притоки – Сола, Скава, Раба, Ушвица, Дунаец, Брень, Вислока, Ленг, Сан, Выжница, Коделька, Вепш, Окшейка, Вильга, Свицер, Нарев, Скрга и Дрвенца; левобережные – Гостыня, Пшешма, Шренява, Нидзица, Нида, Чарна, Копшивянка, Опатувка, Каменна, Илжанка, Зволенька, Радомка, Пилица, Бзура, Брда, Вда и Вежица. В зарубежной литературе Вислу делят на Верхнюю (от истока до места впадения р. Сан), Среднюю (между местами впадения притоков Сан и Нарев) и Нижнюю (ниже впадения р. Нарев).

Климат бассейна Вислы умеренный, переходный от морского к континентальному. В низменной части бассейна температура воздуха в самый

холодный месяц (январь) от –5 до 0°С, в самый теплый (июль) 17–19°С [4]. Годовое количество осадков возрастает от 550 мм на равнинах в центральной части Польши до 1100 мм в горах верхней части бассейна; в устьевой области ежегодно выпадает 600 мм [25]. В бассейне реки произрастают еловые, смешанные, широколиственные леса (средняя лесистость бассейна 31.5%). Сельскохозяйственные угодья занимают 61% площади речного бассейна (из них пахотные земли – 42%), реки, озера водно-болотные угодья – 1.7%, застроенные территории – 5.8% [18].

Водные ресурсы Вислы используются для орошения земель, водоснабжения промышленных предприятий, городов и населенных пунктов, выработки электроэнергии. На Нижней Висле между городами Плоцк и Влоцавек (618–675-й км) в 1970 г. сооружено водохранилище многоцелевого назначения (выработка электроэнергии, водоснабжение, защита от наводнений) [25]. Площадь водохранилища Влоцавек 75 км², полный и полезный объем 0.400 и 0.055 км³ соответственно [28].

Висла судоходна на расстоянии 941 км (от моря до впадения притока Пшешма) [24]. Висла соединена Днепровско-Бугским каналом с Днестром, Августовским каналом – с Неманом, Быдгошским каналом – с Одрой. На Висле расположены города Краков, Тарнобжег, Варшава, Плоцк, Влоцлавек, Торунь, Выдгощ, Грудзёндз, в дельте – Тчев, Гданьск, Мальборк, Эльблонг. На территории бассейна реки живет ~20 млн чел. [25].

Висла имеет обширную устьевую область (рис. 1, 2), включающую дельту и устьевое взморье. Дельта имеет форму треугольника высотой 50 км и длиной основания 45 км [4]. Площадь дельты, по [14], составляет >1000 км², по расчетам В.И. Кравцовой (МГУ), 1222 км².

Гидрографическая сеть дельты очень сложна. В естественных условиях Висла ветвилась на множество рукавов, конфигурация русел которых постоянно изменялась из-за прорывов и наводнений. Первое дельтовое разветвление (вершина дельты) находится около г. Бяла-Гура; здесь река делится на Ленивку, текущую на С через г. Тчев, и Ногат. Рукав Ногат (длина 62 км [10]) следует на СВ через города Мальборк и Эльблонг и впадает в Вислинский залив Ленивка начинает делиться на рукава вблизи полосы береговых волноприбойных валов в местечке под названием Гданьска-Глова: вправо уходит рук. Шкарпава (в прошлом Эльблонгская Висла), влево ответвляется Гданьская (Данцигская) Висла, которая ниже по течению разветвляется на Смелую Вислу и Мертвую Вислу. Шкарпава (длина 25.4 км [10]) около дер. Рыбина делится на два рукава – собственно Шкарпаву и Вислу-Кролевицка, впадающих в Вислинский залив Смелая Висла и Мертвая Висла впадают в Гданьский залив. В 1895 г. около Свиб-

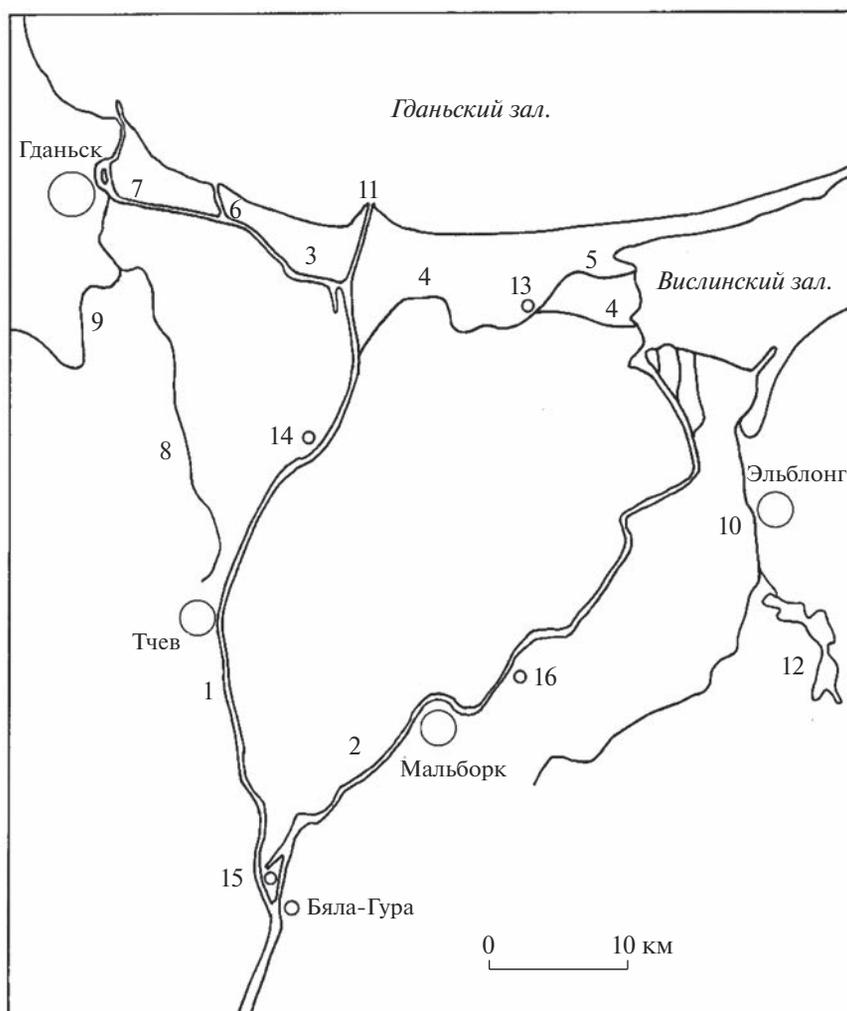


Рис. 1. Схема устьевой области Вислы. Рукава дельты и реки: 1 – Ленивка, 2 – Ногат, 3 – Гданьская (Данцигская) Висла, 4 – Шкарпава (Эльблонгская Висла), 5 – Висла-Кролевицка, 6 – Смелая Висла, 7 – Мертвая Висла, 8 – Мотлава, 9 – Радуня, 10 – Яблонг; 11 – Канал Висла; 12 – оз. Друзно. Населенные пункты: 13 – Рыбина, 14 – Гемлиц, 15 – Пекло, 16 – Янувка (Ионасдорф).

но через береговые волноприбойные валы была сооружена прорезь, соединившая основное русло Вислы с Гданьским заливом. Это русло получило название Канал Висла (польск. “Przekop Wisły”). Сток реки был сосредоточен в едином обвалованном русле; рукава Ногат, Шкарпава и Мертвая Висла перекрыты и зарегулированы.

Дельтовую равнину (собственно дельту) Вислы называют Вислянскими Жулавами. По одной версии, название Жулавы происходит от прусского “solov” (остров) или польского “żuł” (ил); по другой – от литовских “sala” (остров) и “žolė” (трава). Жулавы в свою очередь делят на следующие части: Гданьские Жулавы – западную часть дельтовой равнины между окраиной Кашубского поозерья и Вислой; Мальборские Жулавы, или Великие Жулавы, между Вислой и Ногатом; Эльблонгские Жулавы – часть дельтовой равнины к

В от Ногата. Ландшафт Жулав практически полностью преобразован (в естественных условиях 28% площади Жулав находилось бы ниже уровня моря); здесь сооружены многочисленные шлюзы, дамбы, валы, плотины и каналы, построены насосные станции, поддерживающие безопасные уровни воды в водотоках.

На рук. Ногат расположены основные порты – Эльблонг и Мальборк, на Мертвой Висле – Гданьск, на основном русле Вислы – Тчев. 17 сентября 2022 г. открыт судоходный канал Новы Свят (польск. “Kanał żeglugowy Nowy Świat”) через Вислинскую косу, соединяющий Вислинский и Гданьский заливы. В регионе развиты судостроительная и судоремонтная отрасли (верфи в Гданьске и Гдыне), рыболовство и переработка рыбы. Жулавы – важнейший сельскохозяйственный регион Польши. Здесь возделывают пшени-

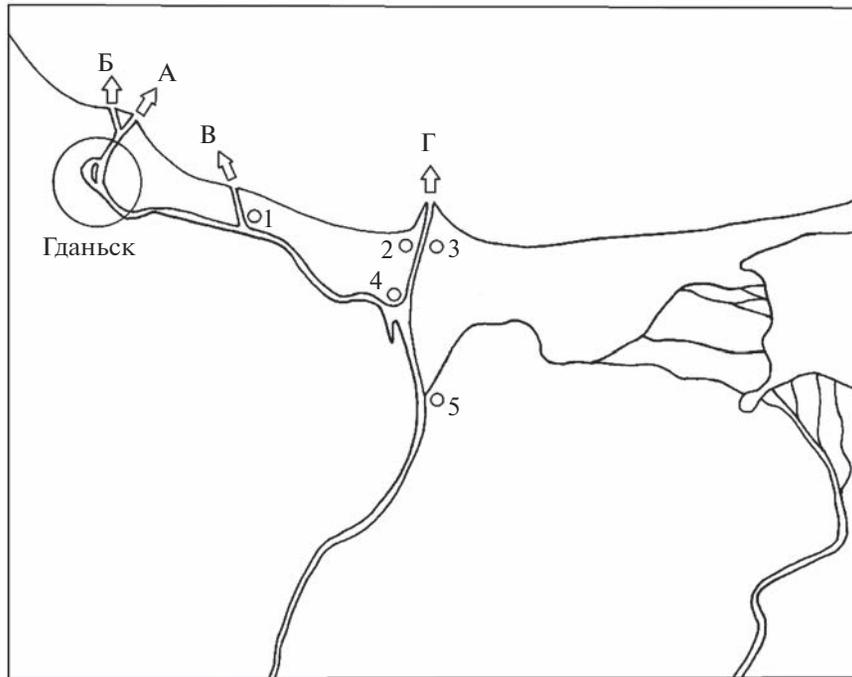


Рис. 2. Схема изменения положения устьев рукавов в дельте Вислы. Места выходов рук. Гданьская Висла: до 1724 г. (А), после прорыва в 1724 г. (Б), после Нойферского прорыва в 1840 г. и Канала Висла с 1985 г. (Г). Населенные пункты: 1 — Гурки-Всходне (Эстлих-Нойфер), 2 — Свибно, 3 — Микошево, 4 — Пшегалина, 5 — Гданьска-Глова.

цу, сахарную свеклу, масличные культуры, овощи; развито животноводство.

СОВРЕМЕННЫЙ ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ ВИСЛЫ

Сток воды и наносов Вислы

Водное питание реки смешанное — снеговое и дождевое. Для водного режима реки характерно весеннее половодье. Подъем уровней воды начинается уже в конце января — начале февраля. Сначала наблюдается медленный подъем уровней, затем следует их скачкообразное повышение. Главная волна весеннего половодья проходит в марте—апреле. После периода половодья наступает летняя межень. Продолжительные и полноводные летне-осенние паводки, по объему водного стока часто превосходящие половодье, — отличительная черта водного режима реки. Висла имеет низкую зимнюю межень, иногда прерывающуюся паводками, обусловленными оттепелями. Половодья и паводки на Висле часто сопровождаются наводнениями.

По литературным данным, обобщенным в [4], среднемноголетний водный сток Вислы в устье оценивается от 32.9 до 34.7 км³/год. По более новым данным [22], среднемноголетний расход воды на гидрологическом посту (г/п) Тчев (площадь водосбора 193.9 км²) за период с 1921 по 2016 г. составил 1026 м³/с (объем стока 32.4 км³/год).

По расчетам [18], среднемноголетний расход воды на г/п Тчев за 1951—2015 гг. равен 1020 м³/с (32.2 км³/год). Причем период 1951—1980 гг. отличался большей водностью (1072 м³/с, или 33.8 км³/год), чем 1981—2015 гг. (1044 м³/с, или 32.9 км³/год). Наиболее многоводные месяцы — март и апрель (2600—2800 м³/с), самые маловодные — август, сентябрь и октябрь (500—600 м³/с) [11]. Наибольший среднесуточный расход воды (9530 м³/с) был зафиксирован во время половодья в 1924 г. [22].

По оценкам [11], сток взвешенных наносов составляет 1.5—2.2 млн т/год, влекомых — 0.4—1.4 млн т/год; по [21], сток взвешенных наносов за 1946—1995 гг. был равен 0.833 млн т/год.

Ледовый режим на Нижней Висле отличается неустойчивостью и отсутствием типичной для многих рек зоны умеренного климата последовательности ледовых явлений, во многом связанных с сооружением водохранилища Вроцлавек. В дельте реки вследствие раздробленности русловой сети, морфологически сложных узлов разветвления рукавов при поступлениях больших объемов речного льда из бассейна реки во время ледохода часто возникают заторы льда. Среднемноголетние даты начала и окончания ледовых явлений — 5 декабря и 9 марта [23]. В последние десятилетия проявились признаки заметного потепления климата и смягчения ледовых условий. Анализ дан-

ных наблюдений за ледовыми явлениями на Нижней Висле на г/п Торунь начиная с 1860 г. показал сокращение числа дней с ледовыми явлениями и ледоставом. Если во второй половине XIX в. период с ледовыми явлениями составлял ~100 дней, то к началу XX в он сократился до 50 дней, а продолжительность ледостава уменьшилась с ~70 дней до 0 [23].

Гидрологический режим Гданьского и Вислинского заливов

Южную часть Гданьского залива и вершину Вислинского залива можно рассматривать как части устьевого взморья Вислы.

Средняя отметка уровня воды в Гданьском заливе -0.13 м БС. Современное повышение уровня всего Балтийского моря составляет ~3 мм/год [19]. Среднемесячные уровни воды наименьшие – ранней весной, наибольшие – летом и осенью; при этом годовой размах колебаний уровня – в среднем 10–15 см [4]. Нагонное повышение уровня – до 1.5 м, дальность его распространения вверх по течению достигает 30 км (почти до г/п Тчев) [24]. В последние годы изменилась атмосферная циркуляция над Балтийским морем, что привело к увеличению интенсивности и повторяемости северо-западных штормов вдоль всего польского побережья [19]. Волнение в Гданьском заливе играет важную роль в формировании морского края дельты Вислы; под его воздействием сформировался относительно выровненный аккумулятивный берег дельты, продолжением которого служит ориентированная в восточном направлении Вислинская (Балтийская) коса длиной ~65 км, отделяющая от Балтийского моря Вислинский залив [30].

Вислинский залив расположен в восточной части Гданьского залива и представляет собой узкую, длинную и мелкую лагуну, вытянутую с ЮЗ на СВ. Вислинский залив соединен с Балтийским морем прол. Балтийским и каналом Новы Свят [31]. Средняя отметка уровня воды составляет -0.10 м БС. Размах сезонных колебаний уровня ~0.25 м [4]. При северо-восточном нагонном ветре со скоростью 10 и 20 м/с уровень в вершине залива повышается на 40 и 120 см соответственно (это создает угрозу затопления польдеров в Эльблонгских Жулавах). Связь дельты Вислы с Вислинским заливом сложнее и изменчивее, чем с Гданьским. Поступление стока реки в залив ранее в основном зависело от доли стока рук. Ногат. С перекрытием Ногата ежегодный сток вислинских вод уменьшился с 8–9 до 0.7 км³.

В настоящее время суммарный расход воды всех рукавов и рек, впадающих в залив (Ногата, Шкарпавы, Эльблонга, Пасленки в Поль-

ше и Преголи в России), составляет ~180 м³/с (5.68 км³/год) [30].

ИСТОРИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ НАВОДНЕНИЙ В БАССЕЙНЕ И ДЕЛЬТЕ ВИСЛЫ

С раннего Средневековья до конца XVI в. данные о наводнениях на Висле были доступны только в виде рукописных документальных записей, в основном на латыни. Эти описания включали самые драматичные стихийные бедствия и нередко основывались на случайных источниках. Чаще всего упоминались последствия наводнений: “огромный ущерб и разрушение”, “затопление полей, неурожай”. Реже указывались уровень воды и масштабы затопления. Более подробные сведения о наводнениях на Висле содержались в городских архивах, летописях, хрониках, а также в дневниках жителей Кракова, Торуня, Гданьска.

В XVI–XVII вв. с распространением печатных изданий увеличилось число свидетельств о наводнениях, зафиксированных непосредственными очевидцами событий в своих дневниках и заметках. На стенах костелов и светских зданий горожане стали отмечать уровни наводнений. Самая старая аутентичная табличка, показывающая максимальный уровень при наводнении на Висле, датируется 1671 г. и находится на территории монастыря костела Св. Агнессы в Кракове [8].

К началу XIX в. стали проводиться систематические наблюдения за уровнем воды в австрийской части Польши. Начались наблюдения гидрологических служб и в тех частях Польши, которые относились к Прусскому королевству и Российской империи. Однако достоверность и точность информации о наводнениях различались, так как три страны, разделившие Польшу (и бассейн Вислы), имели разные единицы измерения (например, в Российской империи использовались уникальные единицы длины и юлианский календарь) и вели наблюдения собственными гидрологическими службами. В конце XIX в. незаменимым источником информации о наводнениях и величине наносимого ими ущерба стали фотографические и картографические документы.

После восстановления независимости Польши (1918 г.) в Варшаве в 1919 г. был основан Государственный метеорологический институт, прекративший работу во время Второй мировой войны. В 1945 г. гидрологическая и метеорологическая службы были объединены в Национальный гидрологический и метеорологический институт, преобразованный в 1971 г. в Институт метеорологии и водного хозяйства. Точность, однородность и единообразие данных стали достоянием для объективного анализа наводнений только начиная с 1950-х гг.

*Общие сведения о наводнениях
в бассейне и дельте Вислы*

В бассейне Вислы можно выделить [8, 19] два основных периода наводнений: март—апрель (наводнения, связанные с прохождением пика половодья и заторными явлениями) и июнь—август (наводнения, вызванные паводками в результате ливневых осадков).

Угрозу крупномасштабных наводнений на Верхней Висле, а часто и во всем бассейне, создает одновременноехождение половодья на Верхней Висле и правобережных карпатских притоках. В [9] отмечено, что в верховьях Вислы в XIX в. произошло 16, а в XX в. — 23 катастрофических наводнения. Одним из крупнейших наводнений на Верхней Висле было стоковое наводнение в июле 1934 г., когда совпали волны дождевых паводков в верхнем течении Вислы и на притоке Дунаец. Хронология наводнений на Верхней Висле с X в. до 1960 г. отражена во многих документальных источниках и представлена в монографии А.К. Белянски “Materiały do historii powodzi w dorzeczu Górnej Wisły” (1997 г.), по [8].

Наводнения на Средней и Нижней Висле происходят в результате интенсивного снеготаяния (64% всех наводнений), дождевых паводков и ледяных заторов. Историческое наводнение на Средней и Нижней Висле случилось во время летнего дождевого паводка в августе 1813 г., когда уровень воды в г. Пулавы достиг исторического максимума (848 см) и когда были затоплены две левобережные террасы между дер. Вилянув и г. Казунь-Польский. Катастрофическое наводнение в июле 1884 г. в районе Варшавы послужило толчком к строительству противопаводковых дамб [8].

Нижняя Висла зарегулирована водохранилищем Влоцлавек. Около 685 км² долины реки защищено дамбами обвалования, высота гребня которых выше уровня половодья 1%-й обеспеченности и составляет от 0.5 до 3.0 м. Общая длина дамб обвалования от впадения притока Нарев до ответвления рук. Ногат — 642 км. Тем не менее 607 км² остаются под угрозой затопления [8].

Сильные и продолжительные дожди с 4 по 10 июля 1997 г. привели к катастрофическому стоковому наводнению, охватившему бассейны Вислы и Одры. Это событие достаточно подробно описано в [20].

На Нижней Висле наибольшую опасность представляют ледяные заторы. В [8] представлен график, демонстрирующий количество наводнений заторного и незаторного происхождения на Нижней Висле, наблюдаемых с 988 по 2000 г. Отмечается, что хронология опасных гидрологических событий до XIV в., безусловно, неполная. Увеличение числа наводнений с середины XIV до середины XVI в., когда наводнения происходили

раз в два года или даже чаще, могло быть связано с прорывами первых ненадежных защитных дамб. Когда стали сооружаться более прочные дамбы, количество наводнений уменьшилось. Увеличение числа наводнений в середине XVII и начале XVIII вв., особенно заторных, объясняется похолоданием климата во время малого ледникового периода.

В первой половине XIX в. интенсивное землепользование, в частности крупномасштабное сведение лесов в верховьях Вислы, привело к увеличению водного стока реки и числа наводнений.

С XVI по XIX в. в дельте Вислы произошло ~150 опасных наводнений [8]. В [8] также отмечено, что в 1328—1896 гг. в дельте зарегистрировано 174 случая прорыва защитных дамб в результате заторных наводнений. Первые (неудачные) попытки регулировать ледоход на Висле были предприняты в конце XVIII в.; они были основаны на перенаправлении дрейфа льда в рук. Ногат. Заторные наводнения на одних и тех же участках Нижней Вислы случались каждые 3—5 лет.

Истории систематических наблюдений за заторными явлениями на Висле более 110 лет. После серии катастрофических наводнений, повторяющихся почти каждую зиму в пределах верхнего участка Нижней Вислы, была создана Российская императорская комиссия под руководством польского инженера М. Путятя, призванная провести исследования состояния дамб и разработать меры по смягчению последствий наводнений. Была создана система предупреждения о заторном затоплении; данные измерений сообщались в Варшаву по телеграфу. В своем докладе М. Путятя (1894 г.) представил первую в мире классификацию ледяных заторов льда с учетом времени образования затора, его продолжительности; многие выводы инженера остаются актуальными и по сей день [8].

В зарубежной научной литературе изучению наводнений в бассейне Вислы разного происхождения посвящено множество работ. Список публикаций, приведенный автором настоящей статьи для своего обзора, безусловно, неполный и содержит в основном ключевые работы по наводнениям на Нижней Висле и в дельте Вислы [8, 9, 19, 20, 26].

Данные о наиболее крупных наводнениях в дельте Вислы приведены в табл. 1. Она составлена на основе таблицы в [10] и дополнена данными из других источников [15—17, 22, 26, 33].

Подробнее об наводнениях, повлиявших на эволюцию дельты и изменение ее гидрографической сети, — в следующем разделе статьи.

Таблица 1. Наиболее крупные наводнения в дельте Вислы с 1328 по 2010 г.

Год	Наводнение, его причины и последствия
1328	Прорыв в левой дамбе обвалования ниже Бяла-Гуры. Затопление Гданьских Жулав и части Гданьска
1540, 1543	Катастрофические наводнения; сокращение численности населения в Жулавах; последующее прибытие новых поселенцев-меннонитов, толчок к экономическому развитию региона
1611	Сильное наводнение в Мальборке. Мальборкский воевода предлагает регулировать водный сток Вислы
1655–1660	Польско-шведская война. Заселение дельты Вислы прекращено. Преднамеренный прорыв насыпей по приказу шведского короля Карла Густава и затопление Жулав
1747	Катастрофическое наводнение, во время которого Висла вышла из берегов, затопила земли между Вислой и рук. Ногат
1813–1815	Прорыв вдольбереговых дамб обвалования и затопление Жулав во время осады Гданьска русскими и прусскими войсками
1829	Катастрофическое весеннее (апрель) заторное наводнение. Огромный ледяной затор у выхода Вислы в залив возле крепости Вислоустье. Прорыв дамб обвалования у дер. Стеблево. Вода, хлынувшая через полукилометровую брешь, затопила Гданьские Жулавы и Гданьск. Погибли сотни человек, 12 тыс. жителей Жулав остались без крова
1840	31 января – 1 февраля. Массивный ледяной затор в устье реки, сильный шторм на Балтике и подъем уровня воды в Гданьском заливе. Прорыв вод в залив около дер. Гурки-Всходне и образование нового рукава – Смелая Висла
1855	Март. Катастрофическое заторное наводнение на Нижней Висле и в Мальборских Жулавах. В результате прорыва дамбы обвалования в районе Тчева затоплены 126 деревень и земли площадью 440 км ² . Погибло ~100 человек. Усиление работ по регулированию стока
1888	Конец марта. Образование затора на рук. Ногат. Порыв правых противопаводковых дамб у Йонасдорфа и затопление Эльблонгских Жулав. Затоплены 77 сел, тысячи домовладений, дороги, мосты, шлюзы, дамбы. 30 тыс. чел. остались без крова, многие погибли. Принято решение о сооружении искусственного канала через волноприбойный вал у Свибно
1924	Март. Самое сильное наводнение на Висле в XX в., вызванное таянием снега и дождями. Среднесуточный расход воды в устье достигал 9530 м ³ /с
1945	27 марта немецкой армией взорваны дамбы на Висле, повреждена самая большая насосная станция в Хлоднево на Шкарпае. Затоплена территория площадью 450 км ² , разрушена инфраструктура многих польдеров. Пониженные участки дельты оставались затопленными более четырех лет. Восстановление дренажной системы и противопаводковых защитных сооружения поляками заняло более 10 лет
1955	Сильный штормовой нагон в устье
1956	Март. Во время ледяного затора уровень воды у Свибно составил 772 см (для сравнения – средний уровень половодья здесь 680 см) и стал самым высоким в дельте после начала эксплуатации Канала Висла
1983	Катастрофическое наводнение. Повреждена насыпь у дер. Новаково, отделяющая польдер от Вислинского залива
2001	Разрушительное наводнение 9–10 июля в Гданьске. Интенсивные осадки на водосборах Мотлавы, Радуни и Радунского канала, вместе с Мертвой Вислой входящих в Гданьский водный узел. 9 июля в Гданьске за час выпало 80 мм осадков; за сутки – 110–120 мм. Радунский канал не справился с пропуском воды, его вдольбереговая насыпь была прорвана в пяти местах. В результате затоплена расположенная на правой стороне канала часть Гданьска, пострадал главный железнодорожный вокзал, повреждены дома, затоплены подвалы. Общий ущерб от наводнения городской инфраструктуры оценивается в ~40 млн евро
2010	Одно из самых масштабных и разрушительных наводнений за последние 100 лет. Наводнение продолжалось несколько недель, к 25–26 мая волна половодья достигла устья реки. Максимальный расход воды на г/п Тчев 25 мая составил 6838 м ³ /с

ЭВОЛЮЦИЯ ДЕЛЬТЫ ВИСЛЫ И ДИНАМИКА ЕЕ ГИДРОГРАФИЧЕСКОЙ СЕТИ

Согласно некоторым научным гипотезам [29], ~13 тыс. лет назад Пра-Висла, протекающая через послеледниковую долину Торн-Эберсваль, изменила направление течения вблизи г. Фордон (район современного г. Быдгощ) и разделилась на два рукава: один направлялся на С к Гданьскому заливу, а второй следовал по долинам Нотеца и Варты. Современная дельта Вислы, по геологическим и палеогеографическим данным, начала формироваться во время литориновой трансгрессии, ~7 тыс. лет назад. В результате повышения уровня моря береговая линия сместилась в южную часть Гданьского залива. Именно в конце литориновой трансгрессии возникла система вдольбереговых волноприбойных валов, отчленивших от моря большую лагуну в районе современного берега залива. Рукава дельты долгое время впадали в эту лагуну; со временем большая часть лагуны заполнилась речными наносами. Современный Вислинский залив — остаток этой лагуны.

Изменения гидрографической сети дельты в XIII–XVII вв. Искусственное перераспределение стока между основными рукавами дельты

Самое первое упоминание об устье Вислы относится к середине VI в.: готский историк Иордан в своем исследовании упоминает три рукава реки. Однако неясно, о каких рукавах рек идет речь; по наиболее распространенной версии, это были Гданьская Висла, Эльблонгская Висла и Ногат [29].

Следующие исторические сведения относятся к концу XI в.: нормандский моряк, рассказывающий о своей экспедиции в Гданьский залив, сообщает о трех рукавах Вислы, впадающих в лагуну, и одном — выходящем прямо в Гданьский залив [29]. Некоторые краткие письменные документы о дельте Вислы относятся к XIII в.; в частности, было известно, что в 1242 г. Висла прорезала выход к морю через волноприбойный вал у г. Микошево (приблизительно там, где сейчас находится Канал Висла); позже этот проран был перекрыт естественным или искусственным путем. Рукав Ногат, ранее существовавший как отдельная река (на картах часто называется Старый Ногат), в XIII или XIV в. через перемычку присоединился к Висле к Ю от г. Квидзын, а ниже ответвился уже как рукав, текущий на СВ и впадающий в Вислинский залив.

В начале XIV в. в дельте Вислы начались гидротехнические работы. К 1380 г. тевтонские рыцари построили насыпи и дамбы в районе Гданьских Жулав.

К XIV в. в дельте уже были три судоходных рукава [4]: Гданьская (Данцигская) Висла, Эль-

блонгская (Эльбинская) Висла и Ногат. Гданьская Висла шла, как и сейчас, параллельно береговым волноприбойным валам на З в сторону Гданьска (Данцига), Эльблонгская — на В и впадала в Вислинский залив, формируя небольшую дельту выполнения. По рук. Ногат проходил основной сток реки; сначала воды Ногата поступали в р. Эльбинг (ныне р. Эльблонг), а затем в Вислинский залив, также формируя дельту выполнения.

До конца XIV в. главным судоходным рукавом была Эльблонгская Висла [4]. В 1371 г. произошел прорыв вод реки в сторону Гданьской Вислы, сток реки переключился в этот рукав. Эльблонгская Висла утратила свою роль в судоходстве и стала называться Старой Вислой; сейчас остатки этого рукава называют Шкарпава.

Дальнейшие изменения гидрографической сети дельты были в основном связаны с перераспределением стока Вислы между двумя главными рукавами — Ногатом и Ленивкой. Это распределение определялось соперничеством за право владением судоходным речным торговым путем между городами Гданьск (Данциг), с одной стороны, и Эльблонг (Эльбинг) и Мальборк (Мариенбург) — с другой.

После разрушительных наводнений 1540 и 1543 гг. (табл. 1) по инициативе городов Гданьск и Эльблонг в 1553 г. ниже г. Бяла-Гура (бывший Вайссенберг) был прорыт канал между Вислой и Ногатом. В результате этих работ большая часть стока Вислы устремилась в рук. Ногат, что привело к снижению уровня воды в рук. Ленивка, ухудшению условий судоходства по рукавам Ленивка и Гданьская Висла и выходу к порту Гданьск. Это вновь вызвало долгие споры о перераспределении вод Вислы между соперничающими городами.

После наводнения 1611 г. (табл. 1) в Мальборке в 1613 г. королем Сигизмундом III был издан указ о строительстве плотины у г. Бяла-Гура, перераспределяющей сток между Ленивкой и Ногатом и отводящей треть воды Вислы в Ногат и две трети — в Ленивку. Это успешно действующее вододелительное сооружение было разрушено во время Тридцатилетней войны и Второй Северной войны со Швецией. К концу XVIII в. в Ногат уходил почти весь сток Вислы.

Следующие попытки регулирования стока реки были предприняты в 1830 г., вскоре после катастрофического заторного наводнения 1829 г. [29].

По проекту 1848 г. ответвление Ногата было перенесено на 4 км вниз по течению ниже г. Бяла-Гура, и Ногат стал получать пятую часть стока Вислы [29].

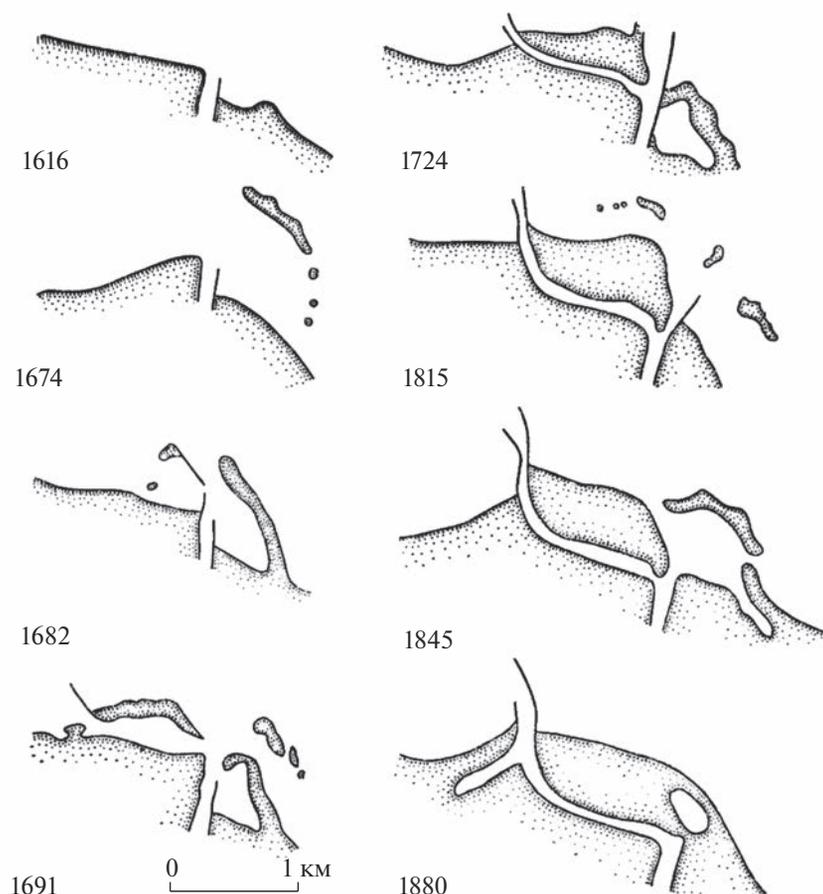


Рис. 3. Схема изменения устья Гданьской (Данцигской) Вислы в XVII–XIX вв., по [4, 7].

Изменения гидрографической сети дельты в XVII – XIX вв. Устье Гданьской Вислы

В XVII–XIX вв. существенные изменения происходили в устье Гданьской Вислы [4] (рис. 2). Эти изменения были обусловлены как изменениями водоносности самого рукава, так и русловыправительными работами в самом устье. В монографии И.В. Самойлова [7] на основе книги Рихарда Винкеля (R. Winkel) “Die Weichsel: ihre bedeutung als strom und schiffahrtstrasse und ihre kulturaufgaben” (1939 г.) приведены схемы изменения устья Гданьской Вислы с 1616 по 1880 г. и реконструировано формирование первого из трех рукавов Вислы начиная с XVI в. (рис. 3) [4, 7, 29].

В конце XVI в. баровых отмелей в устье реки еще не было. Они появились почти столетие спустя в восточной и западной частях устьевого взморья и со временем объединились в систему островов, названных Вестплаате и Остплаате. Естественный канал, образовавшийся между Вестплаате и морским краем, стал использоваться для судоходства. Под влиянием вдольберегового потока речные наносы смещались на В и заносили выход из Гданьской Вислы. Был прорыт новый

судоходный канал в западном направлении, который углублялся, удлинялся молами и в 1716 г. был оснащен шлюзом. С 1724 г. Гданьская Висла имела два выхода в море. В 1840 г. сток Гданьской Вислы полностью переключился в новый западный канал. Старый выход Гданьской Вислы был перекрыт шлюзом, сток воды и наносов через него прекратился.

Изменения гидрографической сети дельты в 1840 г. Нойферский прорыв во время заторного наводнения

Одно из самых известных наводнений, вызванных ледяным затором, случилось в районе дер. Гурки-Всходне (нем. Эстлих-Нойфер) в январе 1840 г. На Верхней Висле уже началось таяние снега и льда, на Нижней Висле еще присутствовал лед, а Ногат и Шкарпава были полностью скованы льдом. Речной поток воды со льдом устремился к морю через рук. Гданьская Висла и заблокировал его. Затор распространился на 947.5 км вверх по течению. В результате подпора уровень воды повысился, что привело к прорыву волноприбойного вала на правом берегу. У Гур-

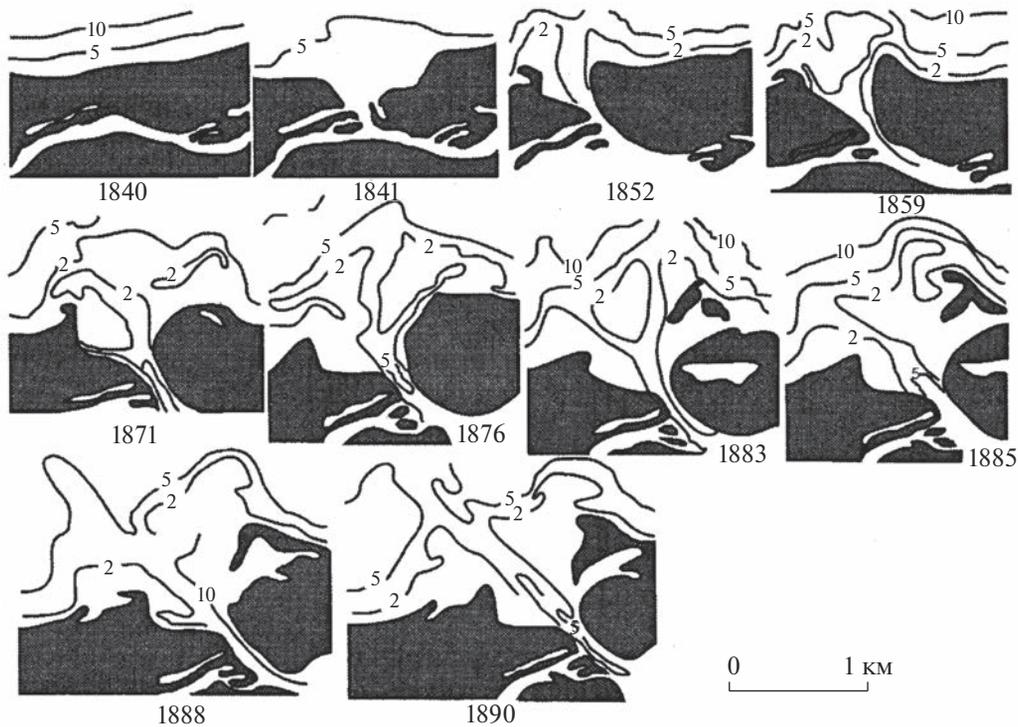


Рис. 4. Схема образования рук. Смелая Висла после Нойферского прорыва в 1840 г., по [4, 7].

ки-Всходне, в месте, где вал был наиболее узким, образовалась брешь, в которую устремились воды Гданьской Вислы (рис. 2, 4). В ночь с 31 января на 1 февраля ширина речного потока увеличилась до 200–300 м [4, 29], а в течение первого месяца — до 600–750 м [4, 29]. В результате прорыва, который в литературе часто называется Нойферским, вскоре возник новый рукав. В 1851 г. польский географ Винценты Поль назвал его Смелая Висла (польск. “Wisła Smiała”). Нижняя часть рукава Гданьская Висла между старым и новым устьями, позднее перекрытая шлюзами, получила название Мертвая Висла (польск. “Martwa Wisła”) [29].

История развития Смелой Вислы (рис. 4) достаточно хорошо исследована, так как каждый год проводились батиметрические съемки. Сокращение длины реки на 13,8 км вызвало повышение уровня воды. Перепад уровней воды в начале и конце рукава в межень достигал 0,75 м, во время половодья — 2,50 м. Это способствовало увеличению скоростей течения, стока воды и наносов. Процессы возникновения крупного бара в устье Мертвой Вислы, его переформирования под влиянием стока наносов, морского волнения, дноуглубительных и выправительных работ для улучшения условий судоходства по Смелой Висле подробно изложены в [4, 7]. Смелая Висла была активным рукавом сравнительно недолгое время: через 55 лет был открыт новый искусственно созданный выход в море.

Изменения гидрографической сети дельты после 1895 г. Канал Висла

Катастрофическое наводнение 1888 г., крупнейшее в XIX в., с прорывами водами половодья берегов Ногата у дер. Йонасдорф (ныне Янувка) и затоплением большей части Эльблонгских Жулав снова потребовало вернуться к регулированию стока Вислы. В целях улучшения условий судоходства, а также для пропуска в Гданьский залив вод половодья и льда во время заторов в 1888 г. прусский парламент утвердил проект Вислинского канала. Проект включал три этапа: 1 — сооружение прорези через вдольбереговой волноприбойный вал между Вислой и морем (рис. 2), перекрытие рукавов Гданьская Висла и Шкарпава, строительство шлюзов для обеспечения судоходства между Мертвой Вислой и Смелой Вислой и рук. Шкарпава; 2 — регулирование стока Вислы в половодье на участке от дер. Пекло (889 км) до Гемлице (922,5 км); 3 — перекрытие канала Висла–Ногат, соединение Вислы с Ногатом шлюзом в Бяла-Гуре (884,4 км). История сооружения канала подробно и интересно описана в [12, 13].

Работы начались в 1891 г. Была сооружена прорезь длиной 7,1 км, шириной 250–400 м и глубиной от 3 до 6 м на 1,3–1,93 м ниже среднего уровня моря [17]. В ноябре 1894 г. канал был готов и соединен с Вислой. Его открытие было отложено до весны 1895 г. Основная идея заключалась в том,

что воды весеннего половодья прорвут перемычку с мористой стороны волноприбойного вала и река сама вымоет песок из канала в момент его раскрытия. Для этого через волноприбойный вал между Свибно и Микошево был вырыт узкий ров шириной <1 м и длиной 1400 м.

Огромный затор на Нижней Висле (на участке от 909-го до 939-го км) зимой 1895 г. осложнил ситуацию; угроза затопления Гданьских и Эльблонгских Жулав ускорила принятие решения об открытии канала. Канал был открыт 31 марта 1895 г. в 15 : 45 [17]. В течение первого часа после открытия ширина канала увеличилась до 100 м, а через 16 ч — до 300 м; глубина составляла 3 м. В течение первых 16 ч ~ 2 млн м³ песка было вынесено в море. За полгода этот объем увеличился до 9 млн м³, а в конце 1895 г. достиг 17 млн м³.

На открытом устьевом взморье стал формироваться устьевой бар, похожий на тот, что возник после Нойферского прорыва. История его развития достаточно хорошо описана в зарубежной и отечественной литературе [3, 6, 32].

По расчетам автора [6], общий прирост объема бара с момента его возникновения в 1895 г. к 1953 г. составил 94.09 млн м³ (в среднем 1.59 млн м³/год). По [11, 16], к 1933 г. объем бара достиг 71.17 млн, к 1970 г. — 112 млн, к 2000 г. — 133.39 млн м³. Таким образом, за 105-летний период существования бар ежегодно увеличивал свой объем на 1.27 млн м³.

В 1914—1917 гг. Эльблонгская Висла (Шкарпава) и Гданьская Висла (Мертвая Висла) были отрезаны от основной реки. Шлюзы Гданьска-Глова и Пшегалина действуют и сегодня, хотя и имеют статус инженерных памятников. Формирование дельты выполнения Вислинского залива прекратилось.

ВЫВОДЫ

Гидрографическая сеть дельты Вислы сложна и за всю историю своего развития претерпевала значительные изменения. В естественных условиях Висла в устье ветвилась на множество рукавов, конфигурация русел которых постоянно изменялась из-за прорывов и наводнений. Большинство наводнений происходило во время значительных весенних половодий или в результате ледяных заторов; по типу эти наводнения можно отнести к стоковым, заторным, стоково-заторным. Наиболее масштабные наводнения (стоково-заторно-морфодинамические) происходили при сочетании половодий и паводков, заторов льда, интенсивного ледохода и русловых деформаций. Итогом этих наводнений было рождение и развитие новых рукавов и протоков, отмирание старых, изменения гидрографической сети дельты. Одно из самых известных наводнений, вызванное ледяным затором в районе дер. Гурки-Всходне

(нем. Эстлих-Нойфер) в январе 1840 г., дало начало новому дельтовому рукаву — Смелой Висле.

Изменения гидрографической сети дельты Вислы на протяжении многих столетий также были связаны с процессами перераспределения стока воды по ее пространству — не только с естественными, но и с антропогенными (искусственным углублением рукавов, их перекрытием, строительством вододелительных сооружений, каналов и прорезей). В 1890—1895 гг. около Свибно была сооружена прорезь. Образовавшийся новый рукав (или Канал Висла) стал продолжением основного русла реки. Канал Висла по прошествии 128 лет с момента открытия по-прежнему служит надежной защитой Вислянских Жулав от наводнений. Этому способствуют постоянные дноуглубительные работы, дробление льда ледоколами в зимне-весенний период и т. д., но мастерство прусских строителей до сих пор восхищает строителей, инженеров, гидрологов.

В литературе упоминается наводнение во время штормового нагона в 1955 г., но подробных сведений о нем получить не удалось. По-видимому, если на устьевом взморье случались штормовые нагоны, то они не создавали наводнений в дельте, поскольку дельта Вислы почти на протяжении всего своего развития была отгорожена от Гданьского залива волноприбойным береговым валом и долгое время имела один выход в море (Гданьская Висла). Однако прогнозируемое повышение уровня Балтийского моря, увеличение частоты и силы штормов и штормовых нагонов, по оценкам польских специалистов, в будущем повлияет на все побережье Польши, особенно на его западные и восточные части — дельты Одры и Вислы. Под угрозой затопления окажутся не только берега и дюны побережья Гданьского залива, польдеры Эльблонгских Жулав, но и городские агломерации Гданьска, Сопота и Гдыни.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Магрицкий Д.В. Опасные гидрологические явления и процессы в устьях рек: вопросы терминологии и классификации // Наука. Техника. Технологии (политех. вестн.). 2016. № 2. С. 35–61.
2. Михайлов В.Н. Гидрология устьев рек. М.: Изд-во МГУ, 1998. 175 с.
3. Михайлов В.Н. Некоторые закономерности формирования бара в устье реки в условиях значительной роли речных факторов (на примере устья Вислы) // Тр. ГОИНа. 1967. Вып. 89. С. 175–190.
4. Михайлов В.Н., Куреева М.Б. Гидролого-морфологические процессы в устьевой области р. Вислы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2007. № 5. С. 52–59.
5. Михайлов В.Н., Михайлова М.В., Магрицкий Д.В. Основы гидрологии устьев рек. М.: Триумф, 2018. 313 с.

6. Михайлова М.В. Динамика устьевых баров и методы расчета их морфометрических характеристик // Вод. ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 427–437.
7. Самойлов И.В. Устья рек. М.: Географгиз, 1952. 526 с.
8. Cyberski J., Grześ M., Gutry-Kopycka M., Nachlik E., Kundzewicz Z.W. History of floods on the River Vistula // Hydrological Sci. J. 2006. V. 51. № 5. P. 799–817.
9. Czaja S.W., Machowski R., Rzętała M. Floods in the upper part of Vistula and Odra River basins in the 19th and 20th centuries // Chem.–Didactics–Ecol.–Meteorol. 2014. V. № 1–2. P. 127–134.
10. Domnin D., Chubarenko B., Lewandowski A. Vistula Lagoon Catchment: Atlas of water use. Moscow: Exlibris Press, 2015. 106 p.
11. Graniczny M., Janicki T., Kowalski Z., Koszka-Maróń D., Jegliński W., Uścińowicz S., Zachowicz J. Recent development of the Vistula River outlet // Proc. Conf. “Rapid transgressions into semi-enclosed basins”. Polish Geol. Ins. Special Papers. 2004. № 11. P. 103–108.
12. <https://nowydworgdanski.naszemiasto.pl/historia-przekopu-wisly-duma-i-nowoczesnosc-czasow-pruskich/ar/c1-8199147>
13. <https://weekly.tvp.pl/62836998/vistula-dugthrough-first-such-great-river-regulation-accomplished-by-human-hand>
14. Kannen A., Jedrasik J., Kowalewski M., Oldakowski B., Nowack J. Assessing catchment-coast interactions for the Bay of Gdansk managing the Baltic Sea // Coastline Rep. 2. 2004. P. 155–165.
15. Kolerski T. Modeling of ice phenomena in the mouth of the Vistula River // Acta Geophysica. 2014. V. 62. № 4. P. 893–914.
16. Koszka-Maróń D., Jegliński W. Development of the Vistula river mouth fan // Z. dt. Ges. Geowiss. 2009. V. 160. № 2. P. 137–141.
17. Kowalik P.J. Water management in the Vistula delta (Poland) // Meteorology Hydrology and Water Management. 2016. V. 4. № 1. P. 47–52.
18. Kubiak-Wójcicka K. Variability of air temperature, precipitation and outflows in the Vistula basin (Poland) // Resour. 2020. V. 9. № 103. P. 1–26.
19. Kundzewicz Z.W. Adapting flood preparedness tools to changing flood risk conditions: the situation in Poland // Oceanologia. 2014. V. 56 № 2. P. 385–407.
20. Kundzewicz Z.W., Szamalek K., Kowalczyk P. The Great Flood of 1997 in Poland // Hydrol. Sci. J. 1999. V. 44. № 6. P. 855–870.
21. Lajczak A. Contemporary transport of suspended material and its deposition in the Vistula River, Poland // Hydrobiologia. 2003. V. 494. № 1–3. P. 43–49.
22. Lisimenka A., Kubicki A. Bedload transport in the Vistula River mouth derived from dune migration rates, southern Baltic Sea // Oceanologia. 2019. V. 61. № 3. P. 384–394.
23. Majewski W. Ice phenomena on the Lower Vistula // Geophysica. 2011. V. 47. № 1–2. P. 57–67.
24. Majewski W. Sustainable development of the Lower Vistula // Meteorol. Hydrol. Water Management. 2013. V. 1. № 1. P. 33–37.
25. Majewski W. Vistula River, its characteristics and management // Int. J. Hydro. 2018. V. 2 (4). P. 493–496.
26. Majewski W. Urban flash flood in Gdańsk – 2001. Case study // Meteorol. Hydrol. Water Management. 2016. V. 4. № 2. P. 41–49.
27. Manthey T. Vistula River: General data, regime formulae, field surveys of the estuary // Adv. Sed. Transp. Conf. Jablonna, 1978. Wrocław, 1981. P. 323–350.
28. Mimier D., Żbikowska E., Żbikowski J. Water residence time in the Włocławek dam reservoir (the Vistula river, Poland) affects its macrozoobenthos structure // Ann. Limnol. – Int. J. Lim. 2018. V. 54. № 24. 1–10 p.
29. Robakiewicz M. Vistula River mouth – History and recent problems // Archives Hydro-Engineering Environ. Mechanics. 2010. V. 57. № 2. P. 155–166.
30. Szydłowski M., Artichowicz W., Zima P. Analysis of the water level variation in the Polish part of the Vistula Lagoon (Baltic Sea) and estimation of water inflow and outflow transport through the strait of Baltiysk in the years 2008–2017 // Water. 2021. V. 13. № 10. P. 1–15.
31. Szydłowski M., Kolerski T., Zima P. Impact of the artificial strait in the Vistula Spit on the hydrodynamics of the Vistula Lagoon (Baltic Sea) // Water. 2019. V. 11. № 5. P. 1–19.
32. Wróblewski R., Rudowski S., Gajewski Ł., Sitkiewicz P., Szeffler K., Kałas M., Koszałka J. Changes of the Vistula River external delta in the period of 2009–2014 // Bull. Maritime Inst. Gdańsk. 2015. V. 30. № 1. P. 16–22.
33. Zajączkowski M., Darecki M., Szczuciński W. Report on the development of the Vistula river plume in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk during the May 2010 flood // Oceanologia. 2010. V. 52. № 2. P. 311–317.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.537;551.435.133

ОЦЕНКА ОПАСНЫХ ПРОЯВЛЕНИЙ ГОРИЗОНТАЛЬНЫХ РУСЛОВЫХ ДЕФОРМАЦИЙ НА РЕКАХ ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНА¹

© 2023 г. А. А. Куракова*

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119899 Россия

*e-mail: a.a.kurakova@mail.ru

Поступила в редакцию 15.03.2023 г.

После доработки 15.04.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Размывы берегов – опасное проявление русловых процессов, которые широко распространены на реках Обь-Иртышского бассейна и несут как реальную, так и потенциальную угрозы. Наиболее распространенная форма переформирования русла на реках бассейна – развитие излучин русла, излучин рукавов раздвоенного русла и излучин рукавов пойменно-русловых разветвлений, а также рукавов русловых (островных) разветвлений за счет размыва берегов, что приводит к направленному изменению их морфологических параметров. Устойчивость русла – важнейшая характеристика при оценке опасности русловых процессов. Крупнейшие реки бассейна (Обь и Иртыш) характеризуются относительно устойчивым руслом, соответствующим умеренной опасности. Средние и большие реки, опасность русловых процессов на которых оценивалась баллами, имеют относительно невысокую степень (преимущественно 1–2 балла), увеличиваясь вниз по течению и достигая 3 баллов в низовьях крупных рек (Томь и Чулым). В целом для рек Обь-Иртышского бассейна интенсивность размыва берегов, соответственно – и степень опасности горизонтальных русловых деформаций, снижаются в направлении к С и к Обь-Иртышскому междуречью. Полученные результаты можно использовать для безопасного использования водных путей и приречных пространств, а также эффективно управлять опасными проявлениями русловых процессов.

Ключевые слова: русловые процессы, русловые деформации, размывы берегов, опасность, устойчивость, излучины, разветвления.

DOI: 10.31857/S0321059623600254, EDN: NWHMQQ

ВВЕДЕНИЕ

Русловые процессы представляют собой природные явления, угрожающие разрушением прибрежных территорий населенных пунктов, аварийными ситуациями для инженерных сооружений и коммуникаций, осложняют судоходство, а также ведут к потенциальной потере ценных сельскохозяйственных и лесных угодий и в целом затрудняют освоение рек и приречных территорий [2, 20].

Размывы берегов – одна из наиболее распространенных и ярких форм проявления опасных русловых процессов – как обусловлены естественными причинами, так и могут быть усилены в ходе освоения рек и прибрежных территорий. Проектирование объектов жилищной и хозяйственной инфраструктуры или нарушения при их

эксплуатации естественных процессов могут привести к созданию аварийных ситуаций, например в створе мостовых переходов, на трубопроводах и других линейных коммуникациях, пересекающих русла и поймы рек, к утрате ценных земель, угрозе разрушения береговых инженерных объектов и т. д. [9, 20].

Выделяют потенциальную и реальную опасность русловых процессов [20]. Первая опасность присутствует всегда, и ее надо учитывать при освоении территории, зная закономерности и направленность развития процесса; вторая представляет собой уже существующую угрозу. Причем объект может быть построен тогда, когда опасности не было, но в ходе русловых деформаций она появилась. На реках со слабоустойчивым руслом в свободных условиях всегда есть потенциальная опасность размыва берегов [9].

В различных подходах к оценке опасности русловых процессов размывы берегов учитываются как один из главных факторов, характеризующих их интенсивность [19, 20]. Степень и частота про-

¹ Исследование выполнено по плану НИР (ГЗ) научно-исследовательской лаборатории эрозии почв и русловых процессов географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (проект 121051200166-4).

явления опасных русловых процессов зависят от устойчивости — интенсивности русловых переформирований, которая оценивается числом Лохтина L и коэффициентом стабильности Н.И. Макавеева K_c [14]:

$$L = \frac{d}{I}, \quad K_c = \frac{d}{I b_p} \times 1000,$$

где d — крупность донных наносов, мм; I — уклон, ‰ (в K_c — безразмерный); b_p — ширина русла реки, м.

В зависимости от градации степени устойчивости речных русел для них характерны определенные скорости размывов или намывов берегов (средние и максимальные) и смещения форм руслового рельефа (осередки и побочни), протяженность фронта размыва, периодичность горизонтальных русловых деформаций или развития рукавов. Выделяют русла от абсолютно неустойчивых (с высокой степенью интенсивности русловых деформаций) до абсолютно неустойчивых, когда какие-либо русловые переформирования отсутствуют [14].

Первые исследования общей опасности русловых процессов относятся к последнему десятилетию XX в., когда была разработана интегральная оценка опасных их проявлений и принципы их картографирования [3, 4, 17]. Оценка была направлена на выделение основных явлений и процессов природного и антропогенного происхождения, которые могут оказать влияние на состояние русел и поймы больших и малых рек: естественные деформации речных русел (размывы берегов и смещение русел, смещение и формирование прирусловых отмелей и перекаатов), неблагоприятные проявления естественных и антропогенных изменений гидрологического режима рек, заиление и деградация русел, механистические изменения русел рек и влияние гидротехнических сооружений. При таком подходе каждый фактор ранжировался по градациям по степени неблагоприятности и присваивался соответствующий балл. После балл пересчитывался с учетом весовых коэффициентов, что позволяло учитывать роль фактора в создании опасной обстановки. На основе этого формировался единый интегральный балл опасности [3, 21].

При обобщении всех наработок по оценке опасных русловых процессов и методам их картографирования были составлены классификация и карта опасных русловых процессов для всех рек России. Такой подход был применен для рек, протекающих по равнинным территориям [18]. Выделены четыре степени опасности отдельно для малых, больших и крупнейших рек. Каждой группе соответствуют свой балл опасности (от 0 — незначительно опасный до 4 — опасный) и соответствующий ему показатель устойчивости русла

(L и K_c). Количественная оценка опасности определялась через параметры природных и антропогенно обусловленных факторов, приводящих к плановым изменениям русла и отметок дна: средняя скорость размыва берегов и смещения форм руслового рельефа, протяженность зон размыва, характер и периодичность горизонтальных деформаций, вертикальные деформации и степень антропогенной измененности русла.

Позднее Р.С. Чалов в [20] переработал классификацию участков рек, опираясь на характер и интенсивность горизонтальных деформаций и устойчивость. Он выделил шесть степеней опасности проявления процессов при соответствующей устойчивости русла, которые ранжируются баллами от 0 (абсолютно устойчивые русла, опасность отсутствует) до 6 (абсолютно неустойчивое русло с очень высокой степенью опасности). Оценка баллов в ноль баллов условная, так как полностью безопасных рек не бывает. Так, берега скальных рек Восточной Сибири могут быть стабильны, но происходит, хотя и с малыми скоростями, смещение галечно-валунных гряд или занесение дноуглубительных прорезей, возникающая прижимы течения к берегам, провоцируя их обвалы. Степень опасности горизонтальных деформаций зависит как от геолого-геоморфологических условий, так и от морфодинамического типа русла (прямолинейное, извилистое или разветвленное), так как для каждого характерен свой режим русловых деформаций в зависимости от стадии развития формы русла.

А.С. Завадский и др. [6] применили другой подход к интегральной оценке опасности для бассейна р. Селенги. Критериями оценки выступали: морфодинамический тип русла; характеристики размыва берегов (скорость и протяженность), полученные на основе стационарных наблюдений, дешифрирования и сопоставления разновременных космических снимков; смоделированные характеристики водоносности, которые в совокупности с полученными с цифровой модели местности и топографических карт уклонами дна речных долин дают следующую величину удельной мощности потока:

$$N = \frac{\rho g Q I}{B} \text{ (Вт/м}^2\text{)},$$

где ρ — плотность воды, g — ускорение свободного падения, Q — характерный (руслоформирующий) расход воды, I — уклон дна долины, B — ширина потока. Каждый критерий оценивался баллами от 1 до 5, кроме размыва берегов, для которого максимальными были 4 балла (максимальная опасность по скорости размыва берегов — в 5 баллов — в бассейне р. Селенги не наблюдается). Интегральная опасность русловых процессов оценивалась суммой баллов по четырехбалльной шкале по каждому критерию для каждого десятикило-

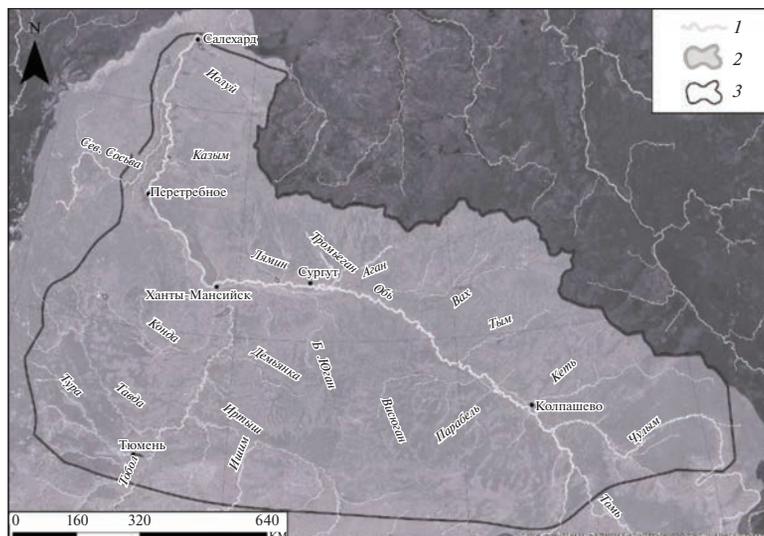


Рис. 1. Обзорная карта исследуемой территории Обь-Иртышского бассейна. 1 – реки, 2 – граница Обь-Иртышского бассейна, 3 – граница лесной зоны в пределах равнинной части Обь-Иртышского бассейна [9].

метрового участка реки. Это позволило создать карту опасности русловых процессов на реках бассейна р. Селенги [6].

За рубежом для оценки интенсивности размыва берегов и их прогноза используются индексы ВЕНИ (Bank Erosion Hazard Index – индекс опасности береговой эрозии), рассчитывающийся в отдельных створах реки, и NBS (Near Bank Stress – индекс воздействия касательного напряжения) для русловых форм. Оба индекса имеют классы опасности, наивысший соответствует экстремальным русловым деформациям [22, 23]. В основу расчетов положены данные о морфометрии русла, материале, которым сложены берега, наличии растительности, закрепляющей берег и ее характеристики, превышение размываемого берега над пойменной бровкой и над дном реки и т. д.

ОБЪЕКТЫ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе исследовались среднее и нижнее течение Оби (от устья р. Томи до г. Салехарда), нижний Иртыш (от устья р. Тары до слияния с Обью) и наиболее крупные их притоки (рис. 1): Томь, Чулым, Кеть, Тым, Вах, Тромъеган, Аган, Лямин, Казым, Полуи, Парабель, Васюган, Большой Юган, Северная Сосьва, Демьянка, Тобол, Тура, Тавда и Конда. Рассматриваемые участки русел рек находятся в пределах лесной зоны в сходных и относительно однородных геолого-геоморфологических условиях, на равнине с небольшими уклонами, относительно однородным литологическим составом аллювиальных отложений (пески, супеси и легкие суглинки), слагающих пойму и надпойменные террасы [7], что обу-

словливает активные горизонтальные русловые деформации.

Размывы берегов были получены на основе сопоставления разновременных космических снимков серий “CORONA KH-4A, B”, “Landsat 1, 2 MSS”, “Landsat 4, 5 TM”, “Landsat 7”, “Sentinel-2” за два временных интервала: 1960–1980-е гг.; 2016–2021 гг., которые обрабатывались полуавтоматизированным методом [6] с помощью инструментов в программе ГИС ArcGIS Desktop. В результате были получены характеристики размываемых берегов: средние ($C_{ср}$, м/год) и среднемаксимальные ($C_{ср\max}$, м/год) скорости размыва берегов и протяженность размываемого берега ($L_{фр}$, км). Разрешение космических снимков, временные интервалы и точность методики определяют значение определяемых скоростей размыва берегов – от 0.5 м/год для Оби и 1 м/год для остальных рек.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Средняя и нижняя Обь

Средняя и нижняя Обь характеризуется развитием излучин русла и излучин рукавов разветвленных, направленным изменением их параметров в результате размывов одних берегов и “намывов” других. Примером этого служит русло Малой Оби – левого рукава раздвоенного русла нижней Оби, меандрирование которого преимущественно сопровождается продольным, продольно-поперечным и поперечным смещением излучин, что приводит в свою очередь к искривлению и изменению их параметров (увеличение степени развитости излучин l/L и уменьшение их радиусов кривизны r). Многие крутые излучины характеризуются нару-

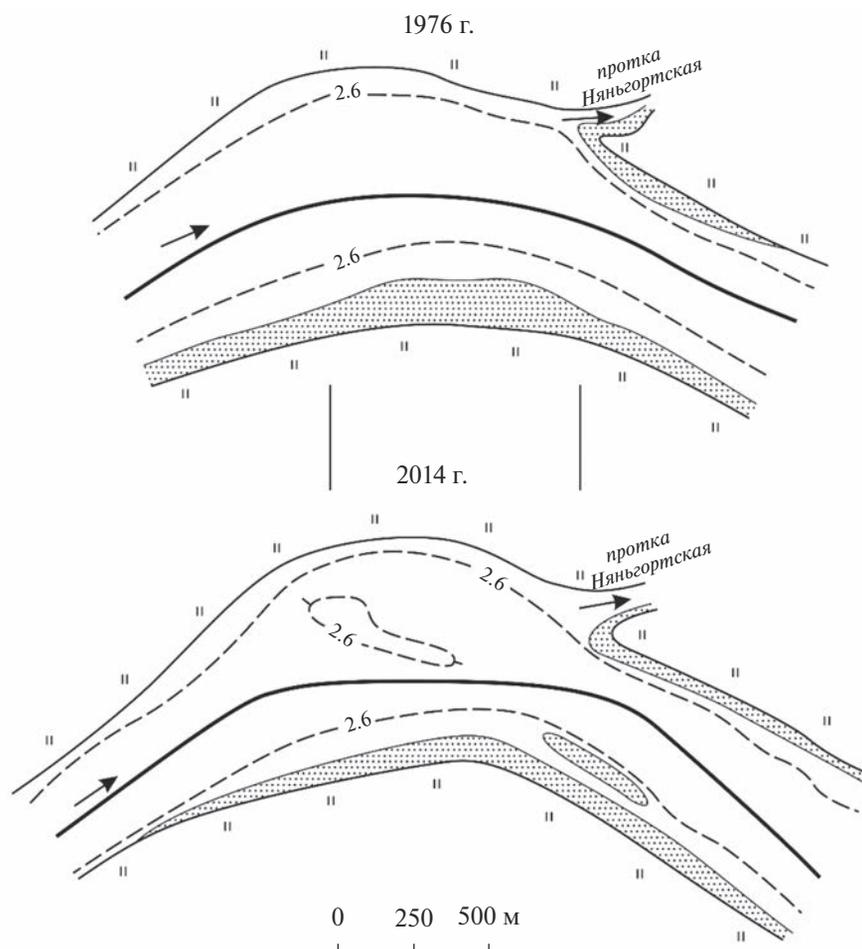


Рис. 2. Деформации на Войкарской излуине Малой Оби на 438–435 км при нарушении на ней правила Миловича (линией показано положение судового хода) [9].

шением условия безотрывного обтекания потоком берегов – правило Миловича ($r < 2.5 - 3b_p$). В этом случае динамическая ось потока смещается к выпуклому берегу, вызывая его размыв, тогда как у вогнутых берегов формируется водоворотная зона, где происходит аккумуляция наносов (рис. 2). Это может, с одной стороны, создать неблагоприятные условия для судоходства, с другой – затруднить работу водозабора, если таковые располагаются в зоне обмеления акватории [9].

В результате размыва берегов и смещения излуин реальная угроза на Малой Оби наблюдается для двух населенных пунктов в ХМАО–Югре – Устрема и Теги (рис. 3). На них фиксируется средняя скорость размыва берегов от 3.6 до 5.3 м/год, что приводит к утрате значительной части их территорий (в пределах них размывается соответственно 200 и 1000 м береговой линии).

В другом случае при достижении критических значений l/L (~1.6) образуются прорванные излу-

чины. Это связано с формированием во время половодья в пониженной тыловой части пойменной шпоры спрямляющей протоки, забирающей значительную часть общего стока воды и расширяющейся за счет активных размывов берегов в ней. Одновременно с этим старое русло постепенно мелеет, а русловые деформации затухают. В случае отсутствия благоприятных условий для сохранения обводненности старого русла оно со временем вовсе может отмереть, превратившись в пойменное озеро или залив – “курью”. В XX в. на средней Оби образовались две порванные излуины, характеризующиеся достаточно высокими темпами русловых деформаций (до 3.6 м/год) в спрямляющих рукавах. Это повлекло за собой перестройку русла и поступление большого количества наносов в поток. Последнее в свою очередь приводит к обмелению нижерасположенного переката, что неблагоприятно сказывается на условиях для судоходства, снижая гарантированные

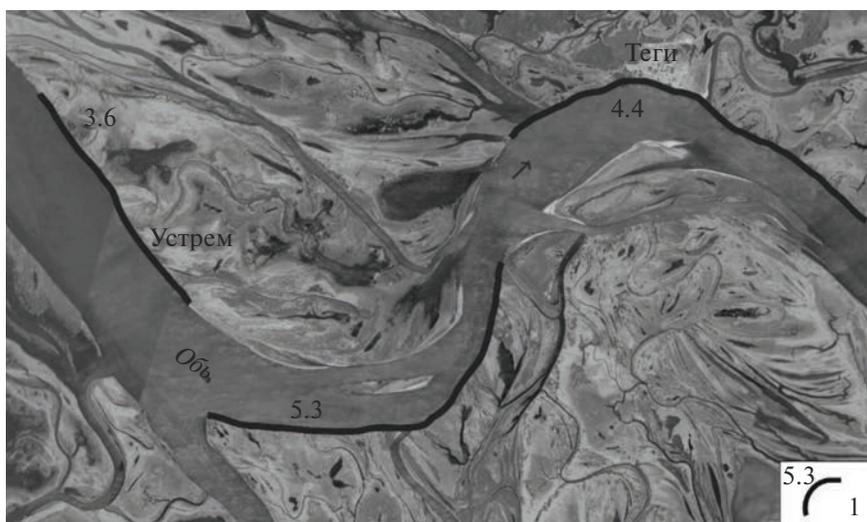


Рис. 3. Деформации на излучинах Малой Оби на 640–622 км: 1 – фронт и скорость размыва берегов [9].

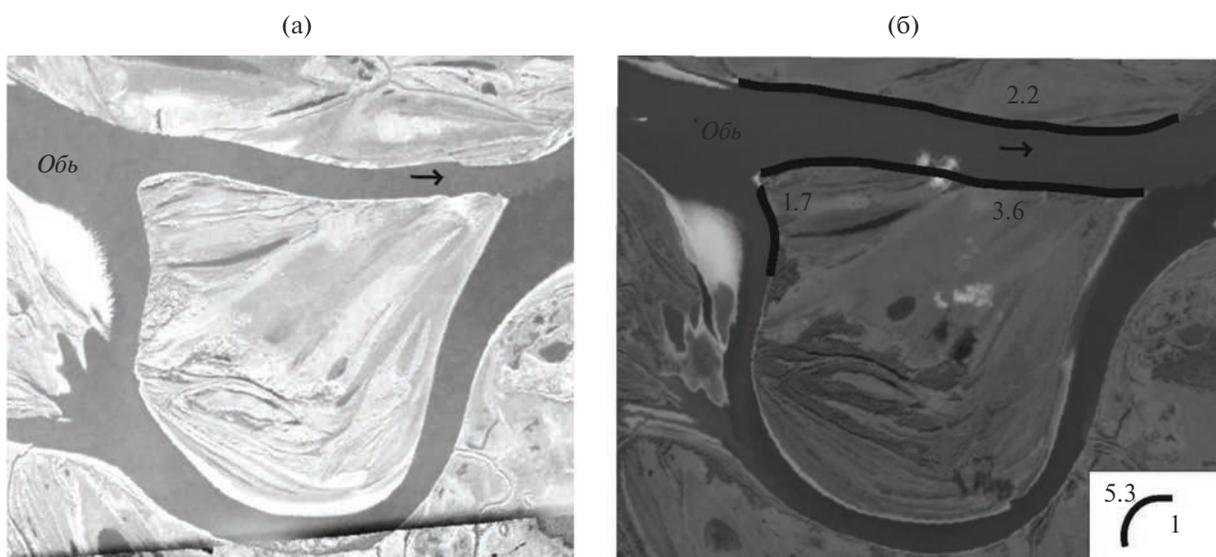


Рис. 4. Сахалинская прорванная излучина на 1318–1313 км: а – 1970 г., б – 2020 г. 1 – см. рис. 3 в [9].

глубины. В то же время спрямление излучины (рис. 4) обеспечивает сокращение длины судового хода и уменьшение времени, которое тратится на перевозку грузов и пассажиров [9].

В другом (правом) рукаве раздвоенного русла нижней Оби – Горной Оби отмечаются активные русловые деформации при отступании от реки коренного берега, появлении правобережной поймы и общем расширении дна долины (пойма ++ русло). На Горной Оби встречаются прорванные излучины, старые русла которых получают большую часть стока за счет направляющего воздействия на поток крупных мысов коренного берега, а скорость размыва в них – до 2.6 м/год,

тогда как спрямляющие рукава, имеющие заход почти под прямым углом и относительно прямолинейное русло, характеризуются незначительными по интенсивности размывами берегов (рис. 5а). В прорванной Чуэльской излучине на 689–686.5 км спрямляющий рукав забирает ~40% суммарного стока, а средняя скорость размыва в нем составляют 1.9 м/год, тогда как в другом рукаве (старом русле – крутая сегментная излучина), куда идет значительная часть стока, скорость больше – до 4 м/год (рис. 5б). В данном случае опасность – потенциальная для прибрежных территорий и реальная для судоходства из-за поступления

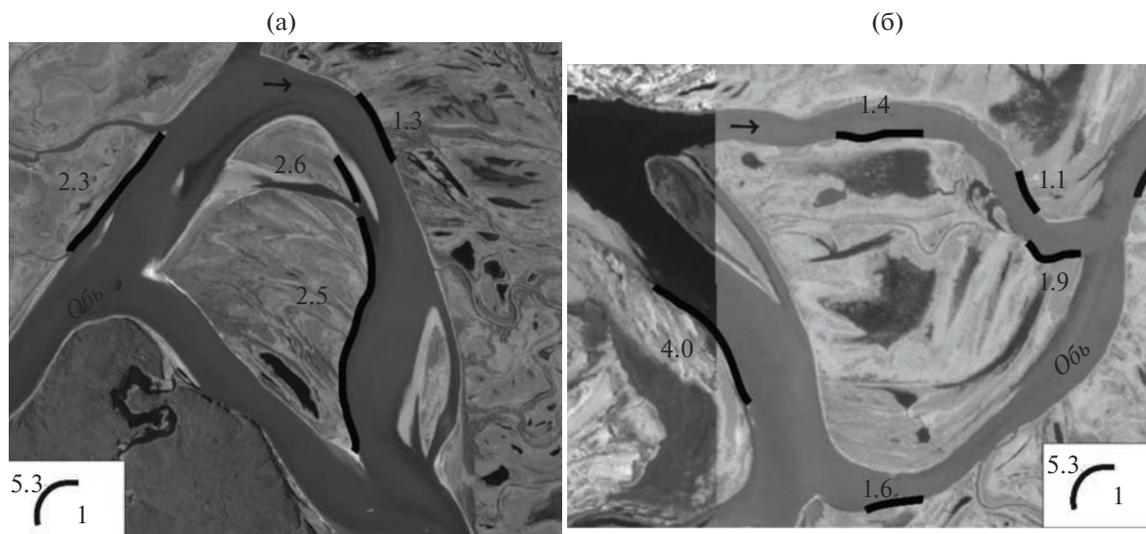


Рис. 5. Прорванные излучины Горной Оби: а – Пугорская на 775–762 км, б – А – Чузельская на 689–685.5 км. 1 – см. рис. 3 в [9].

большого количества наносов и формирования перекатов ниже по течению [9].

Развитие излучин в результате размыва берегов – основная форма переформирования рукавов пойменно-русловых разветвлений. В Кривошеевском пойменно-русловом разветвлении (1049–1074 км) основной сток проходит по правому более кроткому рукаву с тремя пологими излучинами (l/L с 1980-х гг. по 2011 г. изменилась с 1.14–1.39 до 1.17–1.48), на которых средние скорости размыва берегов ≤ 2.3 м/год. Левый рукав, имеющий меньшие расходы воды, сильно искривлен и образует пять преимущественно крутых излучин (l/L изменилась с 1.54–1.98 до 1.57–2.04 с 1980-х гг. по 2011 г.), смещающихся со скоростью от 2.2 до 3.8 м/год на больших по протяженности размываемых берегах (рис. 6а). Но на данном участке размывы берегов представляют только потенциальную угрозу, они могут повлиять на условия судоходства, в то время как населенным пунктам на левом коренном берегу ничего не угрожает [9].

На широтном участке средней Оби встречаются сложные трехрукавные пойменно-русловые разветвления. В них в основном получает развитие центральный рукав, тогда как остальные два продолжают свое развитие или имеют тенденцию к обмелению. Этому способствуют пойменные протоки между рукавами, обеспечивающие перераспределение расходов воды между ними, определяя в них интенсивность русловых деформаций [15]. В Сытоминско-Салымском разветвлении до 1960-х гг. в основном интенсивно развивались правый и левый рукава, каждый из которых образовывал по несколько излучин. В 1980 г. активи-

зировался центральный спрямляющий рукав (его ширина возросла более чем в 2 раза – с 200 до 500 м), тогда как заход в левый рукав сузился ввиду зарастания крупного побочня и превращения его в молодую пойму. Это нашло отражение в русловых деформациях: средние скорости размыва берегов в бывшем левом судоходном рукаве ≤ 2.3 м/год, а их протяженность одна из минимальных (рис. 6б). При этом и правый рукав характеризуется довольно низкими темпами отступления берегов – от 1.2 до 4.8 м/год. В центральном рукаве в связи с его активным развитием наблюдаются наибольшие средние скорости размыва – до 6.5 м/год, а относительная протяженность фронта размыва составляет $\sim 50\%$ длины рукава. Если в целом для узла опасность потенциальная, то на участке реки у с. Сытомино она становится реальной в связи с размывом берега со скоростью 3.5 м/год (26% длины береговой линии в пределах населенного пункта).

Значительные русловые переформирования могут быть характерны и для относительно прямолинейного, неразветвленного русла средней Оби с последующей его трансформацией в другой морфодинамический тип – разветвление. Происходит аккумуляция наносов и образование осередков, приводящих к формированию элементарных островов, в том числе за счет отчленения прибрежных отмелей побочными протоками. Это приводит к изгибу потока, возникающего при обтекании отмелей, и затем – к подходу потока к берегам под большим углом, что вызывает размыв берегов и образование местного расширения русла. Это прослеживается на участке от 1713 до 1737 км, где сформировалась система сопряжен-

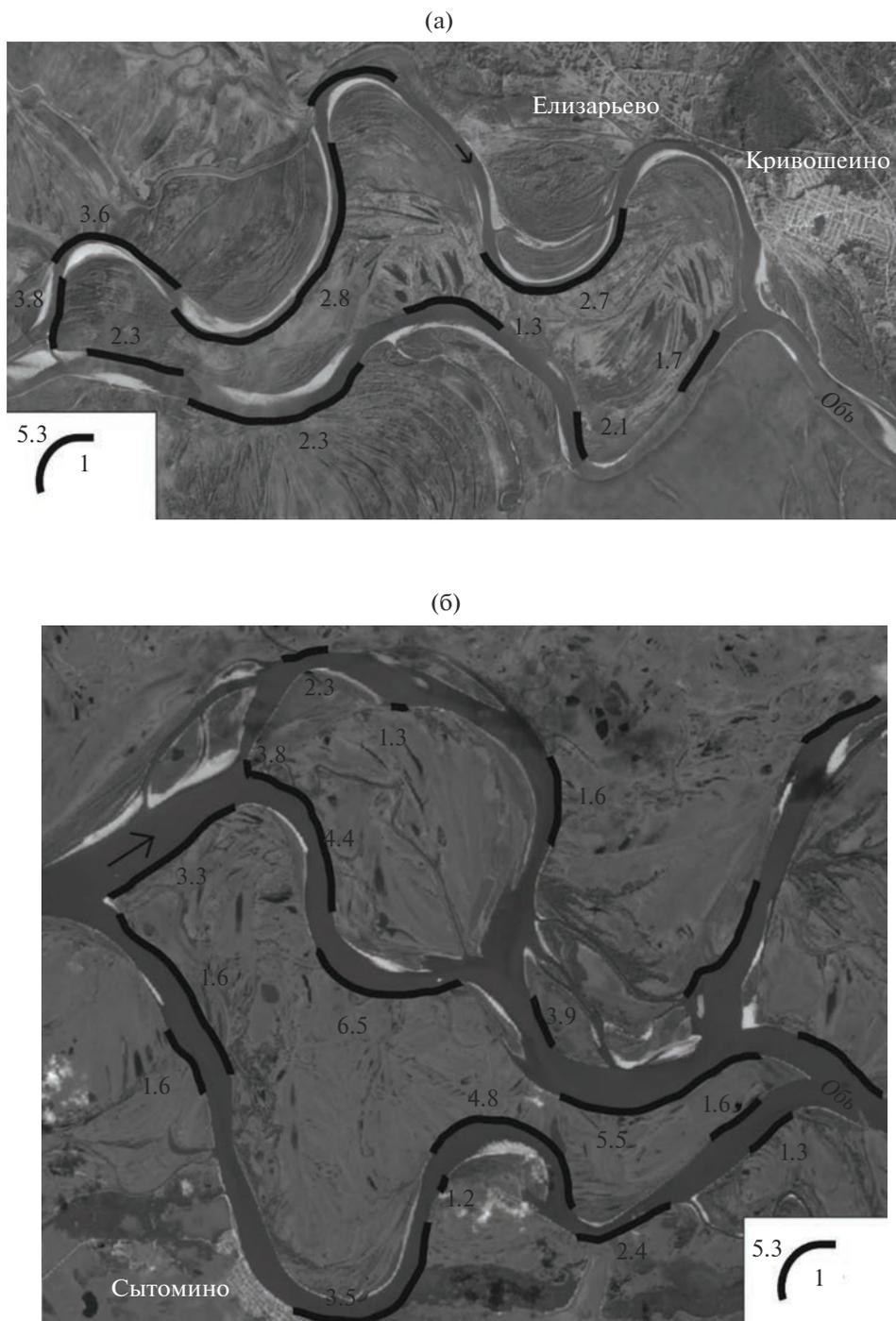


Рис. 6. Размыты берегов в пойменно-русловых разветвлениях: а – Кривошеевское пойменно-русловое разветвление на 1049–1074 км, б – Сытоминское-Салманское сложное трехрукавное пойменно-русловое разветвление на 1348–1322 км. 1 – см. рис. 3 в [9].

ных разветвлений (рис. 7). В данном случае для участка наблюдается потенциальная опасность из-за осложнения условий судоходства: необходимость корректировки судового хода, обмеление перекатов ниже зон размыва, на которых темпы размыва колеблются от 2.6 до 4 м/год [9].

Нижний Иртыш

Нижний Иртыш характеризуется активными русловыми переформированиями, которые, как и на средней и нижней Оби, проявляются в развитии и смещении излучин в продольном, про-



Рис. 7. Сопряженное разветвление от 1713 до 1737 км (рис. 3 в [9]).



Рис. 8. Оползень на нижнем Иртыше (ниже устья р. Ишим). Фото автора.

дольно-поперечном и поперечном направлениях, сопровождающимися изменениями их параметров. Важные факторы их морфологических изменений – ширина днища долины и влияние коренных берегов: первая обуславливает свободное их развитие, второе – ограничивает деформации. При подходе к коренному берегу формируются вынужденные и адаптированные излучины, в которых русловые деформации небольшие (≤ 1 м/год), а на склонах часто встречаются оползни (рис. 8). В то же время оползни могут перекрывать часть

русла, отклонять поток и приводить к размыву противоположного пойменного берега, способствуя формированию потенциальной опасности на участке.

На Иртыше переформирование прорванных излучин происходит по-разному. В одном случае русловые деформации сосредотачиваются только в активно развивающемся спрямляющем рукаве, где формируются новые излучины русла (средние скорости размыва берегов – 6 м/год), а старое русло отмирает (Староиртышская излучина на

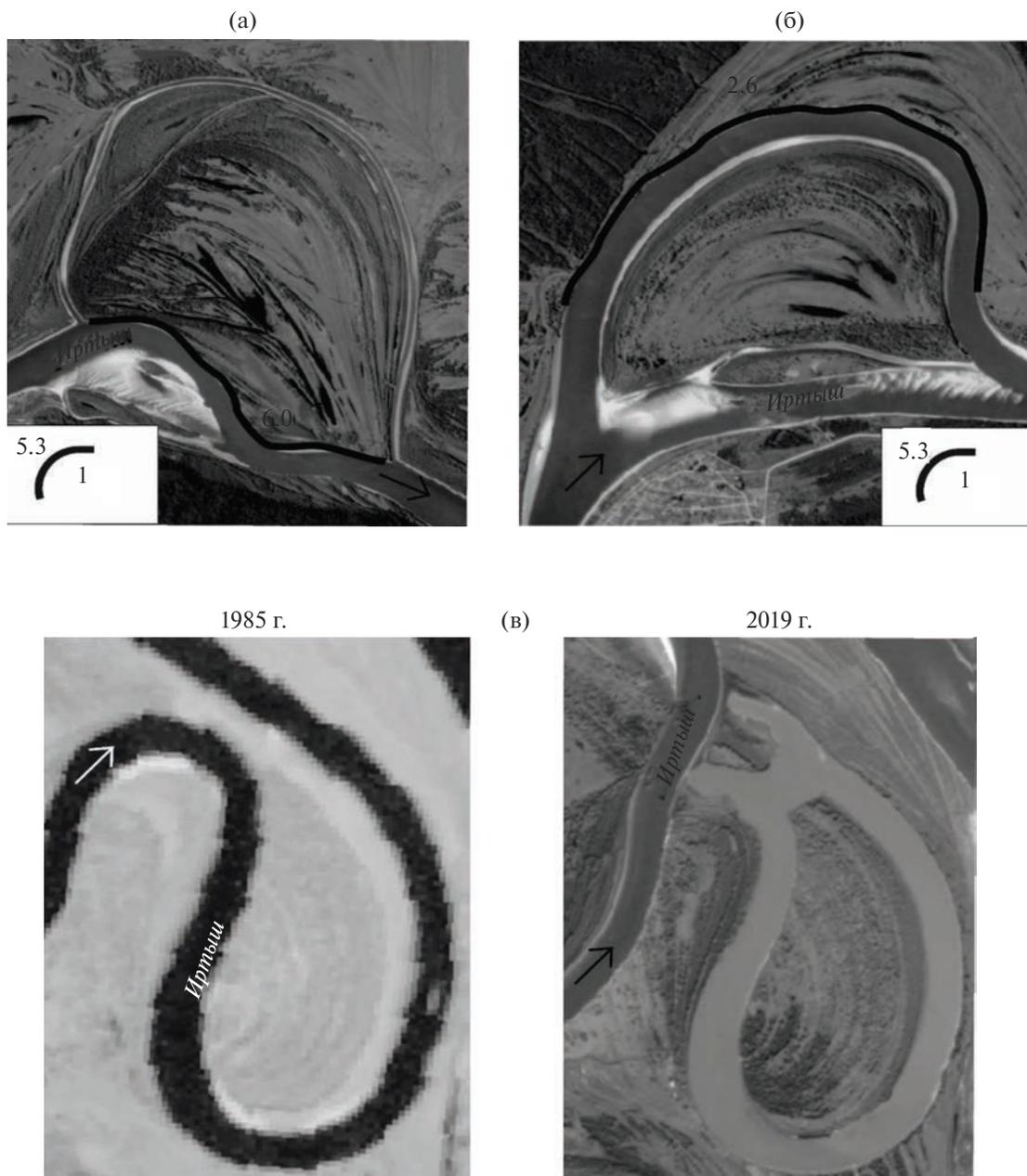


Рис. 9. Прорванные (а, б) и спрямленная (в) излучины нижнего Иртыша. 1 – см. рис. 3 в [9].

235–231 км) (рис. 9а). В другом – функционируют и переформируются оба рукава (Надцынская излучина на 573–564.5 км) (рис. 9б), в которых скорости размыва могут достигать 2.6 м/год – в одном и встречаться локально – в другом. Петлеобразные излучины Иртыша спрямляются за счет встречного размыва берегов на их крыльях, а в образовавшиеся и расширяющиеся прораны уходит большая часть стока воды и наносов; одновременно происходит постепенное обмеление и отмирание старого русла, как это произошло в

1988 г. на Артукской излучине (1191–1190 км) (рис. 9в) [9].

Прорванные или спрямленные излучины и размывы берегов на них в данных случаях несут в основном угрозу потенциальную ввиду отсутствия угрозы разрушения объектов жилой и хозяйственной инфраструктуры, но для условий судоходства они вполне благоприятны ввиду сокращения длины водного пути. Поэтому на Иртыше во второй половине XX в. проведено искусственное спрямление нескольких излучин [5]. При естественном спрямлении на некоторое время

(несколько лет) создаются серьезные затруднения для водного пути из-за возникающего разворота судового хода на 180° и местного размыва берега (это произошло на Укинской излучине в 2019 г.) [11]. Но при спрямлениях населенные пункты нередко лишаются водного подхода к ним.

Развитие многих излучин сопровождается формированием на их крыльях и в привершинных частях островов, протоки за которыми обычно маловодны, а русловые деформации в них локальны и не несут никакой угрозы [11, 16].

Средние и крупные реки Обь-Иртышского бассейна

Для всех средних и крупных рек, как и для Оби и Иртыша, главной формой переформирования русла являются развитие и смещение излучин русла и размывы берегов, темпы которых зависят от l/L . Сегментные излучины (пологие, развитые или крутые) характеризуются направленным смещением русла, и по мере их развития и искривления (увеличения l/L и уменьшения r) происходит активизация циркуляционных течений; по форме они становятся со временем омеговидными (петлеобразными) с преобладанием поперечного смещения.

На более крупных реках, преимущественно в их нижнем течении, при прохождении Q_ϕ при затопленной пойме могут образовываться прорванные излучины, иногда с сохранением и переформированием как старого русла, так и спрямляющей протоки. Но чаще всего происходит спрямление излучин за счет встречных размывов берегов на крыльях излучин с дальнейшим образованием стариц. При этом ввиду небольшой плотности населения на территориях бассейнов протоков Оби и Иртыша такого рода трансформации излучин несут только потенциальные угрозы, изменяя условия судоходства в худшую сторону (формирование перекатов и уменьшение на них гарантированных глубин), но иногда они способствуют сокращению длины водного пути, уменьшая время, затрачиваемое на редкие перевозки пассажиров и грузов.

На немногочисленных русловых (островных) и пойменно-русловых разветвлениях отмечены периодическое отмирание и развитие рукавов, огибающих острова. Отмирание или развитие рукавов разветвлений может быть вызвано последовательным продвижением на узел разветвления лево- и правобережных побочней, сформированных в том числе за счет поступления наносов от размыва берегов выше по течению, развитием и смещением излучин меандрирующих рукавов. Чаще всего эти переформирования несут только потенциальную угрозу для прибрежных территорий, отражающуюся только на условиях судоходства. Это же касается и маловодных протоков за ост-

ровами на излучинах, в которых русловые деформации локальны, а темпы размыва берегов в них невелики [9].

Для интегральной оценки опасных проявлений русловых процессов на реках Обь-Иртышского бассейна были использованы разные подходы. На крупнейших реках бассейна — Оби и Иртыше применялся показатель устойчивости русла — число Лохтина L и его изменения по длине реки. Это обусловлено тем, что имеются необходимые данные о диаметре частиц руслообразующих наносов по длине этих рек. Для остальных рек бассейна ввиду отсутствия данной информации рассчитывались баллы опасности русловых процессов. Эти подходы позволяют получить представление прежде всего о потенциальной опасности на реках Обь-Иртышского бассейна, ее изменении по длине их русел, но в то же время такие показатели, как устойчивость русла или балльная оценка, — реальные характеристики опасности, так как основываются на данных о размывах берегов.

Устойчивость русла и степень опасности русловых процессов тесно связаны: опасность закономерно увеличивается от нуля (отсутствие опасности) до 5 баллов (очень высокая) с уменьшением показателя устойчивости русла, например числа L [20]. Для каждой степени опасности русловых процессов и, соответственно, устойчивости русла характерны те или иные темпы русловых деформаций, прежде всего средние и максимальные скорости размыва берегов, а также протяженность зон размыва.

Показатель устойчивости русла средней Оби определялся ниже устья Кети, для Иртыша — ниже впадения Тобола, так как для данных участков рек имелись данные по крупности частиц руслообразующих наносов (донных отложений). Результаты расчета несколько завышены, поскольку данные о среднем диаметре частиц руслообразующих наносов d_{cp} получены на основе отбора проб преимущественно в стрежневой зоне потока на характерных участках русла. Тем не менее полученные величины устойчивости русла хорошо согласуются с уже рассчитанными значениями для Оби выше по течению (по результатам грунтовой съемки [13]), а также укладываются в теоретические представления об ее изменении по длине реки [14].

Согласно [12], устойчивость русла средней Оби непосредственно ниже устья р. Томи (20–30 км) составляет $L = 6.7$, т. е. русло относительно устойчивое (табл. 1).

Ниже по течению русло остается относительно устойчивым, а число Лохтина постепенно возрастает с 7.8 ниже впадения р. Кети до 8.2 перед устьем р. Вах. На широтном участке Оби рост показателя L сохраняется и в среднем составляет 9.1

Таблица 1. Устойчивость русла средней и нижней Оби (от слияния с р. Томью до г. Салехарда)

Участок Оби	Л		Характеристика (по классификации Р.С. Чалова [14])		$C_{ср}$, м/год	$C_{макс}$, м/год	$L_{фр}$, %	
Между устьями Томи и Чулыма	6.7 [12]		Относительно устойчивое		3.1	26.6	48.5	
Между устьями Чулыма и Кети	7.8							
Между устьями Кети и Васюгана	7.8							
Между устьями Васюгана и Тымы	8.2							
Между устьями Тымы и Ваха								
От устья Вах	9.6	9.1	Относительно устойчивое		2.1	17.6	37.3	
до захода в Юганскую Обь								
От захода в Юганскую Обь	9.7							
до захода в Большую								
Салымскую протоку								
От захода в Большую	9.3							
Салымскую протоку до захода								
в протоку Неулева								
От захода в протоку Неулева	7.9							
до слияния с Иртышом								
От слияния	1162–1010 км	10.9	9.7	Устойчивое	2.3	16.6	35.4	
с Иртышом	1010–950 км	8.2		Относительно устойчивое				
до разделения								
Малой и Горной	950–830 км	10		Устойчивое				
Оби								
Малая Обь	830–798 км	7.4	6.6	Относительно устойчивое		1.5	10.7	42.1
(от захода	798–740 км	6.8						
до ответвления	740–685 км	7.2						
протоки Большой	685–636 км	5						
Нюрик)								
Горная Обь	835–817 км	6.2	8.4	Относительно устойчивое				
	817–773 км	8.7		Относительно устойчивое				
	773–717 км	11.1		Устойчивое				
Малая Обь (от ответвления								
протоки Большой Нюрик до устья)	6.6		Относительно устойчивое					
Большая Обь	602–488 км	5.6		Относительно устойчивое				
	488–350 км	38.6		Устойчивое				
от слияния Малой Оби								
и Большой Оби до г. Салехарда	7.1		Относительно устойчивое		1.8	7.4	33.3	

при диапазоне от 7.9 до 9.7. Нижняя Обь после слияния с р. Иртыш вдоль правого коренного берега характеризуется дальнейшим ростом устойчивости русла. На этом участке Л колеблется от 8.2 до 10.9 (в среднем 9.7), т. е. русло изменяется от относительно устойчивого до устойчивого (по классификации Р.С. Чалова [14]). В раздвоенном русле нижней Оби число Лохтина в среднем несколько меньше, но это может быть обусловлено масштабным искажением показателя, так как размер каждого рукава зависит от степени рассредоточения стока (в отличие от раздвоенного русла

в среднем течении, где правый рукав – собственно Обь – по водности в половодье практически не изменяется из-за растекания потока по пойме и отвлечения части стока в пойменные протоки). На Малой Оби (до ответвления протоки Большой Нюрик) русло относительно устойчивое, число Л изменяется в диапазоне 5.0–7.4 (среднее значение 6.6). Ниже по течению из-за отсутствия данных о руслообразующих наносах адекватных значений Л получить не удалось, но исходя из данных руслового анализа можно предположить, что устойчивость русла там сохраняется примерно та-

Таблица 2. Устойчивость русла среднего и нижнего Иртыша (от устья р. Тары до слияния с р. Обь)

Участок	Л	Характеристика (по Р.С. Чалову [14])	$C_{ср}$, м/год	$C_{макс}$, м/год	$L_{фр}$, %
Устье р. Тары – устье р. Тобола	11–12 [12]	Устойчивое	1.8	9.2	40.0
Устье р. Тобола – устье р. Демьянки	8.6	Относительно устойчивое	1.3	11.9	22.2
Устье р. Демьянки – устье р. Конды	9.7	Относительно устойчивое	1.9	13.0	28.3
Устье р. Конды – устье	10.1	Устойчивое	5.5	17.2	38.3

кая же, что и на участке Малой Оби от ее истока до протоки Большой Нюрик ($L \sim 6.6$). Устойчивость русла Горной Оби, правый берег которой – коренной, в основном больше ($L = 6.2–11.1$, в среднем 8.4, местами устойчивое). На Большой Оби степень устойчивости русла определяют в припойменной части распространенные там илистые грунты, в правой – гравий и мелкая галька, источником которых служит правый коренной берег. В начале Большой Оби, где коренной берег отходит от русла, устойчивость русла снижается до 5.6 (относительно устойчивое), но на большем ее протяжении вдоль правого коренного берега $L = 38.6$ (русло устойчивое). Ниже слияния Малой Оби и Большой Оби, где русло также сложено илистыми наносами, русло устойчивое ($L = 7.1$) [9].

Другая крупнейшая река бассейна – Иртыш в среднем и нижнем течении также имеет относительно устойчивое и устойчивое русло (табл. 2). По данным [12], от устья Тары до устья Тобола L составляет 11–12 (русло устойчивое). Проведенные расчеты L на основе отбора проб донных отложений в нижнем течении Иртыша показали, что оно меняется от 8.6 до 10.1 (в среднем 9.7), возрастая к устью [9].

Таким образом, на средней и нижней Оби и нижнем Иртыше чередуются относительно устойчивые ($L = 5.6–9.7$) и устойчивые русла ($L = 10–38.6$), для которых, согласно классификации Р.С. Чалова [20], степень опасности русловых процессов умеренная и слабая соответственно. Полученные в ходе исследования скорости раз-

мыва берегов и их протяженность на различных участках этих крупнейших рек хорошо укладываются в диапазоны темпов русловых деформаций, присущих для данных характеристик устойчивости и опасности [20]: скорости размыва – в основном от 2 до 5 м/год (средние) и >10 м/год (максимальные) на относительно устойчивых руслах и <2 м/год (средние) и 5 м/год (максимальные) – на устойчивых, не исключая экстремальных проявлений размыва берегов ввиду местных условий. Протяженность размыва берегов варьирует от нескольких десятков на реках с устойчивым руслом и от 30 до 60% на относительно устойчивых [9].

Для средних и больших рек Обь-Иртышского бассейна имеются только общие данные об устойчивости русла: L меняется от 5 до 7.5, т. е. русла притоков Оби и Иртыша относительно устойчивые; причем устойчивость возрастает к устью [12], т. е. для рассматриваемых рек наблюдается умеренная опасность, согласно классификации Р.С. Чалова [20]. Поэтому средние и большие реки бассейна оценивались баллами опасности русловых процессов по трем критериям, характеризующим размывы берегов: средняя скорость ($C_{ср}$, м/год), максимальная скорость ($C_{макс}$, м/год) и относительная протяженность фронта размыва ($L_{фр}$, %). Каждый из критериев имеет свою градацию в зависимости от степени опасности, которую он характеризует. Каждой градации присваивается свой балл – от 0 (отсутствие размывов) до 5 (наиболее неблагоприятное влияние – интенсивные размывы) (табл. 3). Полученные по каждому критерию баллы складываются, в зависимости от их итоговой суммы присваивается балл суммарной опасности: до 4 – балл опасности 1, от 4 до 8 – балл опасности 2, от 8 до 12 – балл опасности 3, от 12 до 16 – балл опасности 4, от 16 – балл опасности 5.

Каждая из рассматриваемых средних и больших рек Обь-Иртышского бассейна разбивалась на равные по длине участки, чтобы можно было сравнивать их между собой, на них была проведена оценка критериев (табл. 4).

В целом для всех рек либо выдерживается один или близкий уровень опасности, либо наблюдается некоторое ее увеличение вниз по течению.

Таблица 3. Критерии опасности русловых процессов по проявлению в размывах берегов на средних и больших реках Обь-Иртышского бассейна

Балл	Критерий		
	$C_{ср}$, м/год	$C_{макс}$, м/год	$L_{фр}$, %
0	<1	<1	0
1	1–2	1–4	0–10
2	2–3	4–7	10–20
3	3–4	7–10	20–30
4	4–5	10–13	30–40
5	>5	>13	>40

Таблица 4. Оценка опасности на средних и больших реках Обь-Иртышского бассейна

Река	Номер участка	Границы, км	$C_{\text{ср}}$, м/год	$C_{\text{макс}}$, м/год	$L_{\text{фр}}$, км	X , км	$L_{\text{фр}}$, %	Сумма баллов	Итоговый балл опасности
Тым	1	311–208	2.3	4.6	11.3	206	5.5	5	2
	2	208–104	2.1	4.2	6.1	208	2.9	5	2
	3	104–0	2.6	5.2	9.8	208	4.7	5	2
Тромъеган	1	389–260	1.2	2.4	9.6	258	3.7	3	1
	2	260–130	1.4	4.5	15	260	5.8	4	1
	3	130–0	1.8	5.8	16.7	260	6.4	4	1
Полуй	1	397–264	1.4	3	27.1	266	10.2	4	1
	2	264–132	1.3	2.7	27.4	264	10.4	4	1
	3	132–0	1.3	2.6	5.9	264	2.2	3	1
Казым	1	444–296	1.4	2.1	9.9	296	3.3	3	1
	2	296–148	1.4	2.1	1.5	296	0.5	3	1
	3	148–0	1.8	4.9	29.1	296	9.8	4	1
Аган	1	373–248	1.4	3.5	43.8	250	17.5	4	1
	2	248–124	1.8	8.9	39.9	248	16.1	6	2
	3	124–0	1.8	4.4	28.8	248	11.6	5	2
Кеть	1	556–417	1.7	3.9	35.2	278	12.7	4	1
	2	417–278	1.7	3.6	37.2	278	13.4	4	1
	3	278–139	1.8	4.5	50.4	278	18.1	5	2
	4	139–0	2.1	6.1	46.8	278	16.8	6	2
Вах	1	771–579	1.7	3.4	21	384	5.5	3	1
	2	579–386	1.4	9.5	28.5	386	7.4	5	2
	3	386–193	1.5	9.2	42	386	10.9	6	2
	4	193–0	1.8	3.8	35	386	9.1	3	1
Чулым	1	400–266	3.3	12.7	66.1	268	24.7	10	3
	2	266–133	3.5	11.8	74.6	266	28.0	10	3
	3	133–0	3.2	10	96.9	266	36.4	10	3
Большой Юган	1	294–147	1.4	2.8	17.9	294	6.1	3	1
	2	147–0	1.5	3.3	41.8	294	14.2	4	1
Васюган	1	470–235	2.1	4.2	5.3	470	1.1	5	2
	2	235–0	2	3.2	9.2	470	2.0	3	1
Тобол	1	434–290	1.3	2.2	18.4	288	6.4	3	1
	2	290–145	2.3	6.8	84.5	290	29.1	7	2
	3	145–0	2.3	6.8	63.3	290	21.8	7	2
Лямин	1	289–145	1.2	2.3	11.4	288	4.0	3	1
	2	145–0	1.3	2.3	16.9	290	5.8	3	1
Парабель	1	246–123	1.2	2	8.4	246	3.4	3	1
	2	123–0	1.2	1.9	16	246	6.5	3	1
Тура	1	659–330	1.2	1.8	2.3	658	0.3	3	1
	2	330–0	2	5.9	72.1	660	10.9	5	2
Тавда	1	730–365	0	0	0	730	0.0	0	1
	2	365–0	1.9	7	95.7	730	13.1	5	2
Конда	1	735–490	1.6	4.4	53.8	490	11.0	5	2
	2	490–245	1.5	2.7	21.2	490	4.3	3	1
	3	245–0	1.8	5.1	27.1	490	5.5	4	1
Томь	1	120–0	2.4	6.5	8.0	240	3.3	5	2
Северная Сосьва	1	153–0	2.3	6.8	23	306	7.5	5	2
Демьянка	1	311–155	1.3	2.3	3.4	312	1.1	3	1
	2	155–0	1.4	3.2	9.3	310	3.0	3	1

Исключение составляют реки Вах и Конда, на которых интенсивность горизонтальных русловых деформаций несколько снижается вниз по течению. Возможно, это связано, с одной стороны, с тем, что они имеют в нижнем течении общую и широкую пойму с Обью и Иртышом и, соответственно, происходит растекание потока по ней; с другой стороны – с прохождением руслоформирующего расхода воды при затопленной пойме.

Наибольшая опасность (2–3 балла) характерна для правобережных и одних из самых крупных притоков Оби в юго-восточной части бассейна – Томи и Чулыма. При продвижении на С и З она снижается с 2 до 1 балла. Также балл опасности выше в западной части бассейна, где он приурочен к рекам бассейна р. Тобол, а также для рек Конды и Северной Сосьвы. Это, скорее всего, связано с изменениями внутригодового распределения стока (снеговое питание весной в Зауралье и в южной части и грунтовое питание летом в северной) ввиду изменения температуры воздуха и режима осадков, степени заболоченности и заозеренности бассейнов и т. д.

В целом для средних и больших рек Обь-Иртышского бассейна опасность русловых процессов слабая (1–2 балла), тогда как на крупнейших – Оби и Иртыше – она повышается и, согласно классификации устойчивости [20], становится умеренной (относительно устойчивые русла – 2 балла опасности – умеренная степень). При этом как на Оби и Иртыше, так и на их притоках наблюдаются экстремальные размывы, обусловленные местными условиями (легко размываемые аллювиальные отложения, слагающие пойменные берега или речные террасы; направляющее воздействие выступов (мысов) коренного берега; слив осветленных вод выклинивающейся поймы и т. д.), и, наоборот, участки русла, где при подходе к коренному берегу устойчивость русла возрастает, а темпы горизонтальных русловых деформаций резко снижаются или вообще отсутствуют.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Русла рек Обь-Иртышского бассейна формируются в свободных и относительно однородных условиях – широко распространены размывы берегов, характеризующиеся высокими темпами. Протяженность и положение фронтов размыва отражают характер смещения форм русла (излучин или рукавов), а скорости – интенсивность горизонтальных русловых деформаций. Размывы берегов не только создают опасность для освоения приречных территорий и водных ресурсов, но и являются источником поступления наносов в русло, которые, аккумулируясь ниже по течению и приводя к обмелению перекаатов, затрудняют судоходство.

Средняя и нижняя Обь и нижний Иртыш имеют преимущественно относительно устойчивые русла и, соответственно, умеренную опасность. На их притоках опасность русловых процессов относительно невысокая (1–2 балла), увеличивается вниз по течению и достигает 3 баллов в низовьях крупных рек (Томь и Чулым). При этом в целом для рек Обь-Иртышского бассейна интенсивность размыва берегов и, соответственно, степень опасности горизонтальных русловых деформаций снижаются в направлении к С и к Обь-Иртышскому междуречью.

Полученные результаты можно использовать для разработки рекомендаций по безопасному использованию водных ресурсов территории и по эффективному управлению русловыми процессами, в том числе их опасными проявлениями.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беркович К.М., Злотина Л.В., Турыкин Л.А. Размыв речных берегов: факторы, механизм, деятельность человека // Геоморфология. 2019. № 2. С. 3–17.
2. Беркович К.М., Кирик О.М., Лодина Р.В., Чалов Р.С., Чернов А.В. Опасные проявления русловых процессов (на примере рек России) // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 1996. № 3. С. 35–41.
3. Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов А.В. Оценка влияния русловых процессов на геоэкологическую ситуацию в речных долинах // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 1998. № 2. С. 59–67.
4. Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов А.В. Экологическое русловедение. М.: ГЕОС, 2000. 332 с.
5. Дегтярев В.В. Улучшение судоходных условий сибирских рек. М.: Транспорт, 1987. 176 с.
6. Завадский А.С., Чалов С.Р., Чернов А.В., Головлев П.П., Морейдо В.М., Белякова П.А. Морфодинамика русел и баланс наносов рек бассейна Селенги (Монголия–Россия) // Эрозия почв и русловых процессов. М.: Географ. фак. МГУ, 2019. Вып. 21. С. 149–170.
7. Западная Сибирь. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 488 с.
8. Куракова А.А. Районирование Обь-Иртышского бассейна по условиям размыва берегов рек // Изв. РАН. Сер. геогр. 2023. № 2. С. 1–15.
9. Куракова А.А. Гидролого-морфодинамический анализ русел и опасные проявления русловых процессов на равнинных реках Обь-Иртышского бассейна (лесная зона). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 2022. М.: 28 с.
10. Куракова А.А. Размывы пойменных берегов Оби и Иртыша и их связь с морфологией русла // Геогр. вестн. 2022. № 1 (60). С. 40–59.
11. Куракова А.А., Чалов Р.С. Морфодинамика русла нижнего Иртыша // Геоморфология. 2022. Т. 53. № 4. С. 99–109.
12. Русловый режим рек Северной Евразии (в пределах бывшего СССР). М.: Географ. фак. МГУ, 1994. 336 с.

13. Руслловые процессы и водные пути на реках Обско-го бассейна / Под ред. Р.С. Чалова, Е.М. Плескевич, В.А. Баула. Новосибирск: РИПЭЛ плюс, 2001. 300 с.
14. Чалов Р.С. Руслловедение: теория, география, практика. Т. 1. Руслловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 608 с.
15. Чалов Р.С., Камышев А.А., Завадский А.С., Куракова А.А. Морфодинамика и гидролого-морфологическая характеристика Оби на широтном участке // География и природ. ресурсы. 2021. № 2. С. 92–102.
16. Чалов Р.С., Куракова А.А., Завадский А.С., Камышев А.А. Меандрирование русла и формирование разветвлений на нижнем Иртыше (от г. Омска до слияния с р. Тобол) // Геогр. вестн. 2023. № 1 (64). С. 100–115.
17. Чалов Р.С., Чернов А.В. Районирование территории России по экологическому состоянию русел и пойм // Проблемы оценки экологической напряженности территории России: факторы, районирование. М.: Изд-во МГУ, 1993. С. 66–72.
18. Чалов Р.С., Чернов А.В., Беркович К.М., Михайлова Н.М. География опасных проявлений руслловых процессов на реках России // Изв. РГО. 2017. Т. 149. № 4. С. 13–32.
19. Чалов Р.С. Параметризация руслловых процессов для прогнозных оценок и диагностики опасных проявлений // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 5. С. 551–562.
20. Чалов Р.С. Руслловедение: теория, география, практика. Т. 3. Антропогенные воздействия, опасные проявления и управление руслловыми процессами. М.: КРАСАНД, 2019. 640 с.
21. Чернов А.В. География и геозкология русел и пойм рек Северной Евразии. М.: Крона, 2010. 684 с.
22. Rosgen D.L. A Practical Method of Computing Streambank Erosion Rate. Proc. Seventh Federal Interagency Sedimentation Conf. 2001. V. 2. P. 9–15.
23. Sapkota S., Tamrakar N. K. Bank erosion and lateral instability hazard status of Kodku Khola, southeast Kathmandu, central Nepal // J. Nepal Geol. Soc. 2016. № 50 (1). P. 95–103.

ФАКТОРЫ ДЕГРАДАЦИИ, ТРАНСФОРМАЦИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЛЕКАРСТВЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В СИСТЕМЕ “ВОДА–ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ”¹

© 2023 г. М. А. Козлова^{а, *}, Н. М. Щеголькова^{а, б}

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^бМГУ им. М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, Москва, 119991 Россия

*e-mail: mblshok@mail.ru

Поступила в редакцию 17.10.2022 г.

После доработки 27.02.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Приведен обзор англоязычных научных статей по вопросам естественной деградации и трансформации лекарственных веществ в водной среде под воздействием различных факторов. Приведены наиболее распространенные и часто встречаемые лекарства в воде. Показано, что основным источником загрязнения являются недостаточно очищенные коммунально-бытовые сточные воды. Среди факторов, влияющих на поведение веществ в среде, выделено разбавление или концентрирование за счет изменения гидрологического режима или условий использования лекарств; рН водной среды, ветро-волновое взмучивание, фотодеградация, биоаккумуляция и пр. На основе анализа зарубежных исследований лекарственного загрязнения сделаны выводы о перспективах развития этих направлений для использования в российских исследованиях.

Ключевые слова: биodeградация, водная среда, лекарственное загрязнение, миграция, природные факторы, распределение вода–донные отложения, трансформация.

DOI: 10.31857/S0321059622600740, EDN: TMRDJU

ВВЕДЕНИЕ

Развитие аналитической химии позволило определять содержание загрязняющих веществ в различных средах в следовых концентрациях, вплоть до наногрaмм на литр. Это привело к значительному расширению знаний о компонентном составе вод, включая лекарственное загрязнение, которому в последние десятилетия посвящено довольно много зарубежных исследований [12, 22, 29, 37, 45].

Фармацевтическая промышленность — одна из самых быстроразвивающихся в мире. На сегодняшний день зарегистрировано более 14.7 тыс. лекарственных веществ [13], каждый день тысячи лабораторий занимаются разработкой новых лекарственных препаратов, более эффективных и менее токсичных. Только ежегодное потребление антибиотиков во всем мире оценивается в 100–200 тыс. т, и их использование увеличивается во всех странах мира, в том числе и в развивающихся [39]. В России объем фармацевтического рынка в 2022 г. достиг 2573 млрд рублей, что на 12% выше, чем годом ранее [3]. Такие темпы производства и объемы использования лекарственных препара-

тов приводят к значительным рискам их попадания в окружающую среду, в частности в водные объекты.

Сегодня работы по обнаружению лекарств в природных и сточных водах проведены во многих странах, в том числе в Великобритании, Германии, Испании, Канаде, Китае, Норвегии, Словении, США, Таиланде, Франции, Юж. Корею, Японии и многих других (например, [11, 24, 30, 35, 38, 43]). При этом наиболее часто в водной среде встречаются антибиотики, гормоны, нестероидные противовоспалительные средства, а также антиэпилептические и антидепрессантные препараты (рис. 1).

Так, наиболее часто в поверхностных водах встречается карбамазепин (например, в Южной Африке в концентрации до 3 мкг/л), который является очень стойким и не подвержен биоразложению в обычных очистных сооружениях. Среди антибиотиков наиболее часто обнаруживается сульфаметоксазол (в концентрациях >5 мкг/л) [37].

В собственных исследованиях авторов настоящей статьи в водных объектах — источниках питьевого водоснабжения Москвы выявлены такие антибиотики, как сульфаметоксазол, офлокса-

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0002).



Рис. 1. Наиболее часто встречаемые лекарственные вещества в различных компонентах окружающей среды.

цин, триметоприм, эритромицин, ципрофлоксацин [1, 2].

Основные источники поступления лекарственных веществ в водную среду – коммунально-бытовые сточные воды и стоки от сельскохозяйственных предприятий (животноводство, птицеводство и рыбное хозяйство), поскольку, по некоторым данным, до 70–90% лекарств выводятся с продуктами жизнедеятельности, в основном в неметаболизированном виде [41, 46]. При этом наиболее распространенные очистные сооружения с активным илом не удаляют такие соединения достаточно эффективно [8]. Значительное количество фармацевтических препаратов поступает в окружающую среду из-за неправильного обращения с неиспользованными лекарствами [4, 15, 42]. Установлено, что треть всех проданных фармацевтических препаратов в Германии, а также ~25% из тех, что продаются в Австрии, утилизируются вместе с другими бытовыми отходами или

попадают в сточные воды путем смыва их в канализацию [44].

Ветеринарные препараты также несут значительный экологический риск, поскольку активные вещества и их метаболиты попадают в окружающую среду напрямую, практически не проходя через системы очистки [40]. Знание концентраций различных лекарственных веществ в окружающей среде необходимо для понимания их распространения и возможных экологических рисков. Миграция компонентов лекарственных средств начинается с их производства и заканчивается их трансформацией в живом организме с последующим круговоротом этих компонентов через питьевое водопотребление и сточные воды (рис. 2).

Любые загрязняющие вещества, попадающие в толщу воды, перераспределяется между водной средой, донными отложениями, взвесями и пр. Донные отложения, аккумулируя загрязнение, при определенных условиях могут быть источни-



Рис. 2. Жизненный цикл лекарственных веществ в водной среде.

ком вторичного загрязнения. Вместе с тем исследований, касающихся миграции и трансформации лекарственных веществ в окружающей среде, недостаточно. В настоящее время этой проблеме посвящены лишь некоторые отдельные научные работы, в которых делается попытка определения связи между свойствами водной среды (температура, соленость, рН воды и пр.), свойствами донных отложений (структура, состав, плотность и пр.), химическими свойствами самих лекарственных веществ и пр., влияющими на поведение лекарств в системе “вода – донные отложения”.

Представленная статья посвящена анализу влияния факторов среды на распространение и перераспределение лекарственных веществ между водной средой и донными отложениями. Она вводит в проблему и освещает тематические направления исследований, которые затрагиваются в зарубежной литературе.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Поиск тематических статей проводился по массиву данных электронных научных библиотек “Elsevier” и “Springer Nature” с использованием целевых поисковых запросов: общий запрос “Transformation” and “Pharmaceutical” and “water”; целевые запросы, например “Biodegradation” and “Pharmaceutical” and “water” или “Physical degradation factors” and “Pharmaceutical” and “water” и др. Одним из критериев отбора статей была их новизна – дата публикации не позднее 2010 г. Доступ к базам данных “Elsevier” и “Springer Nature”

получен в рамках Национальной подписки к электронным изданиям и научным информационным ресурсам.

Интересно то, что авторские коллективы проанализированных статей состоят преимущественно из коллег одной или нескольких организаций внутри одной страны. Это говорит о специфике изучаемой проблемы, а также о локальном характере исследований.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБОБЩЕНИЯ

Рассмотрим некоторые основные природные факторы, которые могут влиять на деградацию и трансформацию лекарственных веществ, а также на их распределение между водой, донными отложениями и взвесью.

Разбавление и концентрирование лекарственных веществ в водной среде за счет временной и пространственной изменчивости

Временная и пространственная изменчивость содержания характерна для многих загрязняющих веществ, в том числе и лекарственных [34, 40]. Тут можно выделить два фактора: увеличение потребления лекарств в период повышенной заболеваемости или в период их использования в сельском хозяйстве и уменьшение или увеличение концентрации веществ за счет разбавления в паводки и концентрирования в засухливый сезон. В осенне-зимний и ранний весенний период, т. е. в месяцы эпидемиологически неблагополуч-

ные (когда увеличивается потребление лекарств), а также в некоторые летние месяцы (засушливый период), когда естественным путем уменьшается разбавление недостаточно очищенных сточных вод в водном объекте, концентрация веществ может расти. В паводки и в половодье может наблюдаться противоположная картина — большие объемы воды способны достаточно сильно уменьшить содержание лекарственных веществ в водных объектах за счет разбавления [18, 31, 32]. Таким образом, гидрологический фактор зон с выраженным половодьем может быть один из базовых, который изменяет концентрацию препаратов в водных объектах [14, 21].

Исследованию роли гидрологических факторов и сорбционных процессов посвящена также работа [48], где рассматривался процесс накопления лекарственных веществ в донных отложениях выше, ниже сброса коммунальных сточных вод на р. Медуэй (Кент, Великобритания) и в нем самом.

В течение года определялось содержание девяти лекарственных препаратов (пропранолол, сульфаметоксазол, мебеверин, тиоридазин, карбамазепин, тамоксифен, индометацин, диклофенак и меклофенамовая кислота). При этом все соединения, за исключением сульфаметоксазола, обнаруживались в 100% проб, что указывает на широкое распространение таких соединений в воде в районе исследования и на их потенциальную стойкость. Самые высокие концентрации в воде были обнаружены в зоне сброса сточных вод, что согласуется с тем, что недостаточно очищенные коммунальные сточные воды являются основным источником загрязнения, причем наиболее распространенные — диклофенак, карбамазепин и меклофенамовая кислота. В верхних слоях донных отложений самые высокие концентрации наблюдались на участке сброса сточных вод, за исключением февраля 2010 г., когда участок ниже по течению был наиболее насыщен фармацевтическими препаратами. Это было вызвано большой скоростью течения в данный период, что свидетельствует о переносе лекарственных веществ с водой и об их относительно медленном накоплении [48].

Влияние pH и химического состава водной среды и донных отложений

Зачастую pH и химический состав водной среды способствуют перераспределению соединений между водой и донными отложениями. Содержание общего органического углерода (ТОС) в донных отложениях и pH воды оказались наиболее важными факторами, влияющими на динамическое распределение норфлоксацина и эритромицина между водой и отложениями в устье р. Жемчужной (Южный Китай) [26]. При этом

концентрации антибиотиков показали большие сезонные колебания в самой толще воды, но не в донных отложениях. Таким образом, авторы исследования [26] продемонстрировали, что эстуарные отложения могут быть потенциальным вторичным источником загрязнения при изменении условий окружающей среды.

Кроме того, отмечалось [48], что гидрофобные вещества сильнее притягиваются к донным отложениям, особенно с высоким содержанием ТОС. При этом чем больше лекарств осаждалось и накапливалось в поверхностном слое осадка.

pH воды может также влиять на процесс фотодегradации: например, снижение pH способствует разложению ацетилсалициловой кислоты и парацетамола, тогда как повышение pH — разложению салициловой кислоты и ибупрофена [17].

Физические факторы среды, влияющие на распределение лекарств в системе “вода — донные отложения”

Распределение химических соединений, в том числе лекарственных веществ, между водной средой, донными отложениями и взвесями зависит от различных природных факторов, таких как ветер, волны, приливы и отливы, перемешивание водных масс, особенно в придонных слоях, за счет судоходства или дноуглубительных работ и пр. [19]. При взмучивании водных масс и верхних слоев донных отложений более активно начинают происходить процессы сорбции/десорбции, на которые также может влиять температура среды и состав вод.

В работе [25, 27] анализировалось влияние ветро-волновых возмущений на адсорбцию и десорбцию тетрациклина и сульфадимидина в системе “вода—донные отложения” в лабораторных условиях (рис. 3), где взмучивание производили ротором, установленным в 10 см над поверхностью донных отложений, который имитировал ветровые волнения, наблюдаемые на оз. Тайху (Китай).

В исследовании использовались микрокосмы, включающие отложения и воду из оз. Тайху (Китай), для изучения адсорбции и десорбции веществ при различных ветро-волновых возмущениях в среде мелкого озера. При ветровом волнении частицы наносов часто рассеиваются в приповерхностном слое воды, что способствует адсорбции и десорбции загрязняющих веществ в водных экосистемах. Анализ процесса адсорбции показал, что концентрация тетрациклина в приповерхностном слое воды быстро снижалась, в то время как концентрация сульфадимидина оставалась практически постоянной. В экспериментах по десорбции веществ из донных отложений

показано, что сульфадимидин лучше высвобождается, чем тетрациклин. Эти результаты показывают, что частицы осадка сильно адсорбируют тетрациклин, но слабо адсорбируют сульфадимидин. По сравнению с фоновыми условиями (штиль), сильные ветровые волнения привели к более высоким концентрациям тетрациклина и сульфадимидина в отложениях, облегчили их миграцию в более глубокие слои донных отложений во время адсорбции и, соответственно, способствовали большему выделению анализируемых веществ из частиц отложений в воду во время десорбции [25, 27].

Влияние химической структуры и свойств лекарственных веществ на их распределение в водной среде

Те или иные физико-химических свойства соединений зависят от их химической структуры. Так, гидрофильность вещества связана с наличием в молекулах гидрофилов полярных групп. Поэтому, зная химическую структуру любого лекарства, можно предположить, в какой среде (в воде или в донных отложениях) данное соединение будет преимущественно находиться.

В работе [16] исследовано распределение 43 фармацевтических препаратов в поверхностных водах, на взвешенных твердых частицах и в отложениях в бассейне р. Эбро в северо-восточной части Испании. Измеренные концентрации веществ в виде взвеси в целом были выше, чем в пробах донных отложений. Что касается распределения фармацевтических препаратов, то обнаружено, что ~70% из 43 измеренных фармацевтических соединений определялись преимущественно в водной фазе, в то время как оставшиеся 30% — только на взвешенных твердых частицах и в отложениях.

Как правило, сорбция органических загрязнителей твердыми веществами (отложениями, почвой и взвешенными частицами) регулируется несколькими процессами, такими как гидрофобное разделение, ионный обмен, комплексообразование и водородная связь. В случае полярных и ионных фармацевтических препаратов сорбционные свойства нельзя оценить с помощью традиционных коэффициентов распределения октанола и воды (K_{ow}) и содержания органического углерода (K_{oc}) соответствующего соединения. Обнаружено, что на распределение могут влиять другие свойства, например такие, как значения константы сопряженных кислот (pK_a). Замечено, что соединения с характеристиками оснований ($pK_a > 7$), такие как фамотидин, тимолол и надолол, демонстрируют более высокую тенденцию связываться со взвешенными твердыми частицами. Высокие значения pK_a указывают на то, что соединения имеют положительный заряд в условиях pH речной

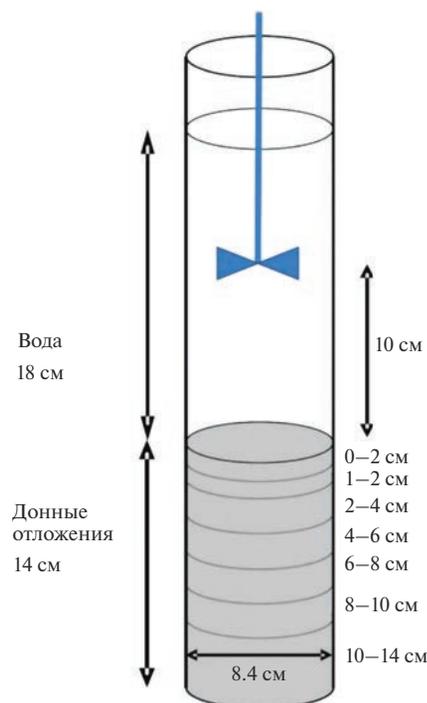


Рис. 3. Пример лабораторной установки для оценки влияния ветро-волновых возмущений на адсорбцию/десорбцию лекарств в системе “вода–донные отложения” [27].

воды и, соответственно, участвуют в других взаимодействиях (катионные взаимодействия, комплексообразование, водородные связи), что может влиять на распространение этих соединений. В любом случае сорбция зависит от свойств как фармацевтических препаратов, так и взвешенных твердых частиц. Поскольку значительное количество фармацевтических препаратов не было обнаружено в пробах поверхностных вод, но они были обнаружены связанными с твердыми частицами в суспензии, то анализ пробы воды (с фильтрацией) может недоучитывать данные о наличии лекарственных веществ в водной среде [16].

Кроме того, от химической структуры фармацевтических соединений зависит их фотодеградация, потому что поглощающие свойства лекарств связаны с делокализованной π -электронной системой в их молекулах [5, 9]. Фармацевтические соединения могут по своей структуре состоять из одной или нескольких хромофорных групп, которые помогают соединению активнее поглощать солнечное излучение. Так, фармацевтические соединения с сильными хромофорными группами (например, $CH_2=$, NO_2 , NH_2 , NN и OH) легко поглощают солнечное излучение. Напротив, большинство спиртов, кислот, эфиров, а также алифатические углеводороды не поглощают естественный свет.

Фотодеградация лекарственных веществ в водной среде

Фотохимическая деградация, вероятно, является одним из самых важных механизмов разложения многих фармацевтических веществ в поверхностных водах. Однако в настоящее время экологическая стойкость почти всех лекарственных соединений неизвестна. Есть несколько указаний [6, 10, 20] на то, что фотохимическая деградация может быть центральным фактором экологической судьбы лекарственных веществ и средств личной гигиены. Многие из этих соединений содержат ароматические кольца, гетероатомы и другие функциональные группы, которые могут либо поглощать солнечное излучение, либо реагировать с фотогенерированными временными частицами в природных водах (например, реактивными формами кислорода и фотовозбужденными естественными органическими веществами).

При этом некоторые соединения также содержат фенольные, нитро- и нафтосильные группы, аналогичные тем, которые обнаруживаются в пестицидах. Известно, что пестициды карбарил и напропамид, например, легко разлагаются при фотодеградации [7] и содержат нафтосилхромофор, который также можно найти в фармацевтических препаратах пропранололе, напроксене и набуметоне.

Эффективность процессов фотохимической деградации фармацевтических препаратов в воде и донных отложениях зависит от многих факторов, таких как pH и мутность воды, а также количества, интенсивность и длина волны солнечного излучения, уровень радиации, географическая широта и погодные условия [5, 33].

В природных водах для некоторых лекарственных веществ (например, триклозана и диклофенака) фотолитиз оказался доминирующим процессом деградации, особенно в летнее время. Поскольку многие лекарственные вещества попадали в поверхностные воды после активного биоразложения при очистке сточных вод, можно ожидать, что фотохимические процессы в освещенных солнцем водах будут играть гораздо большую роль, чем биоразложение. Однако некоторые соединения могут избежать фотохимического разложения за счет сорбции взвешенными частицами, особенно для соединений, которые обладают высоким сродством к поверхностям (например, тетрациклины) [6].

Биоаккумуляция лекарственных веществ в водных организмах и растениях

Изучение лекарственных веществ ограничивается, как правило, их распространенностью в водной среде и донных отложениях. Однако они могут накапливаться на водных организмах и

растениях, распространяясь также по пищевой цепи. Исследованию накопления и пространственного распределения тринадцати лекарственных и прочих приоритетных загрязняющих веществ в донных отложениях, перифитоне (био пленка), растениях *Callitriche* sp. и *Potamogeton* sp., а также в ракообразных амфиподах (*Gammarus pulex*) и водных улитках (*Bithynia tentaculata*) была посвящена работа [47]. Все образцы (65 шт.) были собраны у рек Хогсмилл, Блэкуотер и Борн в южной части Англии. Остатки изученных веществ были обнаружены во всех донных отложениях и биоте. Концентрации загрязняющих веществ в биоте были, как правило, выше, чем в отложениях. Загрязняющие вещества, по-видимому, по-разному аккумулируются в разных видах биоты, что указывает на необходимость создания видоспецифичной классификации зависимости биоконцентрации веществ от коэффициентов их накопления биотой и отложениями.

В целом в работе [28] показано, что десять исследуемых лекарственных веществ аккумулировались в тканях рыб в следующем порядке: почка > мозг > печень > жабры > мышцы. Коэффициенты биоаккумуляции в тканях рыб составляли от 3.7 до 2727.3, при этом сертралин в основном накапливался в печени.

Это подтверждает и работа [23]: многие соединения, за исключением сертралина (коэффициент биоаккумуляции BAF = 6200), не являются биоаккумулирующимися в печени рыб.

При этом оценки рисков показали, что эритромицин может вызывать самые опасные неблагоприятные последствия для здоровья наиболее чувствительной группы водорослей, по данным об острых и хронических заболеваниях. Кроме того, коэффициент риска диклофенака по отношению к некоторым видам рыб был >1 [28].

Эти результаты показывают, что лекарственные вещества могут нести потенциальный риск для водных организмов, особенно при хроническом воздействии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сложности аналитического определения низких концентраций лекарственных веществ в водной среде делают проблему оценки масштабов фармацевтического загрязнения все еще крайне актуальной. При этом еще меньше проведено работ, посвященных путям миграции, трансформации, естественной деградации лекарственных соединений. Среди факторов, влияющих на поведение веществ в среде, можно выделить разбавление или концентрирование за счет изменения гидрологического режима или условий использования лекарств, pH и химический состав водной среды, ветро-волновое взмучивание, пе-

ремешивание водных масс и донных отложений за счет судоходства или дноуглубительных работ, фотодеградацию, биоаккумуляцию и пр. При этом, зная структуру вещества и связанные с ней физико-химические свойства, можно спрогнозировать распределение соединений между водной средой и донными отложениями.

Можно констатировать, что для получения целостной картины распространения лекарственных веществ необходима классификация препаратов по их сорбционной способности, а также по способности к деградации в разных условиях: аэробных и анаэробных, в растворенном или сорбированном виде, в присутствии/в отсутствии тех или иных бактериальных групп.

Кроме того, следует уделять больше внимания продуктам трансформации фармацевтических препаратов, образующихся под влиянием различных экологических факторов, потому что они могут оказывать более токсическое действие, чем исходные соединения.

Фармацевтические препараты, отнесенные к группе низкого риска, могут становиться очень опасными, когда присутствуют в смеси с их продуктами трансформации и вспомогательными веществами, содержащимися в лекарствах. Необходимо определять токсичность смесей лекарственных средств, продуктов их трансформации и вспомогательных веществ лекформ.

Поэтому перед исследователями стоят большие задачи, начиная с прогноза путей трансформации фармацевтических препаратов, вспомогательных веществ и их смесей в окружающей среде, их идентификации, количественной оценки. Следует продолжать развивать чувствительные аналитические методы лучшей идентификации лекарственных веществ, необходимо повышать осведомленность населения о вредности лекарственного загрязнения и инициировать органы власти разрабатывать и внедрять правила утилизации ненужных или просроченных лекарств у населения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баренбойм Г.М., Чиганова М.А. Загрязнение природных вод лекарствами. М.: Наука, 2015. 283 с.
2. Козлова М.А., Гальвидис И.А., Буркин М.А. Особенности лекарственного загрязнения водных объектов — источников питьевого водоснабжения Москвы (на примере некоторых антибиотиков) // Метеорология и гидрология. 2020. № 8. С. 87–91.
3. Фармацевтический рынок России: итоги 2022. Презентация DMS Group, Москва. 2023. [Электронный ресурс]. https://dsm.ru/docs/analytics/DSM_07022023_%D0%98%D1%82%D0%BE%D0%B3%D0%B8.pptx (дата обращения: 20.02.2023)
4. Bashaar M., Thawani V., Hassali M.A., Saleem F. Disposal practices of unused and expired pharmaceuticals among general public in Kabul // BMC Public Health. 2017. V. 17 (1). № 45. <https://doi.org/10.1186/s12889-016-3975-z>
5. Bavumiragira J.P., Ge J., Yin H. Fate and transport of pharmaceuticals in water systems: A processes review // Total Environ. 2022. V. 823. 153635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153635>
6. Boreen A.L., Arnold W.A., McNeill K. Photodegradation of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review // Aquatic Sci. 2003. V. 65. P. 320–341.
7. Burrows H.D., Canle L.M., Santaballa J.A., Steenken S. Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides // J. Photochem. Photobiol. B: Biol. 2002. V. 67. P. 71–108.
8. Carvalho I.T., Santos L. Antibiotics in the aquatic environments: a review of the European scenario // Environ. Int. 2016. V. 94. P. 736–757.
9. Christensen E.R., Li A. Physical and Chemical Processes in the Aquatic Environment. Hoboken: Wiley & Sons, 2014. 448 p.
10. Dabić D., Hanževački M., Škorić I. et al. Photodegradation, toxicity and density functional theory study of pharmaceutical metoclopramide and its photoproducts // Total Environ. 2022. V. 807. 150694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150694>
11. Daughton C.G. Chemicals from Pharmaceuticals and Personal Care Products // Water: Science and Issues / Ed. E. Julius Dasch. New York: Macmillan Reference USA, 2003. V. 1. P. 158–164.
12. de Barros A.L.C., Schmidt F.F., de Aquino S.F. et al. Determination of nine pharmaceutical active compounds in surface waters from Paraopeba River Basin in Brazil by LTPE-HPLC-ESI-MS/MS // Environ. Sci. Pollution Res. 2018. V. 25. P. 19962–19974. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2123-y>
13. DRUGBANK ONLINE. [Электронный ресурс]. <https://go.drugbank.com/stats> (дата обращения: 20.02.2023)
14. Ebele A.J., Oluseyi T., Drage D.S. et al. Occurrence, seasonal variation and human exposure to pharmaceuticals and personal care products in surface water, groundwater and drinking water in Lagos State, Nigeria // Emerging Contaminants. 2020. V. 6. P. 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.02.004>
15. Evgenidou E.N., Konstantinou I.K., Lambropoulou D.A. Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: a review // Sci. Total Environ. 2015. V. 505. P. 905–926. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.021>
16. Ferreira da Silva B., Jelic A., López-Serna R. et al. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in surface water, suspended solids and sediments of the Ebro river basin, Spain // Chemosphere. 2011. V. 85. P. 1331–1339.
17. Fuziki M.E., Ribas L.S., Tusset A.M. et al. Pharmaceutical compounds photolysis: pH influence // HELIYON. 2023. E13678. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13678>

18. *Hong B., Yu S., Zhou M. et al.* Sedimentary spectrum and potential ecological risks of residual pharmaceuticals in relation to sediment-water partitioning and land uses in a watershed // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 817. 152979. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722000687>
19. *Je C.H., Hayes D.F., Kim K.S.* Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model // *Chemosphere.* 2007. V. 70. P. 187–195. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.033>
20. *Kavitha V.* Global prevalence and visible light mediated photodegradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs)-a review // *Results in Engineering.* 2022. V. 14. 100469. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100469>
21. *Khan A.H., Aziz H.A., Khan N.A. et al.* Effect of seasonal variation on the occurrences of high-risk pharmaceutical in drain-laden surface water: A risk analysis of Yamuna River // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 794. 148484 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148484>
22. *Klimaszyn P., Rzymiski P.* Water and Aquatic Fauna on Drugs: What are the Impacts of Pharmaceutical Pollution? // *Water Management and the Environment: Case Studies.* Texas: Springer, 2018. P. 255–278. https://doi.org/10.1007/978-3-319-79014-5_12
23. *Koba O., Grabicova K., Cervený D. et al.* Transport of pharmaceuticals and their metabolites between water and sediments as a further potential exposure for aquatic organisms // *J. Hazardous Materials.* 2018. V. 342. P. 401–407.
24. *Kümmerer K.* Pharmaceuticals in the environment – a brief summary // *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risk.* Berlin: Springer, 2008. P. 3–22.
25. *Li S., Huang Z., Wang Y. et al.* Migration of two antibiotics during resuspension under simulated wind-wave disturbances in a water-sediment system // *Chemosphere.* 2018. V. 192. P. 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.131>
26. *Liang X., Chen B., Nie X. et al.* The distribution and partitioning of common antibiotics in water and sediment of the Pearl River Estuary, South China // *Chemosphere.* 2013. V. 92. P. 1410–1416.
27. *Liao Q., Huang Z., Li S.* Effects of wind-wave disturbances on adsorption and desorption of tetracycline and sulfadiazine in water-sediment systems // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2018. V. 25. P. 22561–22570.
28. *Liu J., Dan X., Lu G. et al.* Investigation of pharmaceutically active compounds in an urban receiving water: Occurrence, fate and environmental risk assessment // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 2018. V. 154. P. 214–220.
29. *Meng Y., Liu W., Liu X. et al.* A review on analytical methods for pharmaceutical and personal care products and their transformation products // *J. Environ. Sci.* 2021. V. 101. P. 260–281.
30. *Nikolaou A., Meric S., Fatta D.* Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments // *Analytical and Bioanalytical Chem.* 2007. V. 387 (4). P. 1225–1234.
31. *Osorio V., Proia L., Ricart M. et al.* Hydrological variation modulates pharmaceutical levels and biofilm responses in a Mediterranean river // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 472. P. 1052–1061.
32. *Palma P., Fialho S., Lima A. et al.* Pharmaceuticals in a Mediterranean Basin: The influence of temporal and hydrological patterns in environmental risk assessment // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 709. 136205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136205>
33. *Parezanović G.Š., Lalic-Popovic M., Golocorbin-Kon S.* Environmental Transformation of Pharmaceutical Formulations: A Scientific Review // *Archives Environ. Contamination Toxicol.* 2019. V. 77. P. 155–161. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00630-z>
34. *Perez A.S.C., Challis J.K., Ji X.* Impacts of wastewater effluents and seasonal trends on levels of antipsychotic pharmaceuticals in water and sediments from two cold-region rivers // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 851. 158247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158247>
35. *Pharmaceuticals in Marine and Coastal Environments. Occurrence, Effects and Challenges in a Changing World / Eds. J.C. Durán-Álvarez, B. Jiménez-Cisneros.* Amsterdam: Elsevier, 2021. 702 p. <https://doi.org/10.1016/C2018-0-01459-0>
36. *Praveena S.M., Mohd Rashid M.Z., Mohd Nasir F.A. et al.* Occurrence, Human Health Risks, and Public Awareness Level of Pharmaceuticals in Tap Water from Putrajaya (Malaysia) // *Expo Health.* 2021. V. 13. P. 93–104. <https://doi.org/10.1007/s12403-020-00364-7>
37. *Quesada H.B., Baptista A.T.A., Cusioli L.F. et al.* Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative of removal by low-cost adsorbents: A review // *Chemosphere.* 2019. V. 222. P. 766–780. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.009>
38. *Santos L., Araujo A., Fachini A. et al.* Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment // *J. Hazardous Materials.* 2010. V. 175. P. 45–95.
39. *Shi H., Yang Y., Liu M. et al.* Occurrence and distribution of antibiotics in the surface sediments of the Yangtze Estuary and nearby coastal areas // *Mar. Pollution Bull.* 2014. V. 83. P. 317–323.
40. *Siedlewicz G., Białk-Bielińska A., Borecka M.* Presence, concentrations and risk assessment of selected antibiotic residues in sediments and near-bottom waters collected from the Polish coastal zone in the southern Baltic Sea – Summary of 3 years of studies // *Mar. Pollution Bull.* 2018. V. 129. P. 787–801.
41. *Subedi B., Balakrishna K., Joshua D.I., Kannan K.* Mass loading and removal of pharmaceuticals and personal care products including psychoactives, antihypertensives, and antibiotics in two sewage treatment plants in southern India // *Chemosphere.* 2017. V. 167. P. 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.026>
42. *Tong A.Y., Peake B.M., Braund R.* Disposal practices for unused medications around the world // *Environ. Int.* 2011. V. 37 (1). P. 292–298. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.002>
43. *Vaudreuil M.-A., Duy S.V., Munoz G., Sauvé S.* Pharmaceutical pollution of hospital effluents and municipal

- wastewaters of Eastern Canada // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 846. № 157353. 14 p.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157353>
44. *Vogler S., de Rooij R.* Medication wasted—contents and costs of medicines ending up in household garbage // *Res. Social Administrative Pharmacy.* 2018. V. 14 (12). P. 1140–1146.
<https://doi.org/10.1016/j.sapharm.2018.02.002>
45. *Wang Y., Liu Y., Lu S. et al.* Occurrence and ecological risk of pharmaceutical and personal care products in surface water of the Dongting Lake, China-during rain-storm period // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2019. V. 26. P. 28796–28807.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-06047-4>
46. *Wilkinson J., Hooda P.S., Barker J. et al.* Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: an overarching review of the field // *Environ. Pollution.* 2017. V. 231. Pt 1. P. 954–970.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.032>
47. *Wilkinson J.L., Hooda P.S., Swinden J. et al.* Spatial (bio)accumulation of pharmaceuticals, illicit drugs, plasticisers, perfluorinated compounds and metabolites in river sediment, aquatic plants and benthic organisms // *Environ. Pollution.* 2018. V. 234. P. 864–875.
48. *Zhou J., Broodbank N.* Sediment-water interactions of pharmaceutical residues in the river environment // *Water Res.* 2014. V. 48. P. 61–70.

ХАРАКТЕРИСТИКА НЕФТЕПРОДУКТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ оз. ПЯСИНО МЕТОДОМ ГХ/МС

© 2023 г. Е. С. Бродский^а, А. А. Шелепчиков^а,
А. Д. Кудрявцева^{а, *}, Е. Я. Мир-Кадырова^а

^аИнститут проблем экологии и эволюции РАН, Москва, 119071 Россия

*e-mail: a.kudryavtseva@sevin.ru

Поступила в редакцию 24.05.2022 г.

После доработки 09.12.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Обычно применяемые интегральные методы определения нефтепродуктов, такие как гравиметрический, ИК-фотометрический, флуоресцентный, не учитывают природу определяемых соединений и вклад биогенных углеводов, для суждения о которых необходим более детальный анализ, который можно осуществить методом ГХ/МС. Для нефтепродуктов в донных отложениях оз. Пясино характерно наличие *n*-алканов со значительным преобладанием *n*-алкана C₁₇ и небольшим преобладанием *n*-C₁₂, *n*-C₁₄, *n*-C₁₆ и *n*-C₁₈, свидетельствующими о вкладе микроорганизмов и водорослей, а также с преобладанием C₂₃, C₂₅, C₂₇, C₂₉, C₃₁, обусловленным вкладом наземных высших растений. На хроматограмме имеются два максимума неразделенных соединений в областях C₁₀–C₂₁ и C₂₂–C₃₃. Нефтепродукты в них представляют собой смесь алканов, циклоалканов с 1–4 кольцами в конденсированной системе и ароматических и нафтенно-ароматических углеводов с 1–3 бензольными и 1–2 насыщенными кольцами в конденсированной системе, с алкильными заместителями, содержащими 0–12 (преимущественно 2–8) атомов С.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, донные отложения, углеводородный состав, ГХ/МС, оз. Пясино.

DOI: 10.31857/S0321059623030069, **EDN:** CYJYHU

ВВЕДЕНИЕ

Содержание нефтепродуктов (НП) – один из основных показателей загрязнения окружающей среды. Многочисленные разливы нефти и НП при их добыче и транспортировке приводят к постоянному загрязнению почвы и донных отложений, а иногда к катастрофическим последствиям для окружающей среды. В 2020 г. в г. Норильске произошла утечка >21 тыс. т дизельного топлива, значительная часть которого попала в р. Далдыкан, правый приток р. Амбарной, впадающей в крупное оз. Пясино [1]. Согласно спутниковым данным, масштабного попадания загрязнения в оз. Пясино допущено не было [8]. Исследование донных отложений в районе разлива также показало, что заметного проникновения разлившихся НП в водную систему оз. Пясино не произошло [15, 24]. Однако поскольку НП в этой системе были обнаружены, желательным дополнением к сведениям об их содержании являются данные об их природе и составе.

Прежде всего следует отметить, что сам термин “нефтепродукты” по определению соответствует не собственно соединениям нефти (т. е.

нефтям или техническим продуктам переработки нефти), а совокупности соединений, экстрагируемых неполярным растворителем; так что, хотя многие углеводороды и другие экстрагируемые соединения могут происходить из нефтяных источников, все экстрагируемые материалы считаются нефтяными загрязнителями [25]. Иногда для них используется термин “углеводородный индекс”.

Аналитические методы, обычно применяемые для определения НП, – в основном ИК-фотометрия, флуоресценция, гравиметрия. Это интегральные методы, дающие определенный сигнал, который на основе калибровки связывается с содержанием НП. Такой подход может давать большие расхождения в случае выбора неправильного калибровочного стандарта (расхождение в величинах калибровочного коэффициента может достигать порядка); тем более эти методы не могут оценить вклад биогенных соединений, который иногда может быть довольно большим [7]. Детальную информацию о составе экстрагируемых соединений, включающую распределение углеводов по группам (алканы, циклоалканы, ароматические соединения) и распределение групп

Таблица 1. Характеристика образцов донных отложений

№	Характеристика
1	р. Пясино (исток), 70°4'4.80" с.ш.; 88°4'6.92" в.д.
2	оз. Пясино, мыс Голый (гл. 1.4 м), 69°58'7.28" с.ш.; 87°31'15.75" в.д.
3	оз. Пясино, мыс Голый (гл. 6.7 м), 69°58'31.88" с.ш.; 87°30'3.72" в.д.
4	оз. Пясино, мыс Тонкий – центр, 69°42'55.86" с.ш.; 87°50'31.98" в.д.

соединений по молекулярным массам, можно получить с помощью сочетания газовой хроматографии (ГХ) и масс-спектрометрии (ГХ/МС) [2–4, 6].

Идентификация в ГХ/МС осуществляется обычно на основе определяемых характерных компонентов НП. В частности, признаком НП считается обнаружение стеранов, тритерпанов, изопренанов – пристана и фитана в определенном соотношении друг с другом и с соседними n-алканами [18]; а наличие жирных кислот, спиртов, стероидов – признаком вклада биогенных соединений [25]. Для характеристики НП чаще всего используются n-алканы. Для оценки соотношения природных и нефтяных n-алканов используются различные индексы, основанные на соотношении четных и нечетных n-алканов, например индексы NAR (natural n-alkanes ratio) [18] или CPI (Carbon preference index) [23] и др.

Однако оценку вклада всех природных и нефтяных соединений в углеводородный индекс – сумму экстрагируемых неполярных соединений – осуществить не удастся. Выходом из положения может быть анализ “тела” нефти – соединений, заключенных в неразделенном “горбе”, а при невозможности разделить эти соединения на индивидуальные – определение группового состава углеводородов и гетероатомных соединений, т. е. не только отдельных соединений, которые характерны для нефти, но и групп соединений сходного строения, составляющих основную массу соединений нефти.

Масс-спектрометрическое определение группового состава НП при положительной ионизации электронами основано, во-первых, на характерных особенностях ионизации и распада молекул соединений нефти под действием электронного удара, при котором образуются молекулярные ионы, а при расщеплении их по связям C–H и C–C – осколочные [9]. Эти ионы служат аналитическими характеристиками для определения группового состава и молекулярно-массового распределения соединений в этих группах [2, 6].

Другое основание масс-спектрометрического анализа нефти – закономерный характер строения этих соединений. Нефть – очень сложная смесь множества различных соединений, но их распределение подчиняется определенным правилам [12]:

гомологичность строения с плавным распределением содержания гомологов (в основном, мономодальная кривая);

наличие на хроматограммах пиков n-алканов с плавным распределением интенсивностей;

соотношение n-алканов с четным и нечетным числом атомов C близко к 1;

преобладание метил- и алкилзамещенных моноциклических, бициклических ароматических углеводородов и полиароматических углеводородов (ПАУ) по сравнению с незамещенными;

непрерывность распределения по степени водородной ненасыщенности;

наличие характерных соединений в определенных соотношениях (изопренаны, стераны, тритерпаны и др.).

Перечисленные признаки могут быть использованы для идентификации НП в анализируемых объектах окружающей среды, так как биогенные углеводороды не подчиняются этим правилам (в частности плавное распределение n-алканов). Таким образом, хотя нет отдельных компонентов или признаков, которые однозначно характеризовали бы анализируемый объект как НП, определенный набор и соотношения этих компонентов характерны для нефти как системы [3].

Задача данной работы – детальная характеристика состава НП в донных отложениях оз. Пясино, в районе, рассматриваемом как возможный путь продвижения НП в результате разлива дизельного топлива в г. Норильске.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Образцы донных отложений (дата отбора 11.08.2020) любезно предоставлены О.П. Таран (Институт химии и химической технологии СО РАН, ФИЦ “КНЦ СО РАН”) (табл. 1). Для сравнения анализировали также образец дизельного топлива из разлива в Норильске.

Образец (0.5–1.0 г) помещали в пипетку Пастера, добавляли 2 мкг внутреннего стандарта фенилдекана в растворе метаноле и элюировали 3 мл ДХМ. Элюат упаривали в токе воздуха при комнатной температуре до 100 мкл и анализировали на газовом хроматографе (“Finnigan Trace GC Ultra”) с масс-спектрометрическим детектором (“Finnigan PolarisQ”) в режиме без деления

Таблица 2. Групповой состав НП в дизельном топливе (ДТ) и в экстрактах донных отложений, % мас. отн.

Эмпирическая формула	Группа соединений	ДТ	1	2	3	4
C_nH_{2n+2}	Алканы	14.2	22.9	24.6	19.7	19.7
C_nH_{2n}	Моноциклоалканы	25.4	26.9	28.1	26.1	34.3
C_nH_{2n-2}	Бициклоалканы	12.9	19.2	21.5	14.8	18.7
C_nH_{2n-4}	Трициклоалканы	6.3	14.7	7.5	8.5	9.6
C_nH_{2n-6}	Тетрациклоалканы	–	1.9	0.68	3.2	1.1
C_nH_{2n-6}	Алкилбензолы	18.5	8.0	7.6	10.5	7.2
C_nH_{2n-8}	Нафтенбензолы	9.8	2.8	4.0	5.7	4.1
C_nH_{2n-10}	Динафтенбензолы	6.3	0.63	2.9	4.0	2.8
C_nH_{2n-12}	Нафталины	4.9	1.0	0.9	2.1	1.1
C_nH_{2n-14}	Аценафтенy/бифенилы	0.58	0.8	0.5	1.7	0.6
C_nH_{2n-16}	Флуорены	0.31	0.72	0.3	1.5	0.4
C_nH_{2n-18}	Фенантрены	0.19	0.24	0.5	1.0	0.4
C_nH_{2n-20}	Нафтенфенантрены	–	–	0.1	0.3	–
C_nH_{2n-22}	Флуорантены/пирены	–	–	0.04	0.3	–
$C_nH_{2n-10}S$	Бензотиофены	0.45	–	0.6	0.6	–
$C_nH_{2n-16}S$	Дибензотиофены	0.08	0.13	0.2	0.2	–
Сумма, мкг/г			33.9	169.5	68.3	77.5
C_{10} – C_{22} , мкг/г			18.8	118.9	33.0	26.2
C_{23} – C_{32} , мкг/г			15.1	54.5	34.5	51.3
n-алканы, мкг/г		8.1	5.2	8.2	3.8	4.3

потока с началом продувки инжектора 0.1 мин; температура инжектора 260°C; расход газа-носителя гелия 1 мл/мин. Колонка DB-5MS длиной 25 м, внутренним диаметром 0.25 мм и толщиной пленки неподвижной фазы 0.25 мкм. Начальная температура термостата хроматографа 60°C (2 мин). Далее – нагрев до 310°C со скоростью 10°C/мин и выдержка при этой температуре 10 мин. Температура интерфейса 230°C, температура источника ионов масс-спектрометра 220°C, диапазон масс 40–500 а.е.м., количественная оценка проводилась по методу внутреннего стандарта.

Распределение n-алканов по числу атомов C рассчитывали по площади соответствующих хроматографических пиков на хроматограмме по набору ионов, характерных для алканов [2] (m/z 43, 57, 71, 85, 99, 113), эта сумма сравнительно мало меняется в зависимости от молекулярной массы, ее величина составляет 0.45–0.55 полного ионного тока. Расчет группового состава проводили, используя величины суммарных площадей пиков характеристических ионов, интегрированных по всей хроматограмме, рассчитанные вклады каждой группы в полный ионный ток (ПИТ) нормировали к величине ПИТ [2]. Молекулярно-массовое распределение рассчитывали по характерным

группам пиков молекулярных ионов (M), ионов (M-1) и (M-15) [4].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Суммарное содержание углеводородов в донных отложениях составило от 34 до 170 мкг/г (табл. 2), что в целом согласуется с результатами, полученными в [24].

Вид хроматограммы дизельного топлива показан на рис. 1. Это характерная хроматограмма НП: на ней виден “горб” неразделенных пиков и линейка пиков n-алканов, в промежутках между которыми видны пики некоторых изоалканов и циклоалканов. Распределение n-алканов (рис. 2а) имеет характерный плавный вид от C_{10} до C_{25} , индекс $CP1 = 0.94$.

На рис. 3 показана хроматограмма по ПИТ образца 1, типичная для изученных донных отложений. Хроматограмма имеет два явно выраженных “горба” неразделенных пиков в областях C_{10} – C_{21} и C_{22} – C_{33} , еще один более слабый “горб” проявляется в области C_{18} – C_{22} . Наличие таких “горбов” может быть признаком загрязнения по НП. Распределение n-алканов (рис. 2б) также характери-

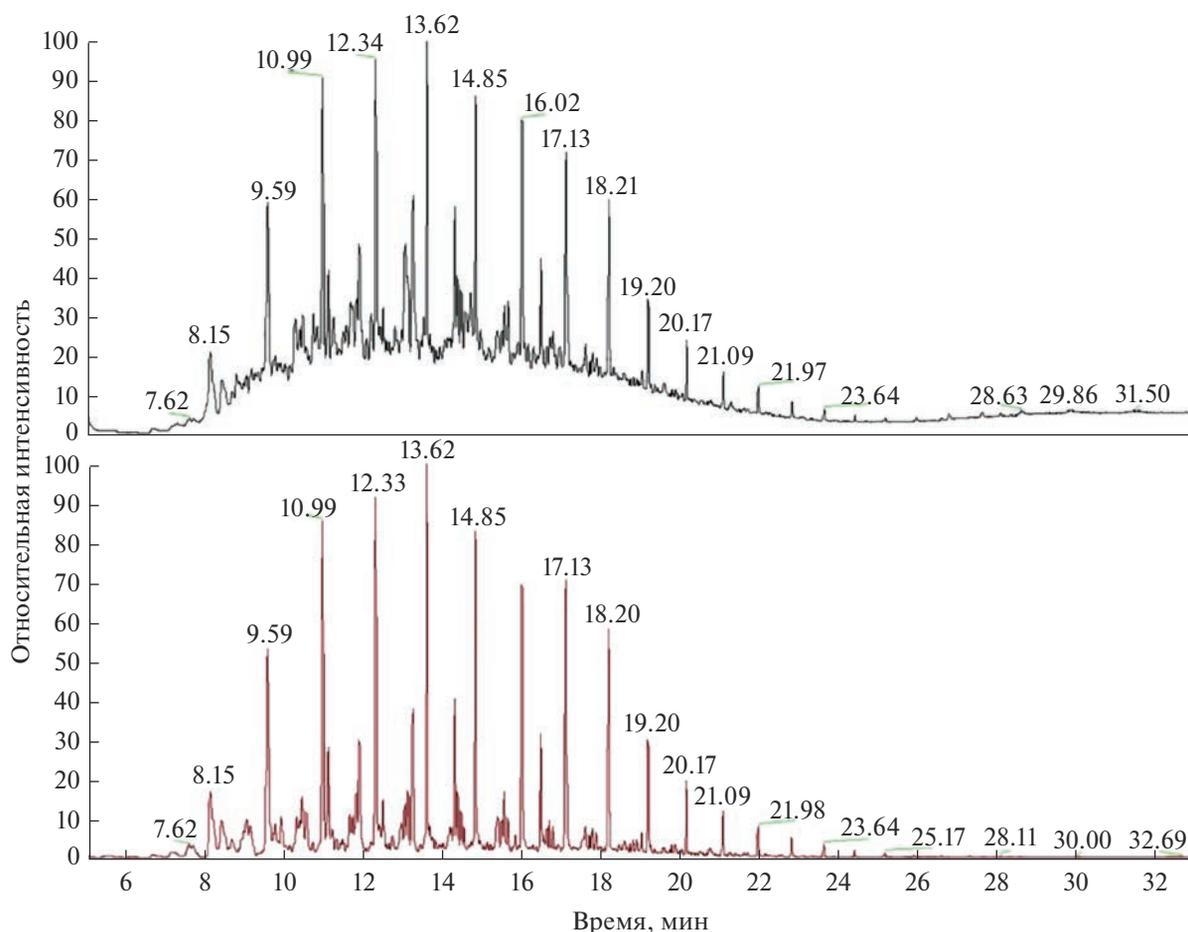


Рис. 1. Масс-хроматограммы образца дизельного топлива по ПИТ и характерным ионам алканов.

зуется двумя “горбами”: C_{10} – C_{21} и C_{22} – C_{33} . Однако в обеих областях отсутствует характерное для НП плавное распределение: в интервале C_{10} – C_{21} преобладают n - C_{17} и n - C_{13} , а также выделяются четные n - C_{12} , n - C_{14} , n - C_{16} и n - C_{18} . В области C_{22} – C_{33} наблюдается преобладание n -алканов с нечетным числом атомов C . Индекс $СРІ$ принимал значения от 3 до 5.5.

Отклонение от равномерного распределения n -алканов, характерного для нефти, обычно объясняется их биогенным происхождением [5, 19]. Так, n -алкан с 17 углеродными атомами в большом количестве содержится в морском фитопланктоне [17, 20], а преобладание n - C_{27} , n - C_{29} и n - C_{31} характерно для высших растений [20]. В качестве признака вклада наземных растений также может приниматься преобладание нечетных n -алканов над четными в области $>C_{23}H_{48}$ [14]. Что касается четных n -алканов от C_{12} до C_{22} , показано, что подобное распределение встречается в морских донных отложениях и связано с прямым поступлением из микроорганизмов [21]. В частности, сообщалось о преобладании четных n -ал-

канов в диапазоне C_{12} – C_{22} с максимумом при C_{16} в прибрежных отложениях Макассарского пролива [22], с максимумами при C_{18} , C_{20} и C_{22} – в прибрежных отложениях зал. Габес [10], в Мексиканском заливе, проливах Смита и Девисовом [21]. Следует отметить, что такое распределение наблюдалось также в речных и озерных экосистемах, включая объекты с нефтяным загрязнением, при этом различные комбинации микроорганизмов могут объяснить некоторые вариации распределения четных n -алканов [13, 16].

Для остальных проанализированных образцов донных отложений характерно аналогичное распределение с вариациями вклада тех или иных групп n -алканов (рис. 2). Только в образце 2 распределение n -алканов, в отличие от других образцов, показывает существенное загрязнение по НП в области элюирования дизельного топлива, тем не менее оно не соответствует картине свежего загрязнения разлившимся дизельным топливом. Данный образец характеризуется также наибольшим абсолютным содержанием определяемых углеводородов, при этом 70% приходится на

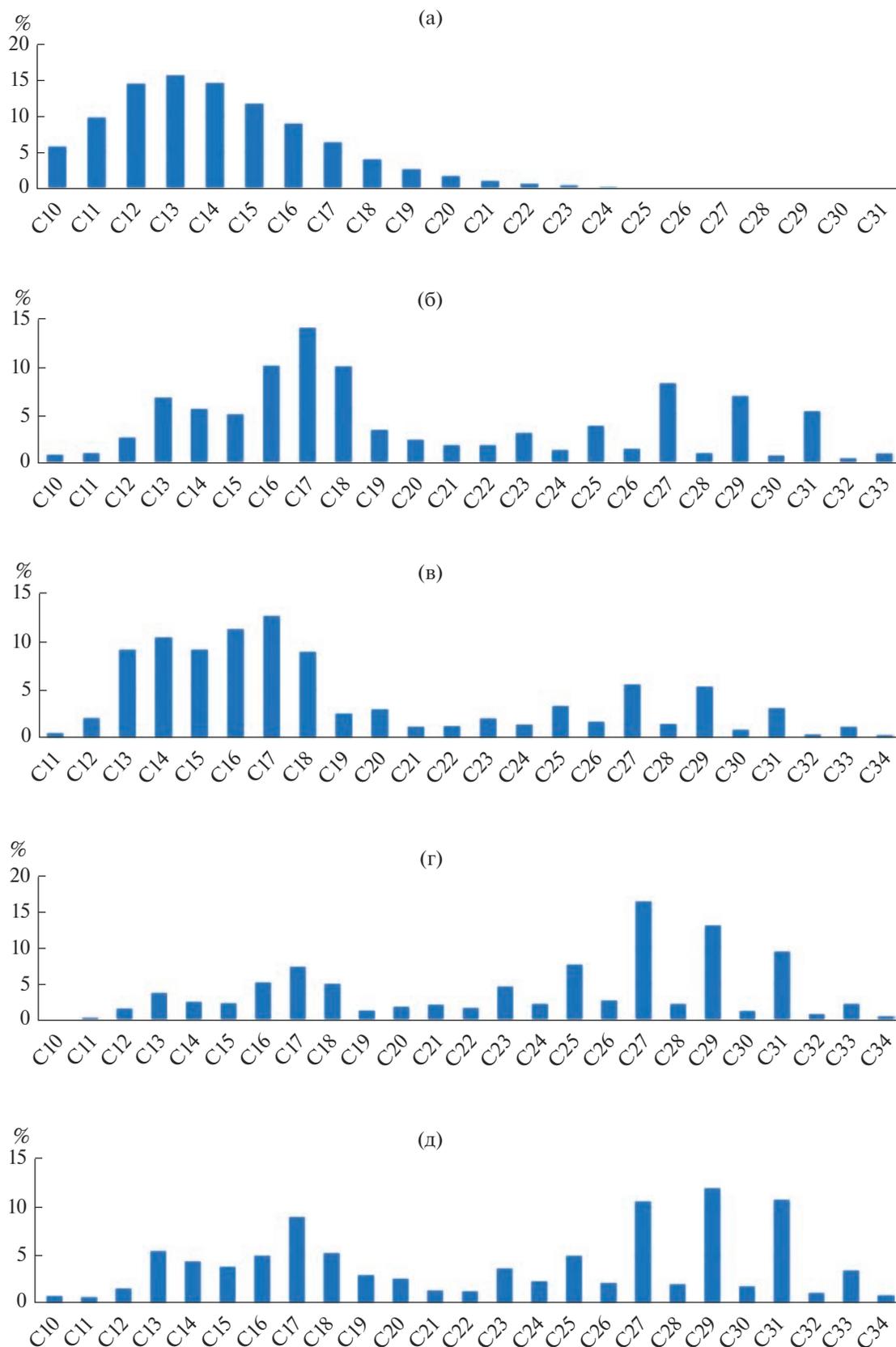


Рис. 2. Распределение n-алканов в образце дизельного топлива (разлив в Норильске) (а) и донных отложений № 1 (б), № 2 (в), № 3 (г), № 4 (д) (нормировка к сумме).

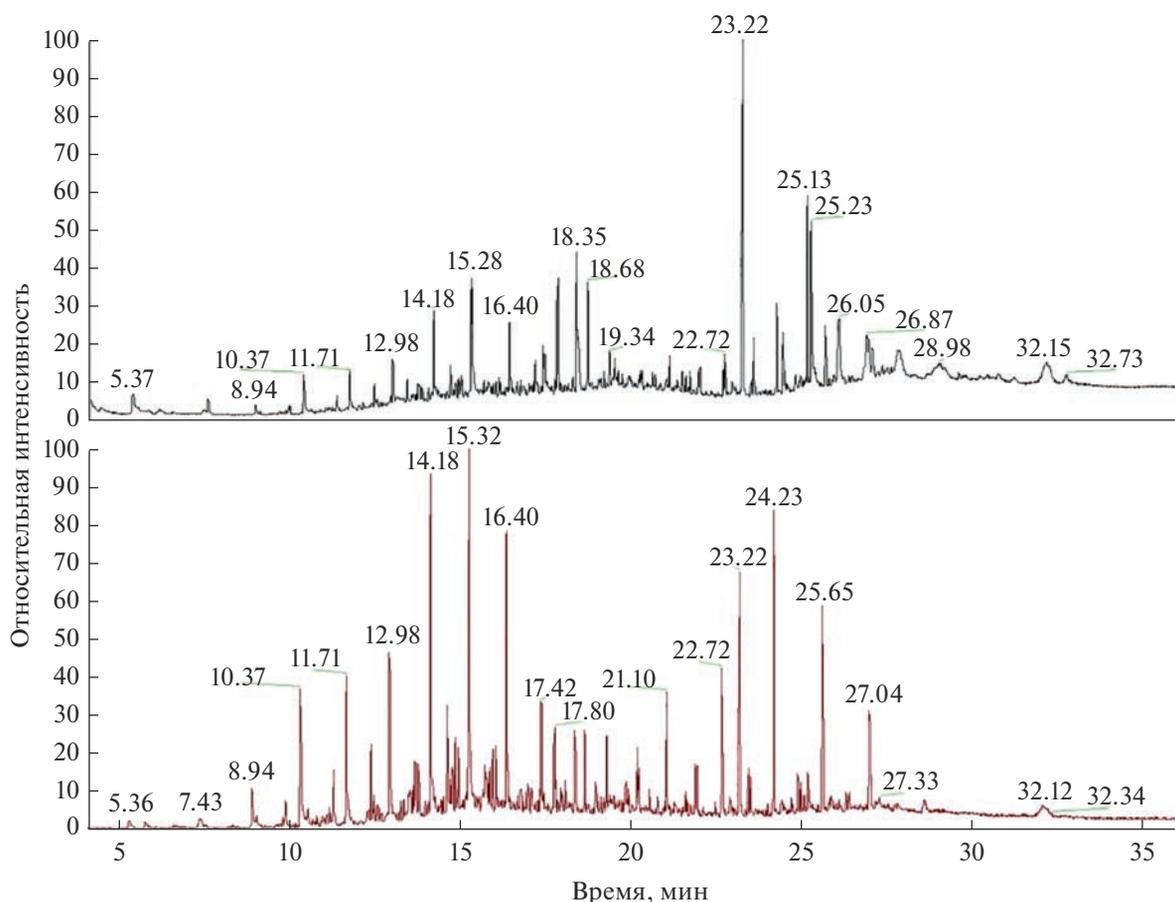


Рис. 3. Масс-хроматограммы образца донных отложений № 1 по ПИТ (сверху) и характеристическим ионам алканов (снизу).

диапазон C_{12} – C_{22} (табл. 2). В [15] также показан вклад автохтонных и аллохтонных биогенных алканов в оз. Пясино, а о нефтяной природе загрязнения, предположительно, из других источников – таких как бочки горюче-смазочных материалов и водный транспорт – свидетельствовал состав полиароматических углеводородов (ПАУ). При этом отмечено, что состав алифатических углеводородов не соответствовал аналогичному в дизельном топливе даже в донных отложениях наиболее загрязненных разливом территорий Норило-Пясинской водной системы, предположительно за счет их быстрой трансформации [15]. В [24] отмечено преобладание n - C_{22} – C_{34} в донных отложениях оз. Пясино. Однако в одном образце в легкой части был обнаружен максимум на n - C_{15} и в двух – на n - C_{13} [24]. Следует отметить, что преобладание n - C_{15} характерно для некоторых видов водорослей [11].

Таким образом, отличное от равномерного распределение n -алканов указывает на вклад различных биогенных источников, а о возможном загрязнении антропогенными НП свидетельству-

ет только наличие на хроматограммах характерных “горбов” неразделенных соединений. При этом наличие нескольких таких “горбов” может быть обусловлено либо загрязнением несколькими видами НП, либо постепенным видоизменением и фракционированием первоначальных продуктов. Для проверки “горбов” на соответствие нефтяным углеводородам необходимо провести анализ хроматограмм по характерным ионам гомологов и групп соединений и определение группового состава НП [2, 4].

Хроматограммы по наборам характерных ионов групп углеводородов – алканов, моноцикло-, бицикло-, трицикло- и тетрациклоалканов, алкилбензолов, нафтенбензолов, динафтенбензолов, алкилнафталинов, алкилфенантронов и т. д. – как и хроматограммы по ПИТ, имеют плавные “горбы” в соответствующих областях элюирования. Молекулярно-массовые распределения ароматических углеводородов, которые можно определить благодаря относительно большой интенсивности пиков их молекулярных ионов, показывают наличие гомологических рядов с плавным распределением. На рис. 4 представлены

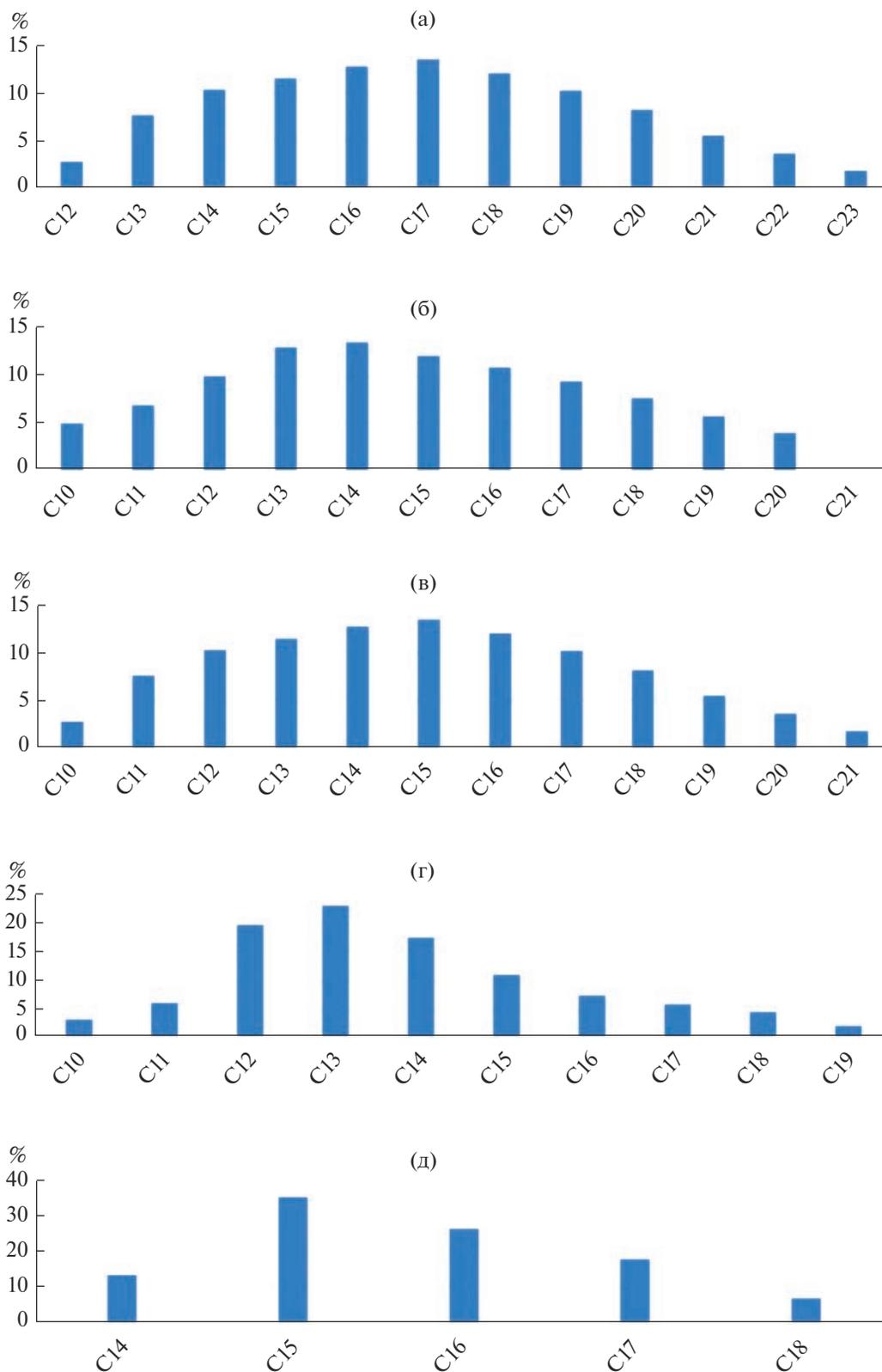


Рис. 4. Распределение групп соединений по числу атомов С в молекуле в образце 1 донных отложений (нормировка к сумме): алкилбензолы (а), нафтенбензолы (б), динафтенбензолы (в), нафталины (г), фенантрены (д).

молекулярно-массовые распределения ароматических углеводородов в образце 1 донных отложений. Они содержат 0–12 атомов С в алкильных заместителях и отличаются относительно малым содержанием первых членов гомологических рядов, максимум числа атомов С в алкильных заместителях приходится на 2–8. Все эти признаки соответствуют “нефтяной” природе соединений в неразделенных “горбах”.

Результаты определения группового состава представлены в табл. 2. Компоненты нефтяного загрязнения донных отложений в районе оз. Пясино представляют собой смесь алканов, циклоалканов с 1–4 кольцами в конденсированной системе и ароматических углеводородов с 1–3 бензольными и 1–2 насыщенными кольцами в конденсированной системе.

ВЫВОДЫ

Углеводороды в донных отложениях оз. Пясино характеризуются наличием на хроматограммах двух максимумов неразделенных соединений в областях C_{10} – C_{21} и C_{22} – C_{33} . Отклонение распределения n-алканов от равномерного, характерного для НП, со значительным преобладанием в первой области n-алкана C_{17} и небольшим n- C_{12} , n- C_{14} , n- C_{16} и n- C_{18} , а во второй области – C_{23} , C_{25} , C_{27} , C_{29} , C_{31} , обусловленным их биогенным происхождением, свидетельствует о вкладе микроорганизмов, водорослей и наземных высших растений.

НП в “горбе” неразделенных соединений представляют собой смесь алканов, циклоалканов с 1–4 кольцами в конденсированной системе и ароматических углеводородов с 1–3 бензольными и 1–2 насыщенными кольцами в конденсированной системе и, по-видимому, отражают загрязнение несколькими видами НП. Алкильные заместители ароматических углеводородов содержат до 12 (преимущественно 2–8) атомов С.

Авторы выражают благодарность О.П. Таран (ФИЦ КНЦ СО РАН, ИХХТ СО РАН – обособленное подразделение ФИЦ КНЦ СО РАН) за предоставление образцов донных отложений; АО “Норильско-Таймырская энергетическая компания” – за предоставление образца разлившегося дизельного топлива.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Борсук О.И. Экологическая катастрофа в Норильске // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Брянск, 2021. С. 142–146.
2. Бродский Е.С. Масс-спектрометрический анализ углеводородов и гетероатомных соединений нефти // Методы исследования состава органических со-

единений нефти и битумов. М.: Наука, 1985. С. 57–118.

3. Бродский Е.С. Системный подход к идентификации органических соединений в сложных смесях загрязнителей окружающей среды // Журн. аналит. химии. 2002. Т. 57. № 6. С. 585–591.
4. Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Калинин Г.А., Мир Кадырова Е.Я., Жильников В.Г. Определение состава тяжелых и остаточных нефтепродуктов с помощью газовой хроматографии/масс-спектрометрии // Нефтехимия. 2014. Т. 54. № 1. С. 29–37.
5. Немировская И.А., Онегина В.Д., Коновалов Б.В. Углеводороды во взвеси и осадках различных районов российского сектора Черного моря // Морской гидрофиз. журн. 2017. № 4. С. 48–60. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2017-4-48-60>
6. Полякова А.А. Молекулярный масс-спектральный анализ нефтей. М.: Недра, 1973. 184 с.
7. Практическое руководство по химическому анализу элементов водных экосистем. Приоритетные токсиканты в воде, донных отложениях, гидробионтах / Под ред. Т.О. Барабашина. Ростов-на-Дону: Мини Тайп, 2018, 436 с.
8. Трошко К.А., Денисов П.В., Лаврова О.Ю., Лупян Е.А., Медведев А.А. Наблюдение загрязнений реки Амбарной, возникших в результате аварии на ТЭЦ-3 города Норильска 29 Мая 2020 г. // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2020. Т. 17. № 3. С. 267–274. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2020-17-3-267-274>
9. Худ А., О’Нил М. Применение масс-спектрометрии для анализа тяжелых нефтяных масел // Успехи масс-спектрометрии / Под ред. М. О’Нила. М.: ИЛ, 1963. С. 175–213.
10. Aloulou F., Kallel M., Dammak M., Elleuch B., Saliot A. Even-numbered n-alkanes/n-alkenes predominance in surface sediments of Gabes Gulf in Tunisia // Environ. Earth Sci. 2010. V. 61. P. 837–843. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0315-y>
11. Blumer M., Guillard R.R.L., Chase T. Hydrocarbons of marine phytoplankton // Mar. Biol. 1971. V. 8. P. 183–189.
12. Boduszynski M.M. Composition of heavy petroleum. 1. Molecular weight, hydrogen deficiency, and heteroatom concentration as a function of atmospheric equivalent boiling point up to 1400 F (760 C) // Energy & Fuels. 1987. V. 1. P. 2–11.
13. Ekpo B., Oyo-ita O., Wehner H. Even-n-alkane/alkene predominances in surface sediments from the Calabar River, SE Niger Delta, Nigeria // Naturwissenschaften. 2005. V. 92. P. 341–346. <https://doi.org/10.1007/s00114-005-0639-8>
14. Elias V.O., Simoneit B.R.T., Cardoso J.N. Even n-alkane predominances on the Amazon Shelf and a Northeast Pacific hydrothermal system // Naturwissenschaften. 1997. V.84. P. 415–420.
15. Glyaznetsova Y.S., Nemirovskaya I.A., Flint M.V. Study of the effects of an accidental diesel fuel spill in Norilsk // Doklady Earth Sci. 2021. V. 501. P. 994–999. <https://doi.org/10.1134/S1028334X21110052>
16. Grimalt J., Albaiges J. Sources and Occurrence of C_{12} – C_{22} n-alkane distributions with even carbon-number

- preference in sedimentary environments // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 1987. V. 51. № 6. P. 1379–1384. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(87\)90322-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(87)90322-X)
17. *Han J., Calvin M.* Hydrocarbon distribution of algae and bacteria, and microbiological activity in sediments // *Proc. National Acad. Sci.* 1969. V. 64. № 2. P. 436–443. <https://doi.org/10.1073/pnas.64.2.436>
 18. *Mille G., Asia L., Guiliano M., Malleret L., Doumenq P.* Hydrocarbons in coastal sediments from the Mediterranean sea (Gulf of Fos area, France) // *Mar. Pollution Bull.* 2007. V. 54. P. 566–575. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.009>
 19. *Nemirovskaya I.A.* Concentration and composition of hydrocarbons in bottom sediments from the Sakhalin shelf // *Geochem. Int.* 2008 V. 46. № 4. P. 414–421. <https://doi.org/10.1134/S001670290804006X>
 20. *Nemirovskaya I.A.* Hydrocarbons in the water and bottom sediments of the Barents sea during ice cover variability // *Geochem. Int.* 2020. V. 58. P. 822–834. <https://doi.org/10.1134/S0016702920070071>
 21. *Nishimura M., Baker E.W.* Possible origin of n-alkanes with a remarkable even-to-odd predominance in recent marine sediments // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 1986. V. 50. P. 299–305.
 22. *Noor A., Mille G., Liong S., Jawahir B.* N-alkane distribution in coastal surficial sediments from Ujungpandang, Indonesia // *Mar. Pollution Bull.* 1987. V. 18. № 9. P. 505–507.
 23. *Sakari M., Ting L.S., Houng L.Y., Lim S.K., Tahir R., Fazliatul Adnan F.A., Yi J.L.A., Soon Z.Y., Hsia B.S., Dawood Shah M.* Urban effluent discharge into rivers; A forensic chemistry approach to evaluate the environmental deterioration // *World Applied Sci. J.* 2012. V. 20. № 9. P. 1227–1235.
 24. *Taran O.P., Skripnikov A.M., Ionin V.A., Kaigorodov K.L., Krivonogov S.K., Dobretsov N.N., Dobretsov V.N., Lazareva E.V., Kruk N.N.* Composition and concentration of hydrocarbons of bottom sediments in the CHPP-3 diesel-fuel spill zone at AO NTEC (Norilsk, Arctic Siberia) // *Contemporary Problems Ecol.* 2021. V. 14 № 4. P. 335–355. <https://doi.org/10.1134/S1995425521040089>
 25. *Wang Z., Yang C., Kelly-Hooper F., Hollebone B.P., Peng X., Brown C.E., Landriault M., Sun J., Yang Z.* Forensic differentiation of biogenic organic compounds from petroleum hydrocarbons in biogenic and petrogenic compounds cross-contaminated soils and sediments // *J. Chromatogr. A.* 2009. V. 1216. № 7. P. 1174–1191. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.12.036>

РАСЧЕТ ИНДЕКСА КАЧЕСТВА ВОДЫ И ЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ОЗЕРА СЕВАН¹

© 2023 г. Г. Г. Бабаян^{a, *}, А. А. Жукова^{b, **}, Ю. К. Верес^{b, ***}

^aЦентр эколого-ноосферных исследований НАН РА, Ереван, 0025 Армения

^bУНЦ “Нарочанская биологическая станция им. Г.Г. Винберга”

Белорусского государственного университета, Минск, 220030 Беларусь

*e-mail: gayane.babayan@cens.am

**e-mail: hannahukava@gmail.com

***e-mail: veres.julia.naroch@gmail.com

Поступила в редакцию 03.06.2022 г.

После доработки 10.12.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Приведен пример выбора и реализации метода оценки качества воды для крупного высокогорного озера с многолетним нестабильным уровневый режимом и переменной морфометрией (искусственное понижение уровня на 19 м и последующий подъем на 4 м и более). Выбор методологии для оценки качества воды такого водоема требует нестандартных решений. Для этого использована современная модификация метода экспертной панели Дельфи. Метод обеспечивает количественную оценку качества воды по отношению к исходному/желательному состоянию, к которому стремятся менеджеры для достижения и поддержания качества воды. Индекс качества воды оз. Севан SWQI основан на семи приоритетных показателях с учетом веса каждого из них. Многолетняя динамика индекса подтвердила управленческое воздействие повышения уровня озера на качество воды: “плохое” качество воды (минимальное значение SWQI = 20) классифицировано в годы наименьшего (1976–1990 гг.), а “хорошее” (максимальное значение SWQI = 69) – наибольшего (2016–2020 гг.) уровня (коэффициент корреляции – 0.82). Среди преимуществ использованной модели SWQI можно отметить относительно небольшую зависимость индекса от наличия базы данных и возможность по результатам оценки сбалансировать экологические и социально-экономические интересы. Общий подход к модели SWQI может быть использован для оценки качества воды подобных озер по всему миру.

Ключевые слова: озеро, количественная оценка качества воды, агрегированный индекс, метод Дельфи.

DOI: 10.31857/S0321059623030045, EDN: CXMAMQ

ВВЕДЕНИЕ

Выбор методологии для оценки качества воды требует индивидуального подхода к каждому водному объекту. Особенно это актуально для оз. Севан в виду как климатических, морфологических, геологических и гидрологических его особенностей, так и многолетнего нестабильного уровневый режима и переменной морфометрии. Севан – самый большой пресный водоем Кавказа, один из крупнейших высокогорных водоемов мира. В современной истории озера можно выделить три периода – допусковой, период пониженного уровня и современный; в результате использования воды в народном хозяйстве (1930–1980 гг.) уро-

вень снизился на 19 м, а за счет регулирования стока с р. Раздан и переброски рек Арпа и Воротан (1980–2021 гг.) – повысился на 4 м из запланированных ≥ 6 м (до 1900.5 над у. м.) [3, 11]. Искусственное понижение уровня сопровождалось интенсивным эвтрофированием озерной экосистемы. Поэтому решение о повышении уровня озера рассматривалось в первую очередь как радикальная мера для замедления этого процесса [9].

Начиная с 2021 г. в республике действуют региональные (экологические) нормы обеспечения качества воды оз. Севан для пяти классов качества, соответствующим разным целям водопользования [10]. Служба государственного мониторинга в результате использования этих норм классифицировала качество воды озера как плохое 5-го класса по показателям: химическое потребление кислорода, ионы аммония, нитриты,

¹ Работа выполнена при поддержке Научного комитета РА и Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований в рамках совместных исследовательских проектов BRFFR 2H006 и SC 21 соответственно.

нитраты, фосфор, бор, марганец (2020 г.) [11]. Несмотря на важность внедрения региональных норм, с результатами оценки качества воды по ряду причин трудно согласиться. Во-первых, общий класс качества воды оценивался по наихудшему показателю, т. е. только один неудовлетворительный результат может изменить качество воды озера в худшую сторону [10]. Во-вторых, определение экологического состояния озера проводилось только по физико-химическим показателям, а гидроморфологические и биологические показатели не учитывались [34]. В-третьих, не дифференцированы нормы для Малого Севана и Большого Севана, которые в настоящее время еще в большей степени, чем в допусковой период, различаются по уровню загрязнения и площадям затопления [7].

Вода оз. Севан классифицируется как вода плохого качества на фоне активных управленческих решений – подъема уровня воды и сокращения нагрузок на озеро со стороны водосборного бассейна. Использование единичных концентраций показателей не позволяет однозначно оценить суммарное загрязнение водного объекта и отнести водный объект к той или иной категории. Для этого во всем мире используется индекс качества воды WQI – один из наиболее важных и ценных инструментов для агрегации показателей качества в единое число [23, 32]. Индексы – это научно-обоснованные коммуникационные модели, способные преобразовывать данные с несколькими переменными с получением одной безразмерной величины. Этот инструмент может быть использован менеджерами по водным ресурсам для обоснования своих решений или проверки эффективности их реализации [19, 33]. В современной литературе много обзорных работ, которые описывают преимуществами и недостатки различных моделей индекса качества воды [12, 14, 20, 29]. Среди них – российский SCWPI [9], индексы национального фонда санитарии NSF-WQI [15], орегонский OECD [17], канадский CCME [16], индекс трофического уровня TLI [27] и др. Различные модели индексов нашли широкое применение в мире, например для озер Европейских [24], Ротоити и Роторуа [21], Дунтин [18], Илонг [35], Ченнаи [31] и др.

Потребности управления водными ресурсами динамичны и постоянно обновляются; соответственно, модель индекса должна постоянно совершенствоваться [19]. Это относится и к оз. Севан, при разработке индекса качества воды которого необходимо дополнительно учитывать: 1) влияние многолетнего управленческого изменения уровня воды и морфометрии на качество воды озера в прошлом, настоящем и будущем; 2) отсутствие непрерывных исторических данных наблюдений. Выбор, описание и использование наиболее приемлемой модели SWQI для оценки и

поддержания качества воды оз. Севан в пределах, соответствующих удовлетворению потребностей пользователей ресурсов, – основная цель настоящего исследования.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Краткая характеристика объекта исследования

Экологическая система оз. Севан – объект данного исследования. Севан расположен в северо-восточной части Армении на высоте ~1900 м над уровнем моря (н.у.м). Озеро состоит из двух морфометрически разных частей – глубоководного Малого Севана и более мелководного Большого Севана. В озеро попадают поверхностные воды 28 рек. Почти все притоки поступают в Большой Севан, тогда как регулируемый сток из озера осуществляется через р. Раздан из Малого Севана [7]. Население территории бассейна озера составляет 240 тыс. человек; здесь расположены 5 городов и 87 сел [11]. Искусственные (антропогенные) колебания уровня воды в 1930–1980-х гг. обусловлены использованием 44%, или 26 млрд м³, запасов воды оз. Севан в народном хозяйстве. В 1933 г. уровень воды озера находился на отметке 1916.20 м н.у.м., в 2002 г. – понизился до минимальных 1896.32 м н.у.м., а в 2020 г. – за счет регулирования стока р. Раздан и переброски в озеро рек Арпа и Воротан – повысился до 1900.53 м н.у.м [11]. В настоящее время подъем уровня до 6 м и далее продолжается [3].

Водозабор непосредственно из оз. Севан осуществляется для орошения и энергетики. Для питьевого водоснабжения городов и сел бассейна вода озера не используется. В бассейне нет крупных и средних действующих промышленных предприятий [2, 6]. Загрязнение озера в настоящее время обусловлено: коммунально-бытовыми сточными водами; обратными водами орошения; стоком с животноводческих ферм, пастбищ, пахотных земель, рыбных хозяйств; интенсивной переработкой берегов в результате активизации разрушительных береговых процессов; недостаточной расчисткой затопленных территорий; рекреационными нагрузками в летний период; повышением температуры в связи с изменением климата [7]. Севан – одно из хорошо изученных озер. Установлено, что причина антропогенного эвтрофирования – совместное действие двух ведущих факторов – перестройки внутриводоемных процессов в результате понижения уровня озера и избыточного поступления биогенных веществ с водосборного бассейна [23]. Современный Севан можно отнести к водоемам с величиной общей минерализация 680 ± 20 мг/л, фоновыми показателями по солевому составу и преобладанием гидрокарбонат- и магний-ионов. Начиная с 1964 г. в озере ежегодно наблюдается цветения си-

не-зеленных водорослей (июнь–июль). Трофический статус озера – мезотрофный [4, 11].

Выбор модели индекса качества воды

Индекс качества воды был первоначально разработан Р. Хортоном в 1965 г. [22]. В 1970 г. группой Р. Брауна из 142 экспертов при поддержке Национальной санитарной службы предложен индекс NSF-WQI [15], в котором впервые использовано взвешивание показателей. Этот принцип состоит в учете значимости каждого показателя при расчете индекса качества воды. С тех пор несколько других моделей индекса основывались на усовершенствованном NSF-WQI – такие как шотландский SRDD-WQI, BCWQI Британской Колумбии и др. [33]. В 2001 г. целевая группа по руководящим принципам качества воды Канадского Совета министров окружающей среды разработала CCME WQI [16]. На сегодняшний день разными странами и агентствами используются более 35 моделей индекса. Мд. Уддин с соавторами в обзорной статье приводят статистические сведения об использовании разных индексов для разных водных объектов в разных странах. Наиболее часто оценивалось качество воды рек (82%), а из многочисленных индексов использовались CCME и NSF-WQI (50%), что подтверждает их высокую эффективность [33]. Автором настоящей статьи совместно с российскими коллегами проведено сравнение двух разных методологических подходов – российского индекса УКИЗВ [9] и CCME QWI [33] для оценки качества воды малых и средних горных рек Армении и России [13]. Оценка всех моделей имеет четыре основных этапа:

Выбор показателей экосистемы. Показатели (переменные качества воды) выбираются исходя из их приоритетности для данного водного объекта с учетом целей оценки и доступности базы данных. В большинстве моделей для рек использовалось до десяти показателей (физико-химические, микробиологические). Минимальное число показателей составляло четыре [16, 25]. При выборе показателей часто использовался метод экспертной панели Дельфи [19, 22].

Формирование суб-индексов показателей. Цель второго этапа оценки – присвоение веса каждому показателю. Вес показателя оценивался с учетом относительной его важности для целевого водопользования, типа водного объекта, мнения экспертов (метод Дельфи) и др. В большинстве моделей WQI использован метод неравного взвешивания, когда сумма всех весовых значений равна единице [22, 33].

Анализ чувствительности. Анализ чувствительности проводится путем изменения входных данных по выбранному эталонному периоду, диапа-

зону процентилей или используемых переменных. Изменение одного из этих трех определений не должно влиять на точность выходных данных модели и на общие тенденции, а также скрывать истинное значение оценки [33]. Для решения проблемы ненормального распределения используются диапазон концентраций 10–90 процентилей, т. е. только 80% данных считаются приемлемыми для оценки качества воды [19].

Расчет индекса качества воды с использованием функции агрегирования. Большинство моделей использовали либо аддитивные функции (произведение значения субиндекса на его вес), либо мультипликативные функции (возведение значения субиндекса в степень его веса), либо их комбинации. Агрегированный индекс – сумма средневзвешенных ранговых значений всех значимых показателей R , включенных в индекс [12, 33].

Методология количественной оценки качества воды

Авторы статьи критически рассмотрели наиболее приемлемые для экосистемы оз. Севан модели индекса качества воды и выбрали метод современной модификации экспертной панели DELPHI [15, 19, 26, 28, 30]. В качестве основного направления для реализации метода Дельфи – метода рейтинговой кривой – декларировано установление исходного/желательного периода. Из числа специалистов разного профиля – лимnologов, гидрохимиков, гидрогеологов, гидрологов, представителей органов управления и др. – формируется группа экспертов. Эксперты отвечают на вопросы анкеты: определяют основные угрозы качеству воды, выбирают приоритетные показатели (до десяти), определяют их допустимые диапазоны. Для преобразования значений показателей в значение индекса каждому экспертному значению показателя присваивается рейтинг R , в соответствии с которым определяется класс качества воды: $100 > R > 80$ – отличное; $80 > R > 60$ – хорошее; $60 > R > 40$ – удовлетворительное; $40 > R > 20$ – плохое; $20 > R > 10$ – очень плохое. Расчет индекса осуществляется путем аппроксимации кривой индекса двумя линиями линейной регрессии. Для построения линий регрессии используются медианные значения показателя, соответствующие 100 и 60 баллам. Медиана выбрана для того, чтобы сократить влияния возможных выбросов отдельных экспертных оценок на конечное значение показателя [19].

Агрегированный индекс качества воды WQI – средневзвешенное ранговых значений всех переменных, включенных в индекс. Для каждой переменной i определяется относительный вес A . Вес A пропорционален отклонению рейтинга i (R_i) от максимально возможного значения ($R = 100$). WQI рассчитывается по следующим формулам:

$$A_i = 0.01 \times (100 - R_i), \quad (1)$$

$$A = \sum_{i=1}^n A_i, \quad (2)$$

где A – сумма весов, примененных к индексу, n – общее количество переменных.

$$WQI = \sum \frac{A_i}{A} R_i. \quad (3)$$

WQI колеблется между минимальным балом 10 – “плохое” качество и максимумом 100 – “отличное” качество. Приемлемым считается значение $WQI > 60$ [19].

Для расчета индекса качества воды оз. Севан (SWQI) использованы данные государственной статистической службы Армении [1], центра гидрометеорологии и мониторинга [11], опубликованные данные научных лимнологических исследований [4, 8]. Единичные пропуски данных во временных рядах заполнены посредством линейной аппроксимации между предыдущими и последующими значениями. Для выявления связей между качеством воды и уровнем воды озера использован простейший регрессионный анализ [2].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обобщение экспертных оценок

Сформированная группа экспертов состоит из 24 человек, хорошо знакомых с исследуемым водным объектом, им были разосланы анкеты, включающие в себя шесть вопросов. Им также были предоставлены общие сведения об объекте исследования и опубликованные данные наблюдений за качеством воды в доспусковой период, период пониженного уровня и современный период. От экспертов получено 16 заполненных анкет, которые обобщены и статистически обработаны.

По экспертным оценкам, приоритетные направления использования водных ресурсов оз. Севан, которые необходимо учитывать при оценке качества воды, следующие: сохранение экосистемы оз. Севан в исходном/желательном состоянии (36.9%) и поддержание качества воды рыбохозяйственного значения (20.0%) (рис. 1а). Потенциальные причины (угрозы), приводящие к ухудшению качества воды оз. Севан, по мнению экспертов, следующие: изменение уровня воды (17.9%) и загрязнение водосборного бассейна (17.2%) (рис. 1б). Из 25-ти предложенных показателей экспертами выделены 15. Приоритетными выбраны первые семь из них: минимальная за год концентрация растворенного кислорода у дна DO – 16.2%; общий фосфор TP – 15.2%; общий азот TN – 15.2%; прозрачность по диску Секки SD – 14.1%, биомасса фитопланктона B – 12.1%, минерализация Min – 10.1%, биомасса зоопланктона Z – 3.0% (рис. 1в).

Несмотря на настоящий мезотрофный трофический статус озера и ежегодное летнее цветение сине-зеленых водорослей, большинство экспертов оценило качество воды в современный период как хорошее (56.3%) и удовлетворительное (27.5%).

Наиболее важным и трудным этапом оценки был выбор исходного/желательного периода. Такой период должен соответствовать определенным критериям, таким как стабильность экосистемы и минимальный уровень внешних нагрузок, что в большей степени характерно для доспускового периода озера. Однако только 19% экспертов выбрали этот период в качестве эталонного, аргументируя свое решение стремлением в долгосрочной перспективе достигнуть наилучшего качества воды озера. Большинство (69%) экспертов посчитали этот период недостижимым и выделили для оценки качества воды современный период, аргументируя свой выбор временным характером выбранных условий и необходимостью их корректировки по мере подъема уровня воды. Только 13% экспертов в качестве исходного выбрали период пониженного уровня.

Определение допустимых диапазонов и преобразование значений переменных в SWQI

Эксперты определили допустимый диапазон изменений концентраций выбранных экологических показателей и оптимальные их значения для допустимых/желательных условий. Каждому значению показателя авторами присвоен рейтинг качества воды в диапазоне R 10–100. Значение $R = 60$ соответствует нижнему пределу хорошего качества воды. Построены рейтинговые кривые по семи выбранным переменным. Получено 14 регрессивных графика по семи показателям: $R(\text{DO})$, $R(\text{TP})$, $R(\text{TN})$, $R(\text{SD})$, $R(\text{B})$, $R(\text{Min})$, $R(\text{Z})$ – для Малого и Большого Севана. На рис. 2 в качестве примера приведены два регрессивных графика и условия их использования.

Рейтинговые кривые, построенные по данным экспертных оценок, позволили установить допустимые диапазоны концентраций приоритетных показателей оз. Севан (табл. 1).

Сравнение оптимальных концентраций со средними фактическими концентрациями за доспусковой, пониженный и современный периоды показало, что ни один из них не может быть четко выделен в качестве исходного/желательного. В основном, все показатели занимают промежуточные позиции между данными разных временных отрезков.

Оценка качества воды

Допустимые диапазоны концентраций приоритетных показателей и данные мониторинговых исследований позволили рассчитать SWQI по се-

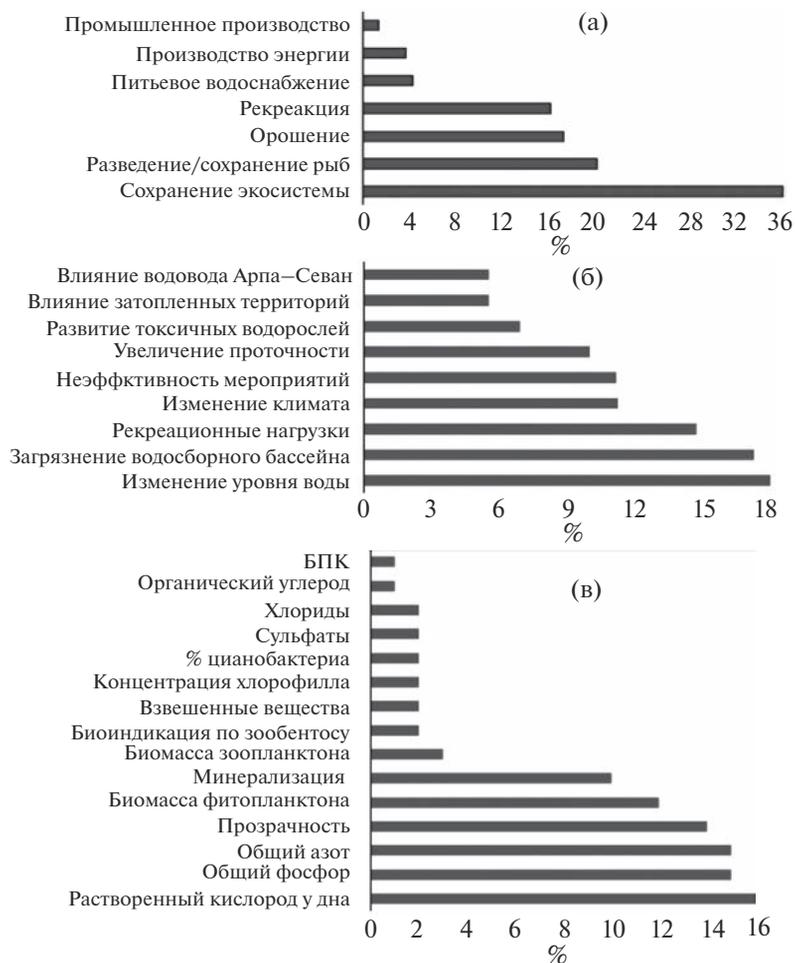


Рис. 1. Приоритетные направления использования водных ресурсов (а), основные потенциальные угрозы (б) и значимость выбранных показателей (в) по усредненным экспертным оценкам.

ми переменным за наиболее обеспеченные данными годы. Вес каждой переменной, в соответствии с рис. 1в, составлял: DO – 0.188; TP – 0.176; TN – 0.176; SD – 0.165; B – 0.141; Min – 0.118; Z – 0.035 (рис. 3).

Согласно полученным данным, “плохое” качество воды ($40 > R \geq 20$) классифицировано с 1976 г. до 2016 г., и только в 2017 г. значение индекса превысило нижний предел “хорошего” качества воды. Минимальное значение индекса

Таблица 1. Допустимые диапазоны концентраций приоритетных показателей оз. Севан

№	Показатель	Допустимый диапазон ($R = 60-100$)	
		Малый Севан	Большой Севан
1	Минимальная за год концентрация растворенного O_2 у дна, мг/л	2.68–5.16	1.82–3.20
2	Общий фосфор, мг/л	0.04–0.09	0.06–0.12
3	Общий азот, мг/л	0.45–1.01	0.51–1.10
4	Прозрачность, м	7.9–15.0	5.6–11.1
5	Биомасса фитопланктона, мг/л	1.0–2.5	1.1–2.4
6	Минерализация, мг/л	628–688	636–698
7	Биомасса зоопланктона, $кДж M^{-2}$	54–76	55–79

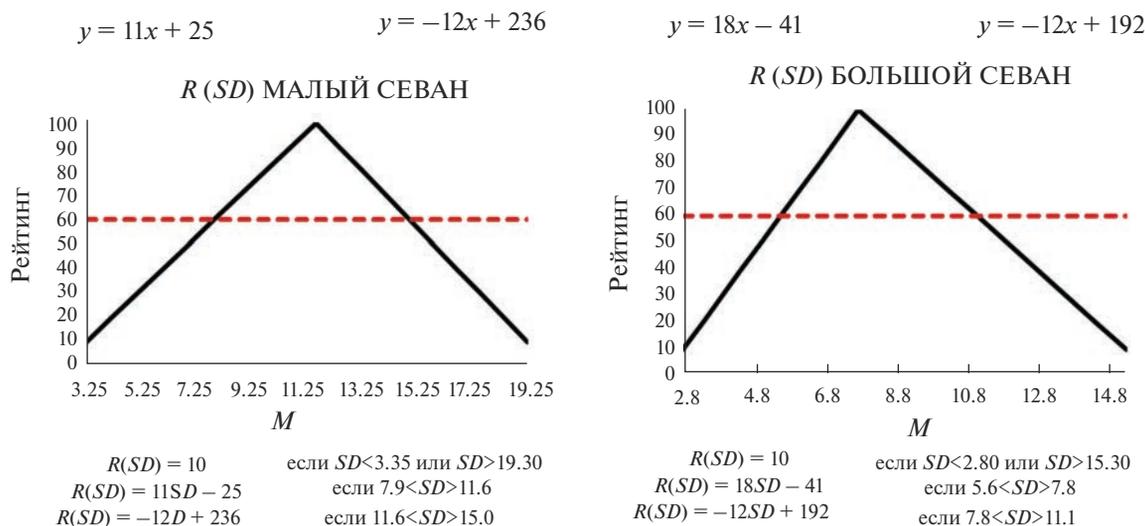
Прозрачность (SD)

Рис. 2. Пример рейтинговых кривых прозрачности M по диску Секки $R(SD)$. Пунктирная линия соответствует нижнему пределу хорошего качества воды ($R = 60$). Линии регрессии рассчитаны по уравнениям связи между медианами переменных оценок 16 экспертов, соответствующих 60 и 100 балам. Условия использования соответствующих уравнений показаны под диаграммой.

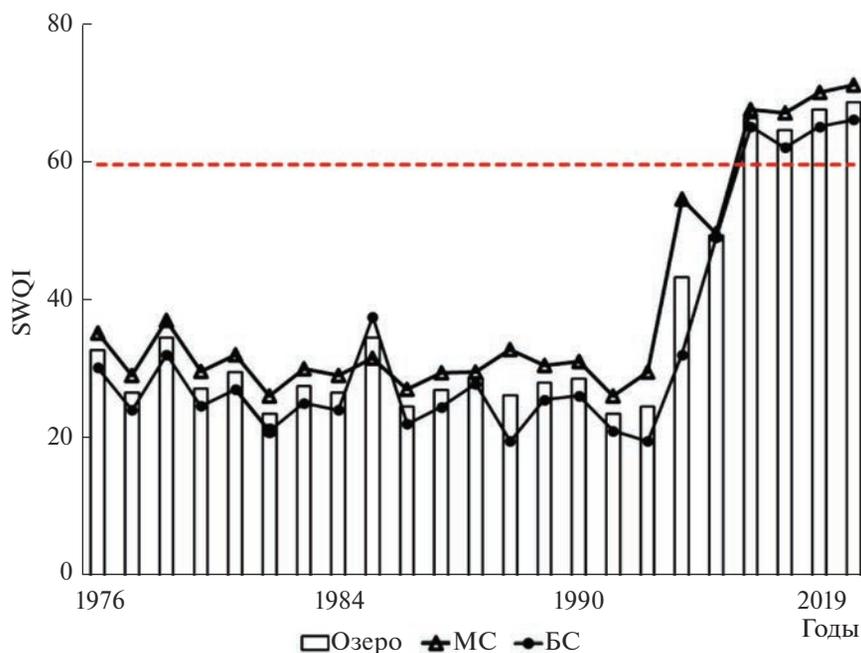


Рис. 3. Многолетние изменения индекса качества воды оз. Севан, рассчитанного по семи показателям. Пунктирная линия соответствует нижнему пределу хорошего качества воды ($R = 60$).

$SWQI = 20$ было в 1995–1999 гг. (период минимального уровня), а максимальное $SWQI = 69$ – в 2020 г. (период максимального уровня).

Для подтверждения этого построен график связи между индексом качества воды $SWQI$ и

уровнем воды оз. Севан по данным 1976–2020 гг. Получено регрессионное уравнение $y = 8.178x - 15490$ ($R^2 = 0.6631$). Из регрессионного уравнения можно оценить “критический” уровень воды озера, т. е. такой, ниже которого возрастает риск

ухудшения качества воды, – $SWQI < 60$. Он составил 1901 м н.у.м (на ~4 м выше минимального уровня – 1897 м н.у.м.). Эта величина находится в неплохом соответствии с планируемым подъемом уровня как минимум на 6 м до отметки 1903 м н.у.м. [3] – для восстановления количественных и качественных показателей воды в озере как необходимое условие для профилактики эвтрофирования водоема.

ВЫВОДЫ

Несмотря на то, что модель $SWQI$ имеет некоторые слабые стороны (из-за отсутствия непрерывных исторических данных или трудностей с привлечением к опросу специалистов), ее реализация позволила авторам оценить состояние экосистемы оз. Севан по отношению к исходным/желательным условиям. Полученные результаты свидетельствуют об улучшении качества воды оз. Севан в современный период (максимум $SWQI = 69$) по сравнению с периодом пониженного уровня (минимум $SWQI = 20$). Можно полагать, что тенденции улучшения качества воды в последние годы обусловлена выраженным управленческим влиянием подъема уровня озера.

Оценка экологической ситуации с использованием $SWQI$ – важная составляющая стратегии устойчивого управления оз. Севан. Интерактивный опрос Delphi длится всего несколько месяцев и поэтому может инициировать обоснование приоритетных потенциальных негативных воздействий и выбор немедленных мер по принятию управленческих решений, что важно в условиях нестабильного уровня режима озера. Среди преимуществ метода – временный характер утвержденных допустимых диапазонов концентраций приоритетных показателей и возможность их пересмотра как в связи с подъемом уровня озера, так и с пополнением достоверной информации мониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Армстат. Ереван: Статистический комитет РА, 2000–2021. (На армянском яз.). <https://armstat.am/ru/?nid=12>
2. Дрейнер Н., Смит Г. Прикладной регрессионный анализ. Множественная регрессия. М.: Диалектика, 2007. 912 с.
3. Закон об озере Севан. 2001. Правительство РА. Aglis. Армянская информационная правовая система. (На армянском яз.). <https://www.e-gov.am>.
4. Интегральная оценка экологического состояния озера Севан (GEO – Lake Sevan). Докл. Ассоциации “За УЧР”/UNEPCom. Ереван, 2011. 42 с. https://gridarendal-website-live.s3.amazonaws.com/production/documents/s_document/92/original/sevan-report-fin.pdf?1483646517
5. Минприроды РФ. Приказ от 04.07.2007 № 169 “Об утверждении Методических указаний по разработке схем комплексного использования и охраны водных объектов” (регистрация Минюста РФ 10.08.2007 № 9979). <https://base.garant.ru/12155160/>
6. Национальный атлас Армении. Ереван, 2007. 229 с. (На армянском яз.). <http://www.armmonitoring.am/-home>.
7. Национальный парк Севан РА. Отчеты и материалы исследований. 2000–2020. (На армянском яз.). <https://sevanpark.am/>
8. Оганесян Р. Озеро Севан вчера, сегодня. Ереван: НАН РА, 1994. 478 с.
9. Оганесян Р., Парпаров А. Экологические аспекты севанской проблемы // Тр. Севанской гидробиологической станции. Ереван, 1983. С. 18–21.
10. Правительство РА. Решение № 1211 от 22 июля 2021 года. О внесении изменений и дополнений в решение Правительства Республики Армения от 22 января 2011 г. № 75. (На армянском яз.). <https://www.e-gov.am>.
11. Центр гидрометеорологии и мониторинга РА, База данных. 2000–2020. (На армянском яз.). <http://www.armmonitoring.am/#home>.
12. Abbasi T., Abbasi S. Water Quality Indices // Environ. Earth Sci. 2014. № 71. P. 4625–4628.
13. Babayan G., Reshetnyak O., Zakrutkin V. A comparative assessment of river water quality in mountain regions of Russia and Armenia // Water Resour. 2021. 48. № 1. P. 102–110.
14. Banda T., Kumarasamy M. Development of Water Quality Indices (WQIs): A Review // Pol. J. Environ. Stud. 2020. 29. № 3. P. 2011–2021.
15. Brown R., Mc Clelland N., Deininger R., Tozer R. A Water Quality Index – Do We Dare? // Water Sewage Works. 1970. P. 339–343.
16. CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User’s manual // Canadian Environmental quality guidelines, 1999. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council Ministers Environ., 2001.
17. Cude C. Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness // J. Am. Water Res. Association. 2001. № 37. P. 125–137.
18. Feng Yu., Zheng B., Jia H., Peng J., Zhou X. Influence of social and economic development on water quality in Dongting Lake // Ecol. Indicators. 2021. № 131. P. 108–220.
19. Gal G., Zohary T. Development and application of a sustainability index for a lake ecosystem // Hydrobiologia. 2017. № 800. P. 207–223.
20. Gitau M., Chen J., Ma Z. Water Quality Indices as Tools for Decision Making and Management // Water Resour. Manage. 2016. № 30. P. 2591–2610.
21. Hamilton D., Parparov A. Comparative Assessment of Water Quality with the Trophic Level Index and the Delphi Method in Lakes Rotoiti and Rotorua, New Zealand // Water Qual. Res. J. Can. 2010. 45. № 4. P. 479–489.

22. *Horton R.* An index-number system for rating water quality // *J. Water Pollut. Con. Fed.* 1965. 37. № 3. P. 300–306.
23. *Lumb A., Sharma T., Bibeault J.* A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions // *Water Qual. Expo Health.* 2011. № 3. P. 11–24.
24. *Noges T.* Relationships between morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes // *Hydrobiologia.* 2009. № 633. P. 33–43.
25. *Othman F. et al.* Efficient river water quality index prediction considering minimal number of inputs variables // *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics.* 2020. V. 14. № 1. P. 751–763.
26. *Ott W.* Environmental indices: theory and practice. Michigan, U.S.A.: Ann Arbor Sci. Publ., 1978. 371p.
27. *Parparov A., Hambright D.* Composite water quality: evaluation and management feedbacks // *Water Quality Res. J. Canada.* 2007. 42. № 1. P. 20–25.
28. *Parparov A., Hambright K., Hakanson L., Ostapenia A.* Water quality quantification: basics and implementation // *Hydrobiologia.* 2006. 560. № 1. P. 227–237.
29. *Sivaranjani S., Singh S., Rakshit A.* Water Quality Assessment with Water Quality Indices // *Int. J. of Biore-sour. Sci.* 2015. 2. № 2. P. 85–94.
30. *Smith D.* A better water quality indexing system for rivers and streams // *Water Res.* 1990. 24. P. 1237–1244.
31. *Sudha M., Ravichandran S., Sakthivadivel R.* Water Bodies Protection Index for assessing the sustainability status of lakes under the influence of urbanization: a case study of south Chennai, India // *Environ. Dev. Sustain.* 2013. 15. P. 1157–1171.
32. *Sutadian A., Muttill N., Yilmaz A., Perera B.* Development of river water quality indices—a review // *Environ. Monit. Assess.* 2016. 188. P. 1–29.
33. *Uddin Md., Nash S., Olbert A.* A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality // *Ecol. Indicators.* 2021. 122. P. 107218–107239.
34. *Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC of the European parliament and of the council* // *Official J. Europ. Communities.* 2000. P. L327/1–L327/72.
35. *Wu T., Wang S., Su B., Wu H., Wan G.* Understanding the water quality change of the Yilong Lake based on comprehensive assessment methods // *Ecol. Indicators.* 2021. V. 126. P. 107714–107721.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 551.312:556.555.8-036.5(1-751.1)(282.247.211+282.247.211.1)

СОДЕРЖАНИЕ МИКРОПЛАСТИКА В ДОННЫХ ОСАДКАХ ОЗЕР
ОСОБО ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ПРИМЕРЕ
КИЖСКИХ ШХЕР ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ВОДЛОЗЕРО¹

© 2023 г. М. Б. Зобков^а, *, Т. А. Ефремова^а

^аИнститут водных проблем Севера КарНЦ РАН,
ФИЦ “Карельский научный центр РАН”, Петрозаводск, 185030 Россия

*e-mail: duet@onego.ru

Поступила в редакцию 03.08.2022 г.

После доработки 28.10.2022 г.

Принята к публикации 14.12.2022 г.

Определено содержание микропластика в донных осадках водных объектов особо охраняемых природных территорий – Водлозерского национального парка (оз. Водлозеро) и Музея-заповедника “Киж” (Кижские шхеры Онежского озера). Пробы были отобраны на четырех станциях, расположенных в Кижских шхерах Онежского озера и пяти станциях на оз. Водлозеро. Экстракция микропластика (≥ 200 мкм) из проб проводилась путем плотностного разделения. Идентификация частиц проводилась при помощи бинокулярного микроскопа. Для случайной выборки частиц проведен анализ химического состава с помощью микро-Фурье-спектрометрии. Во всех пробах обнаружен микропластик. В Кижских шхерах среднее содержание частиц составило 3413 ± 1965 шт/кг сухого веса осадка, что несколько выше, чем ранее было определено для Петрозаводской губы и открытой части Онежского озера. По данным химического анализа, на синтетические полимеры приходится 55% частиц, 21% – представлены модифицированной целлюлозой, 24% – частицы природного происхождения. Максимальное содержание микропластика обнаружено рядом с главным пассажирским причалом музея-заповедника “Киж”. Среднее содержание частиц в донных осадках оз. Водлозеро было ниже, чем в Кижских шхерах, и составило 1506 ± 845 шт/кг, из которых 81% – синтетические полимеры, 9% – модифицированная целлюлоза, 10% – полимеры природного происхождения. Меньшее содержание частиц антропогенного происхождения в оз. Водлозеро по сравнению с Кижскими шхерами согласуется с показателями посещаемости этих природных территорий туристами.

Ключевые слова: микропластик, донные осадки, особо охраняемые природные территории, Онежское озеро, Водлозеро, загрязнение, ЮНЕСКО.

DOI: 10.31857/S0321059623030148, **EDN:** CPGZDA

ВВЕДЕНИЕ

В последние несколько десятилетий в научном сообществе активно обсуждаются проблемы, связанные с загрязнением окружающей среды антропогенными полимерами [16, 22]. При этом частицы полимеров размером < 5 мм, или микропластик (МП), по мнению многих ученых, представляют собой повышенную экологическую опасность [12, 22, 24]. Из-за низкой удельной плотности по сравнению с другим антропоген-

ным мусором частицы полимеров легко выносятся с водосборной территории в озера и реки, могут переноситься на большие расстояния по поверхности воды или оставаться во взвешенном состоянии в водной среде [11, 25]. В результате биообрастания и агрегации с минеральными частицами МП осаждаются и аккумулируются в донных осадках [12, 30]. В связи с этим эти частицы повсеместно обнаруживаются в донных осадках океанов, морей, озер и рек, представляя собой интегральную картину загрязнения этих территорий. Содержание МП в донных осадках увеличилось в несколько десятков раз за последние несколько десятилетий, создав новую историческую запись эпохи антропоцена [32].

Из-за малого размера частиц многие живые организмы воспринимают МП как источник пищи, что наносит вред их пищеварительной систе-

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВПС КарНЦ РАН. Полевые работы на оз. Водлозеро проведены в рамках проекта ППС “Карелия” (А5033). Аналитические работы выполнены в рамках проекта РНФ (19-17-00035). Исследования выполнены с использованием научного оборудования Центра коллективного пользования ФИЦ “Карельский научный центр Российской академии наук”.

ме и может приводить к летальному исходу [9, 19]. Особое беспокойство вызывает тот факт, что частицы МП способны адсорбировать на своей поверхности стойкие загрязняющие вещества [14, 31], транспортируя их тем самым с полигонов захоронения отходов, отстойников сточных вод и других источников загрязнения в реки, озера и моря, становясь тем самым новым вектором распространения стойких загрязняющих веществ.

Ранее сообщалось о загрязнении морских особо охраняемых природных территорий МП в разных районах мира [23], включая Большой Барьерный риф [20] и Галапагосские о-ва [21]. Выявлено, что их загрязнение вызвано не только влиянием местного туризма и рыболовства, но и дальним переносом частиц с морскими течениями и атмосферными выпадениями, вместе с тем пресноводные экосистемы, находящиеся на особо охраняемых природных территориях, остаются практически не изученными в этом плане [23].

Северные водные экосистемы наиболее уязвимы к любым внешним воздействиям по причине медленной скорости их восстановления. Холодный климат определяет замедленный метаболизм и низкую скорость самоочищения таких экосистем. В современных условиях активного освоения Севера России, в особенности в зонах особо охраняемых территорий, крупные озера этого региона требуют постоянного контроля их состояния с целью сохранения высокого качества воды [1, 5]. Изучение уровня загрязнения водной среды, в том числе новыми типами загрязняющих веществ, таких как МП, — необходимый этап определения рекреационной емкости экосистем Севера. Особо охраняемые природные территории в этом плане относятся к зонам повышенного внимания, поскольку это — объекты общенационального достояния. В настоящее время МП не утвержден как загрязняющее вещество и не входит ни в один перечень определяемых компонентов, он не анализируется при выполнении мониторинговых исследований на акваториях, поэтому с целью понимания процессов накопления МП в донных осадках в местах с повышенной туристической нагрузкой авторами было проведено исследование содержания МП в донных осадках озер особо охраняемых природных территорий Республики Карелии: историко-архитектурного и этнографического музея-заповедника “Кижь” (объект всемирного наследия ЮНЕСКО с 1990 г.) и Водлозерского национального парка (биосферный заповедник ЮНЕСКО с 2001 г.).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Музей-заповедник “Кижь” расположен в северной части Онежского озера на архипелаге, получившем название Кижские (Онежские) шхеры. Основная экспозиция музея находится на одно-

именном острове. Ежегодно музей-заповедник “Кижь” посещает более 160 тыс. туристов из России и зарубежья [7, 26]. На территории музея-заповедника расположено около 80 архитектурных памятников, датированных XV–XX вв., перемещенных с различных районов Республики Карелии. Буферная зона общей площадью ~10 тыс. га вокруг о. Кижь включает в себя также и Кижские шхеры (один из лимнических районов Онежского озера), представляющие собой множество островов, заливов и проливов [3]. Лимнические условия Кижских шхер характеризуются их изолированностью от центрального плеса озера [15]. Этот район подвержен значительной антропогенной нагрузке за счет воздействия водного транспорта, рыбного промысла, принимает бытовые стоки как с территории музея-заповедника, так и от частных домовладений, а также с сельскохозяйственных угодий. Хотя в музей-заповеднике существует и модернизируется система раздельного сбора и вывоза бытовых отходов, на некоторых островах архипелага существуют неорганизованные свалки в прибрежной зоне [26].

Водлозерский национальный парк расположен на восточном берегу Онежского озера и покрывает площадь ~4280 км². Озеро Водлозеро, крупнейшее из 300 озер парка, имеет площадь 322 км² и среднюю глубину 2.8 м [6]. Наиболее крупный населенный пункт с населением 300 чел. — д. Куганаволок, расположенная на одноименном мысе. Круглогодично на территории парка проживает около 400 человек, летом население увеличивается до 2 тыс. чел. Ежегодно Водлозерский национальный парк посещают 4.6–5.4 тыс. туристов [26]. Через территорию парка проходит популярный среди любителей спортивного сплава маршрут (р. Илекса — оз. Водлозеро — р. Вама), развит сельский туризм, созданы все условия для активного отдыха: в парке проложены километровые тропы для пешеходных маршрутов, оборудованы стоянки, устроены информационные стенды и центры для посетителей [4]. В самом парке имеется система раздельного сбора и вывоза бытовых отходов, однако на мысе Куганаволок существует неорганизованная свалка мусора площадью ~0.3 га в ~300 м от берега оз. Водлозеро [26].

Пробы донных осадков были отобраны в районе Кижских шхер на трех станциях (Z2, Z3, Z4) в сентябре 2019 г. и на одной (Z(OT)) в июне 2020 г. (рис. 1). Станция Z2 располагалась вблизи главного пассажирского причала музея-заповедника “Кижь”, принимающего крупные туристические суда, на глубине 4.1 м. Станция Z (OT) находилась рядом с домом Росгвардии, недалеко от кратчайшего водного пути от берега (Оятивщина) до о. Кижь на глубине 6.0 м. Станция Z3 располагалась в 2.8 км к СВ от о. Кижь на северном выходе

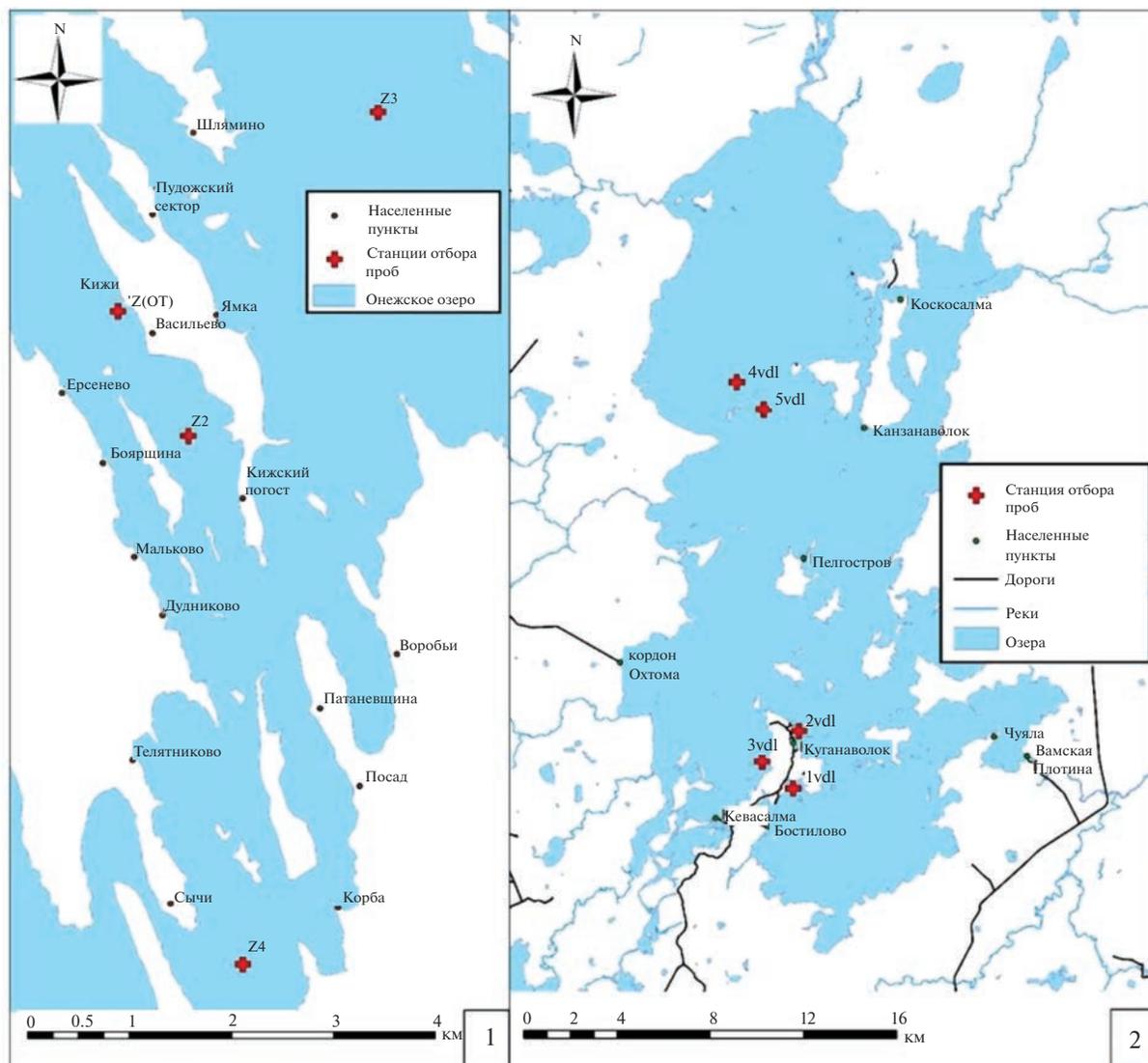


Рис. 1. Станции отбора проб донных осадков на содержание МП в Кижских шхерах оз. Онежского (1) и Водлозеро (2).

судового пути из Кижских шхер, глубина — 9.5 м. Станция Z4 находилась на навигационном пути в 6 км к Ю от о. Кижы в районе с. Сычи, глубина — 6.3 м.

Пробы донных осадков отобраны на пяти участках оз. Водлозеро в июле 2020 г. (рис. 1). Станции были разделены на две категории: зоны возможного прямого антропогенного воздействия (станции 1vdl, 2vdl и 3vdl) и фоновые (5vdl и 4vdl), удаленные от известных точечных источников загрязнения МП. Глубина озера в месте отбора фоновых проб осадков составляла 5.0 м. Станция 1vdl располагалась у входа в губу Реболахта в 300 м от причала администрации Водлозерского национального парка на глубине 3.4 м. Станция 2vdl расположена в районе с. Куганаволок в 350 м от причала села, глубина в месте отбора составила 3.6 м.

Станция 3vdl располагалась западнее п-ова Куганаволок в 300 м от берега на глубине 4.4 м. Станции 1vdl и 3vdl предположительно подвержены влиянию местной свалки, станции 1vdl и 2vdl — воздействию судоходства и сбросов бытовых сточных вод.

Образцы донных осадков отбирали с помощью коробчатого дночерпателя (“Hydrobios”). На оз. Водлозеро для формирования одной пробы на каждой станции отбиралось по 2 дночерпателя. Из каждой пробы 5-сантиметровый поверхностный слой осадка переносили ложкой из нержавеющей стали в стеклянные банки. Образцы хранили в пластиковых контейнерах при температуре 4°C перед анализом в лаборатории. Из каждой пробы отбиралось ~50 г материала для определения физико-химических характеристик осадка. Сухой вес

определялся гравиметрическим методом [18]. Гранулометрический состав определялся на лазерном дифракционном анализаторе частиц “Beckman Coulter LS 13 320”. Содержание органического углерода определялось методом бихроматного титрования [27].

Извлечение частиц МП из донных осадков осуществлялось по методике из [34]. Методика включает в себя следующие этапы: влажное окисление пробы в перекиси водорода; фильтрация пробы через каскад из трех фильтров (333, 174 и 100 мкм) для удаления мелкоалевритовой фракции; плотностное разделение формиатом калия (отделение частиц МП, органического вещества и других легких фракций от более тяжелого осадка); окисление органического вещества перекисью водорода в присутствии катализатора Fe(II); разложение хитиновых и минеральных веществ в растворе HCl; фильтрация через каскад из двух фильтров; сушка. Метод применим для извлечения частиц МП размером от 5 до 0.2 мм с удельной плотностью ≤ 1.5 г/мл, не подверженных разложению в среде перекиси водорода и HCl.

После просушивания пробы МП анализировали с помощью стереомикроскопа “ЛОМО МСП-1” под 40-кратным увеличением. По форме частицы МП классифицировали по пяти группам: фрагменты, пленки, волокна, гранулы и капсулы. Их разделяли на пятнадцать цветов: бесцветный (прозрачный), белый, серый, бежевый, коричневый, зеленый, желтый, розовый, красный, оранжевый, синий, золотистый, фиолетовый, серебристый и черный. Содержание МП в пробе пересчитывалось на сухой вес (СВ) осадка. Внешнее загрязнение от атмосферного воздуха контролировалось в лаборатории путем экспозиции чистых фильтров параллельно с обработкой проб по [34]. Затем фильтры анализировались аналогично основным пробам. Содержание МП в пробах было скорректировано на величину внешнего загрязнения путем вычитания каждой из форм МП в холостой пробе из содержания той же формы МП в основной пробе. Эффективность экстракции МП из осадков оценивалась по [34]. Для уменьшения внешнего загрязнения от атмосферного воздуха экстракцию и анализ МП проводили в ламинарном шкафу “БМБ-II-“Ламинар-С”-1,8 NEOTERIC”. В данной работе количественное содержание МП в пробах приведено по результатам визуального анализа под микроскопом для сопоставимости с другими исследованиями. Доли содержания собственно МП (синтетических полимеров), антропогенных полимеров (модифицированной целлюлозы) и природных частиц в общем пуле визуально идентифицированных частиц по результатам химического анализа приведены отдельно для каждого водного объекта. Химический анализ частиц МП ($n = 50$) проводился с помощью спектрометрического комплек-

са ИК-Фурье производства НПО “Симекс” (микроскоп “МИКРАН-2” и спектрометр “ФТ-801”). Для химического анализа с помощью спектроскопии микро-ИК-Фурье случайным образом выбирались наиболее часто встречаемые в пробах частицы.

Картографический материал подготовлен с использованием ГИС “ArcGis 10.2.2” на основе карт “Open Street Map”. Для статистического анализа результатов использовано свободно распространяемое ПО Sofa Statistics. Для определения статистической разницы содержания МП в Кижских шхерах и в оз. Водлозеро использован непараметрический тест Мана–Уитни (Mann Whitney U Test) при статистической значимости 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Внешнее загрязнение по МП, по результатам анализа трех холостых проб (2 пробы обработаны параллельно с пробами Кижских шхер и одна проба – параллельно с пробами из оз. Водлозеро), в среднем составило 50 ± 6 ($p = 0.95$) частиц МП на пробу донных осадков. Внешнее загрязнение представлено волокнами и было существенно ниже содержания МП в исследуемых пробах. Внутренний контроль показал, что извлекаемость МП из донных осадков в среднем составляет $96 \pm 5\%$ ($n = 9, p = 0.95$).

Содержание микропластика в донных осадках Кижских шхер Онежского озера

В донных осадках Кижских шхер преобладали илестые фракции с медианным размером частиц от 25 до 35 мкм. Влажность осадков составляла $79 \pm 4\%$, содержание органического углерода $4.5 \pm 0.4\%$. Содержание МП в донных осадках Кижских шхер варьировало от 2043 до 6362 и в среднем составило 3413 ± 1965 шт/кг СВ осадка (табл. 1). Наибольшее содержание МП наблюдалось на станции Z2 в районе главного пассажирского причала музея-заповедника “Кижь” и достигало 6362 шт/кг. Общее содержание МП на трех других станциях было однородным и колебалось от 2043 до 2643 шт/кг. Высокая концентрация МП на станции Z2 обусловлена в основном высоким содержанием волокон (85%) (рис. 2).

Примечательно, что волокна – наиболее легко транспортируемая форма МП [8]. Они способны преодолевать большие расстояния в водной среде, и их количество не связано с расстоянием до источников загрязнения МП [33]. Содержание волокон на станции Z2 было как минимум в 1.4 раза больше, чем в центральной части Онежского озера, где этот тип загрязнения преобладает. Возможная причина такого высокого содержания МП заключается в том, что проба была отобрана рядом с судовым ходом. Из-за небольшой глубины,

Таблица 1. Содержание МП в донных осадках Кижских шхер оз. Онежского и Водлозеро

Объект, станция	Координаты		Глубина, м	Общее содержание	Волокна	Фрагменты	Пленки	Капсулы	Гранулы
	с.ш.	в.д.							
Кижские шхеры, оз. Онежское									
Z2	62.0732	35.2138	4.1	6362	5431	285	318	307	22
Z3	62.1010	35.2514	9.5	2574	1548	238	312	372	104
Z4	62.0267	35.2206	6.3	2643	1649	65	677	164	87
Z(ОТ)	62.0839	35.1967	6.0	2043	521	636	511	10	365
оз. Водлозеро									
1vdl	62.2179	36.8834	3.4	369	62	0	123	0	185
2vdl	62.2398	36.8909	3.6	1435	378	227	151	680	0
3vdl	62.2289	36.8590	4.4	1166	947	0	0	146	73
4vdl	62.3747	36.8568	5.0	3571	3175	79	0	0	317
5vdl	62.3637	36.8779	5.0	987	127	32	64	287	478

течения и кильватерных волн, создаваемых судами, происходит взмучивание донных осадков, и они вместе с частицами МП размываются и оседают в прилегающих районах в гораздо больших количествах. Однако из-за медленного водообмена в замкнутой зоне шхер сбросы бытовых вод также могут оказывать сильное влияние на накопление волокон. На других станциях валовое содержание МП и его форм сопоставимо с таковым в других районах Онежского озера [33]. Однако особое беспокойство вызывает большое количество пленок на станциях Z4 и Z(ОТ) и фрагментов МП на станции Z(ОТ) (рис. 2). Повышенное содержание пленок и фрагментов МП может быть связано с близостью источников МП, таких как свалки, поверхностный сток и сброс бытовых сточных вод. Примеры образцов МП, извлеченных из проб донных осадков, представлены на рис. 3.

В донных осадках Кижских шхер наблюдались частицы МП двенадцати цветов (рис. 4). В исследуемых пробах в основном преобладали бесцветные волокна (29%). Кроме того, большую долю составили частицы МП синего и желтого цветов (24 и 15% соответственно). Доля остальных цветов $\leq 6\%$ (рис. 4).

В Кижских шхерах с помощью ИК-спектрометрии исследовано 29 частиц МП, среди которых определено 9 классов различных полимеров (рис. 5). В основном в пробах преобладали волокна модифицированной целлюлозы (МСЕ). Вторыми по количеству среди обнаруженных полимеров были различные нефтяные полимеры (ОФВР), не включенные в основную классификацию (термоклей “Eastobond a-525” и “Eastobond 435”). Встречались также акрил (АС), полипропилен (РР), полиэтилен (РЕ), политетрафторэтил и другие фто-

ропласты (РТФЕ), полиамид (РА) и полимеры на биологической основе (ВВР). Выявлено несколько частиц антропогенного происхождения по присутствию разных синтетических добавок (ОСА). Природные полимеры (NP) и минеральные остатки (MR) составляли соответственно 10 и 14% исследованных частиц. Таким образом, антропогенное происхождение подтверждено для 76% исследованных частиц, из которых 55% – синтетические полимеры.

Содержание микропластика в донных осадках оз. Водлозеро

Образцы донных осадков оз. Водлозеро на станциях vdl1, vdl2, vdl3 представляли собой грубые и средние илы (медианный размер фракций 16 мкм), в то время как на фоновых станциях (vdl4, vdl5) преобладали фракции очень мелкого песка, очень грубого и грубого ила (медианный размер фракций 60 мкм). Исследованные пробы имели влажность $95.0 \pm 1.9\%$ и содержание органического углерода $8.5 \pm 1.0\%$. В этом отношении они существенно отличаются от осадков Онежского озера, которые имеют значительно меньшее содержание органического углерода ($<5\%$), меньшую влажность и сформированы в основном минеральным материалом [33].

Среднее содержание МП в донных осадках оз. Водлозеро составляло от 369 до 3571, в среднем 1506 ± 845 шт/кг СВ. Максимальное содержание МП в донных осадках на фоновой станции 4vdl составило 3571 шт/кг СВ и обусловлено высоким содержанием волокон. Высокое содержание пленок отмечено на станциях 1vdl (причал Администрации национального парка) и 2vdl (причал с. Куганаволок) (рис. 2). Наибольшее загрязнение фрагментами МП также наблюдалось на станции

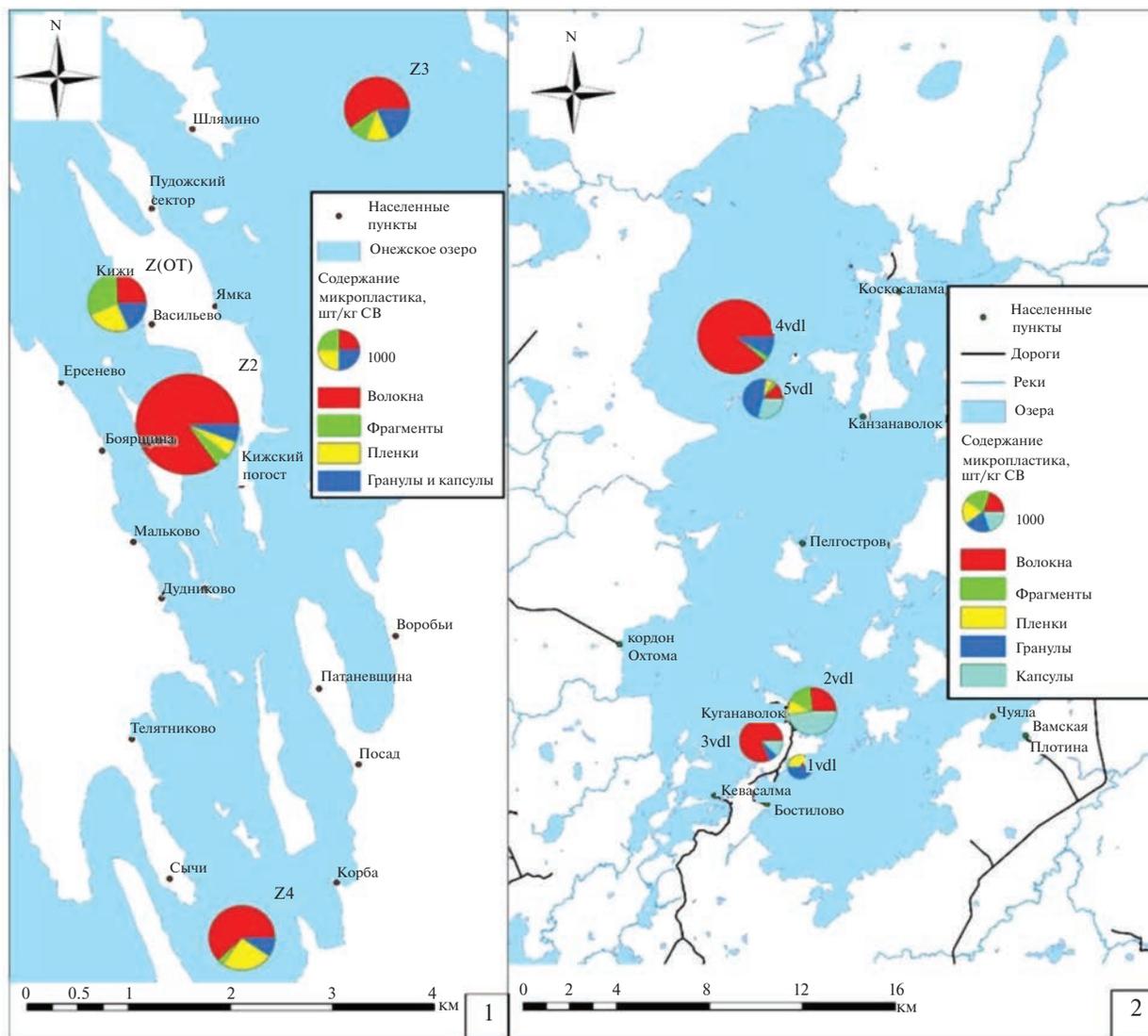


Рис. 2. Содержание МП в Кижских шхерах оз. Онежского (1) и Водлозеро (2).

2vdl. На станциях 1vdl и 2vdl это может быть связано, во-первых, с близостью к источникам загрязнения: свалкам, судоходству и выбросам бытовых сточных вод; во-вторых – с разрушением более крупного пластикового мусора на берегу озера. К сожалению, в настоящий момент отсутствуют методы, позволяющие установить источник происхождения конкретного образца МП. Примеры образцов МП, извлеченных из проб донных осадков, представлены на рис. 6.

Примечательно, что оз. Водлозеро представляет собой неглубокое водохранилище, ранее – водоем ледникового происхождения. Оно имеет среднюю глубину всего 2.8 м при среднем колебании уровня воды 100 см [6]. Из-за небольшой глубины и сильного колебания уровня воды МП

может перераспределяться по акватории озера во время сбросов воды и штормов. Предположительно, это вносит свой вклад в высокий уровень загрязнения донных осадков на фоновых станциях. Однако в этом отношении требуются дополнительные исследования.

В донных осадках оз. Водлозеро выявлены частицы МП четырнадцати цветов (рис. 4). Как и в случае с Кижскими шхерами, в пробах в основном преобладали прозрачные волокна (40.5%). Кроме того, значимую долю составили частицы МП желтого и синего цвета (21.6 и 19.7% соответственно); доли частицы МП других цветов $\leq 6\%$.

Химический анализ 21 образца МП выявил 10 классов различных полимеров (рис. 5). Среди них преобладал полиэтилентерефталат (PET),

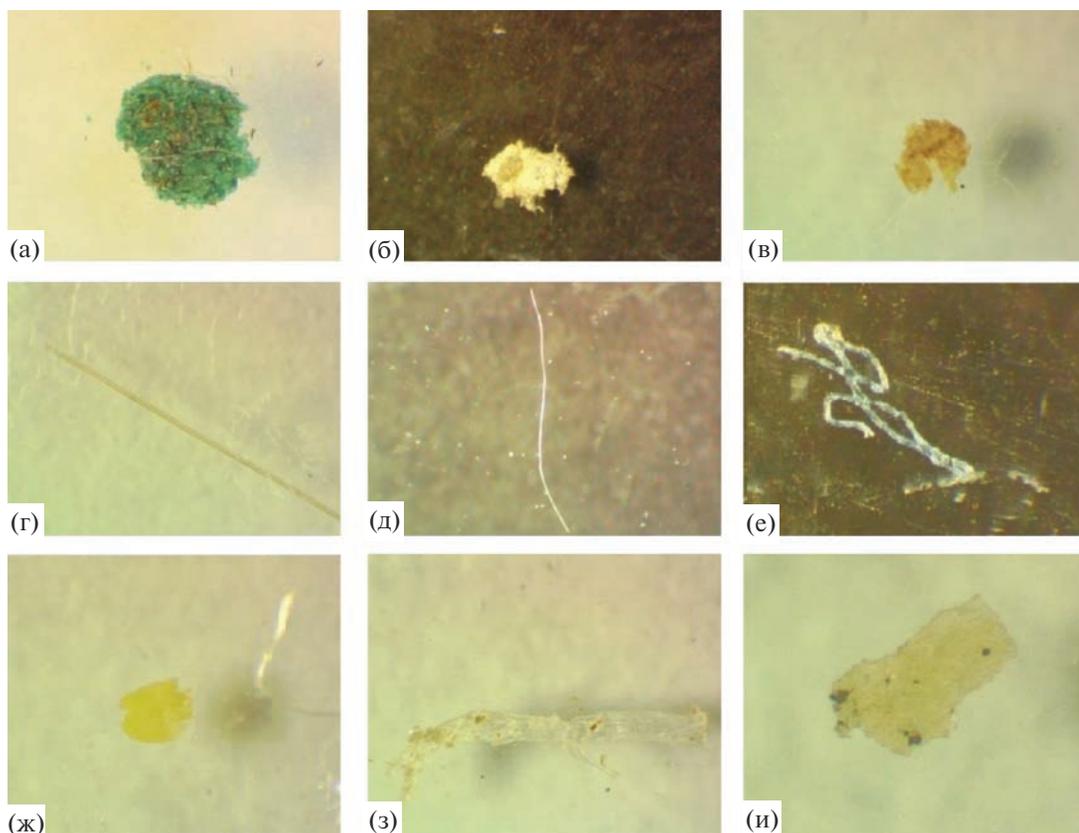


Рис. 3. Образцы МП, извлеченные из донных отложений Кижских шхер (а, б, в – фрагменты; г, д, е – волокна; ж – капсула; з, и – пленки).

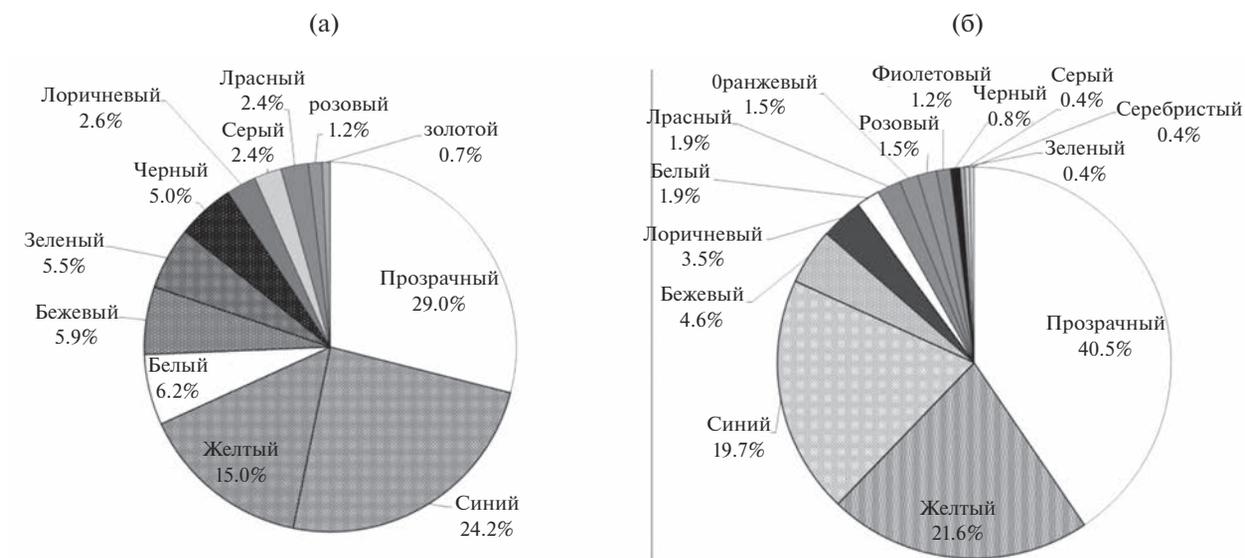


Рис. 4. Распределение частиц МП, выделенных из донных осадков Кижских шхер (а) и оз. Водлозеро (б) по цветам.

далее примерно в равной степени встречались акрил (АС), этил винилацетат (EVA), модифицированная целлюлоза (МСЕ), полиамид (РА) и

другие полимеры на основе нефти (ОФВР) (синтетический каучук и полиолефины). Полимеры природного происхождения (NP) составляли 10%

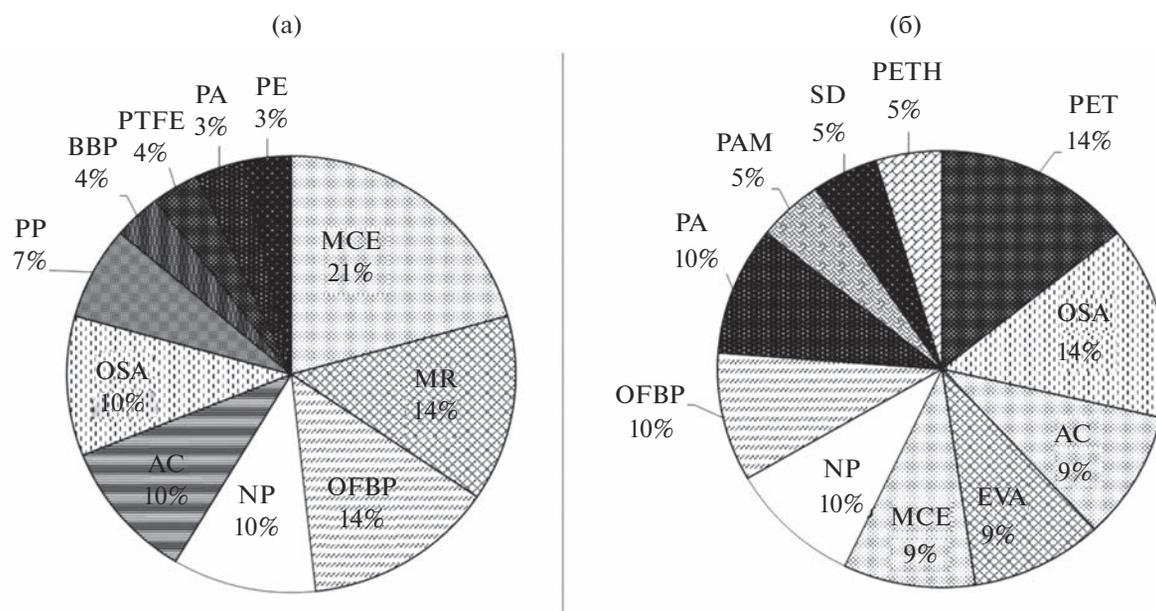


Рис. 5. Типы полимерных частиц МП, выделенные из образцов донных отложений Кижских шхер (а) и оз. Водлозеро (б) (MCE – модифицированная целлюлоза; OFBP – нефтяные полимеры; AC – акрил; PP – полипропилен; PE – полиэтилен; PTFE – политетрафторэтил и другие фторопласты; PA – полиамид; PAM – полиакриламид; SD – синтетические красители; PETH – алкидные (полиэфирные) смолы, краски и клеи; PET – полиэтилен-терефталат; EVA – этилвинилацетат; BBP – полимеры на биологической основе; OSA – синтетические добавки; NP – природные полимеры и MR – минеральные остатки).

исследованных образцов, соответственно 90% обнаруженных частиц представлены полимерами антропогенного происхождения, а 81% – синтетическими полимерами.

На всех станциях оз. Водлозеро в большом количестве (до 15 158 шт/кг СВ в пробе) обнаружены желтые капсулы и их остатки (пленки). Размер капсул в среднем составлял ~200 мкм, на поверхности наблюдалась клеточная структура, жесткий (кремниевый) панцирь отсутствовал (рис. 7а, 7б). Возможно, они относятся к динофитовым водорослям, размер которых в исследуемом озере может достигать до 450 мкм [2]. По результатам спектроскопии ИК-Фурье (рис. 7с), состав их близок к экстрактам древесных растений (геркулесовая камедь винсола; глицероэстер кислой смолы, полученной из древесины сосны), совпадение спектров составило до 72%. Поэтому есть вероятность, что это – оболочки семян растений. В связи с этим обнаруженные капсулы были исключены из рассмотрения. Это еще раз показывает важность использования спектрометрических методов при изучении загрязнения окружающей среды по МП [28].

Значительную часть (до 21%) полимеров, обнаруженных в донных осадках двух исследованных охраняемых территорий, составляют волокна модифицированной целлюлозы (MCE) (рис. 5), в большинстве случаев они были представлены ацетатом целлюлозы и вискозой. Хотя эти волок-

на – регенерированная целлюлоза (природный биоразлагаемый полимер), в процессе обработки в них добавляются различные синтетические добавки (красители, стабилизаторы), которые при разложении могут высвобождаться из них гораздо быстрее, чем при разложении синтетических полимеров [10], что также несет в себе потенциальную опасность для окружающей среды.

Ранее загрязнение донных осадков по МП отмечалось только в оз. Вембанад (Керала, Индия) среди пресноводных озер особо охраняемых территорий, оно составляло в среднем 252.80 ± 25.76 шт/м² [29]. К сожалению, из-за разницы методик экстракции и разных единиц измерения сопоставить их с полученными в настоящем исследовании результатами не представляется возможным. Тем не менее, поскольку исследования на рассмотренных особо охраняемых территориях проводились на одной методической базе, то это позволяет провести сравнение полученных результатов.

Донные осадки Кижских шхер и оз. Водлозеро различаются между собой по гранулометрическому и химическому составу. Первые имеют меньшее содержание органического углерода и меньшую влажность (в среднем 4.5 и 79% соответственно), чем осадки, отобранные в оз. Водлозеро (8.5 ± 1.0 и $95.0 \pm 1.9\%$ соответственно). Такие различия в физико-химических параметрах осадка несколько затрудняют сравнение результатов

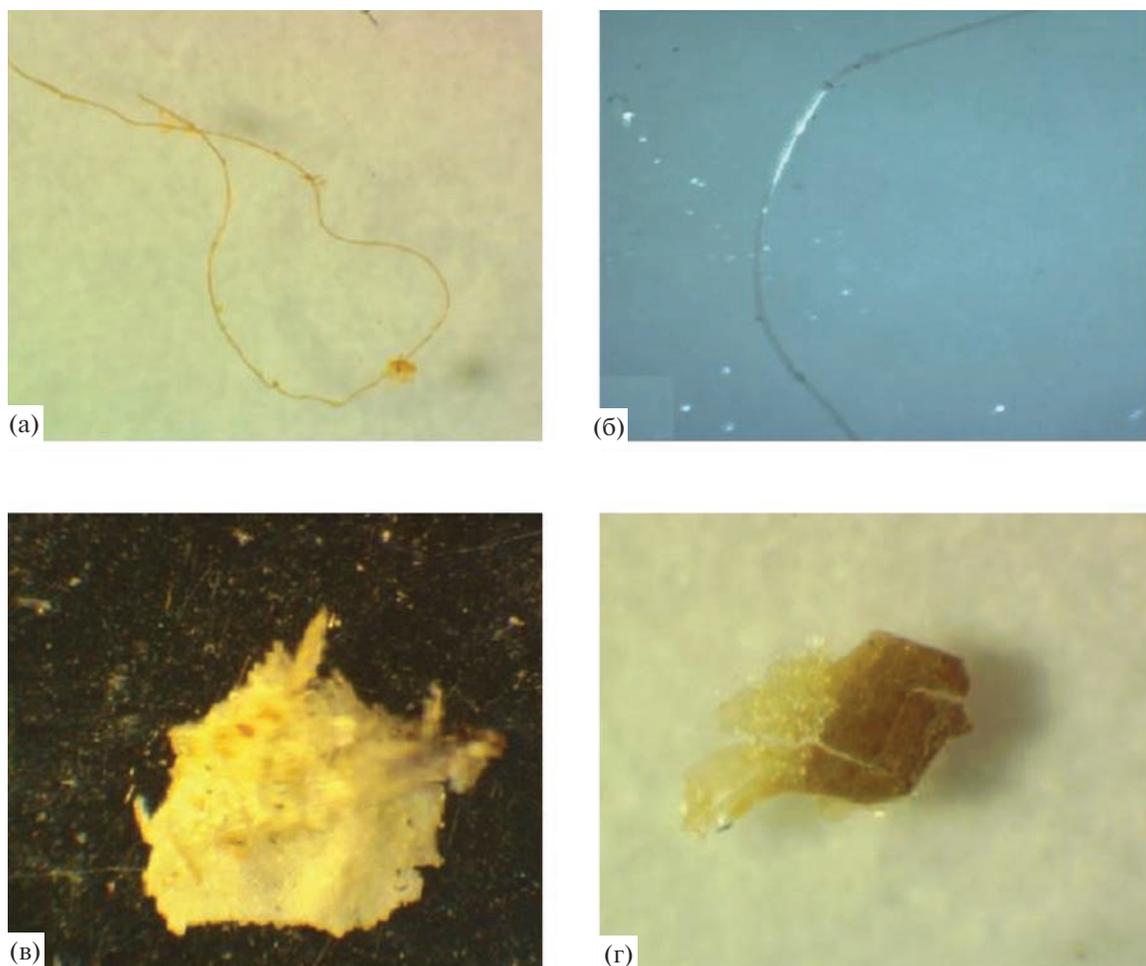


Рис. 6. Образцы МП, извлеченные из донных осадков оз. Водлозеро: а, б – волокна; в, г – фрагменты.

по этим двум территориям. Большая влажность и содержание органического углерода в донных осадках оз. Водлозеро обеспечивают более сильное концентрирование пробы при пересчете на СВ осадка. Тем не менее даже в этих условиях для оз. Водлозеро среднее содержание МП на четырех станциях оказалось существенно ниже, чем в Кижских шхерах: 1506 ± 845 шт/кг против 3413 ± 1965 шт/кг, что объясняется существенно большим содержанием волокон в донных осадках Кижских шхер, хотя это различие и не было статистически значимо как для всех форм (Mann Whitney U Test, $p = 0.08 > 0.05$), так и для волокон отдельно (Mann Whitney U Test, $p = 0.14 > 0.05$).

Наиболее вероятными источниками поступления МП в водные объекты особо охраняемых территорий считаются объекты, расположенные на побережье, но рекреационная активность на водоемах также вносит существенный вклад в их загрязнение в некоторых областях мира [23]. В донных осадках Кижских шхер обнаружено статистически большее количество пленок, чем в

оз. Водлозеро (в среднем 414 в Кижских шхерах против 64 шт/кг в оз. Водлозеро, Mann Whitney U Test, $p = 0.01 < 0.05$), а также фрагментов (261 в Кижских шхерах против 32 шт/кг в оз. Водлозеро, Mann Whitney U Test, $p = 0.04 < 0.05$). Таким образом, можно заключить, что донные осадки Кижских шхер характеризуются существенно большим содержанием МП по сравнению с осадками оз. Водлозеро. Ранее было выявлено, что фрагменты, пленки и гранулы концентрируются возле их источников, а волокна накапливаются в зонах седиментации с глубинами >20 м и в пелагиале Онежского озера [33]. В Кижских шхерах наблюдается существенно большее количество пленок и фрагментов пластика, ассоциирующихся с непосредственными источниками этого загрязнения: свалками бытовых отходов и хозяйственно-бытовыми сточными водами. Хозяйственно-бытовые сточные воды – также один из основных источников полимерных волокон, образующихся при стирке одежды [10], но они также могут поступать и с атмосферными осадками – обнаружались даже в таких отдаленных областях мира,

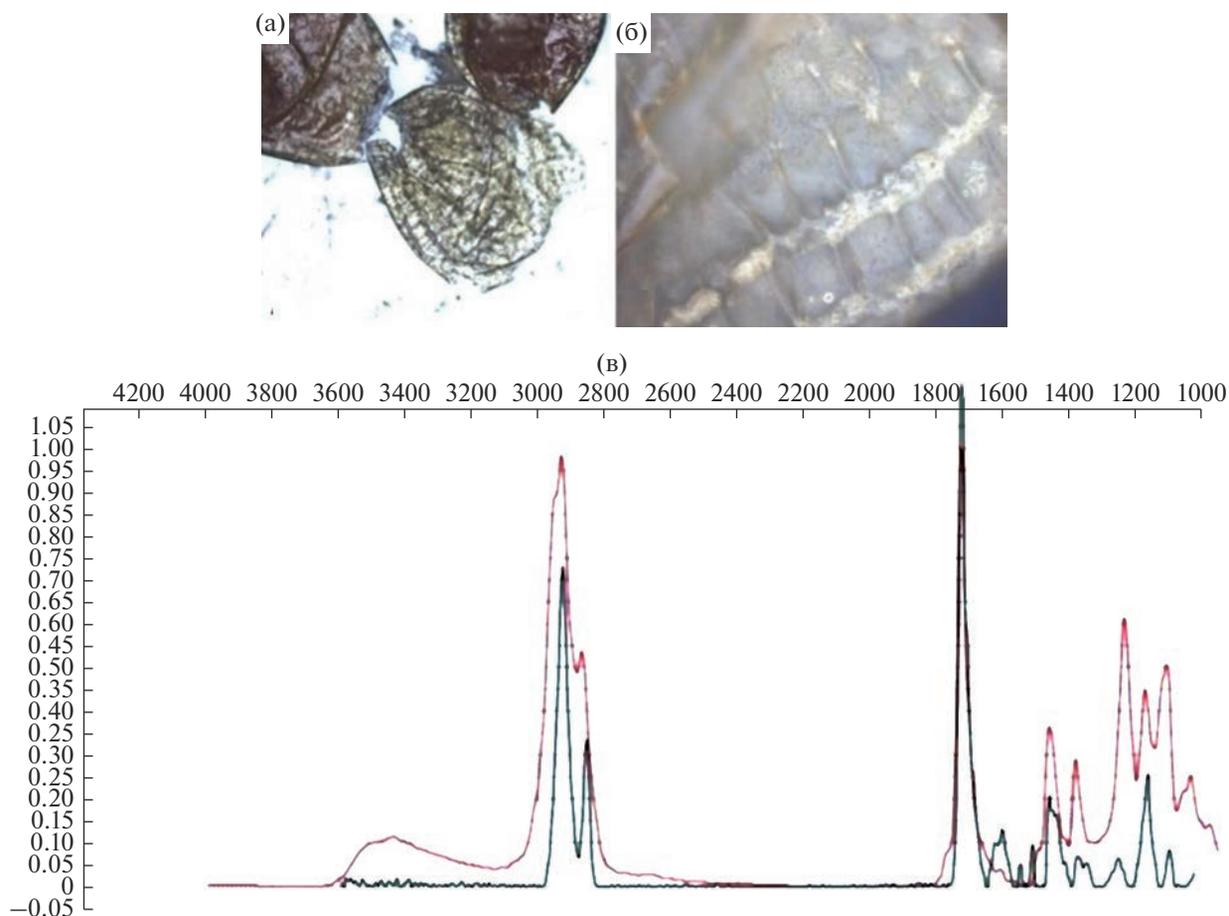


Рис. 7. Желтые капсулы, преобладающие в пробах донных осадков оз. Водлозеро: а – внешний вид; б – структура поверхности; в – ИК-спектр желтых капсул (черный) и референсный спектр полимера, полученного из природной смолы (красный).

как Антарктика [17]. Речной сток – другой распространенный источник МП. Волокна – одна из наиболее распространенных форм МП как в водной среде в целом, так и в водных объектах особо охраняемых природных территорий [23]; эти формы МП довольно легко транспортируются в водной среде [8], могут перераспределяться в водном объекте, и их накопление рядом с источниками не наблюдается [33], что и отмечено авторами как в оз. Водлозеро на ст. 5vdl, так и в Кижских шхерах на ст. Z2. Существенно больший уровень загрязнения по МП Кижских шхер по сравнению с оз. Водлозеро коррелирует и с рекреационной нагрузкой этих территорий: около 160 тыс. туристов посещают ежегодно Кижские шхеры, и около 5 тыс. – оз. Водлозеро [26].

Загрязнение особо охраняемых природных территорий частицами полимеров отмечается как по всему миру [23], так и в Кижских шхерах Онежского озера и оз. Водлозеро. Это показывает, что, несмотря на все усилия по предотвращению антропогенного воздействия на этих терри-

ториях, загрязнение водной среды полимерами наблюдается повсеместно. Специфика этого нового вида загрязнения заключается в возможности его проникновения в наиболее отдаленные и защищенные от воздействия человека уголки природы, что еще раз доказывает необходимость более внимательного изучения данной проблемы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Определен уровень загрязнения по МП донных отложений озер особо охраняемых природных территорий Республики Карелии: историко-архитектурного и этнографического музея-заповедника “Киж” (объект всемирного наследия ЮНЕСКО) и Водлозерского национального парка (биосферный заповедник ЮНЕСКО). Выявлено, что МП присутствует во всех исследованных пробах донных осадков. Волокна – наиболее распространенная форма МП на изученных территориях.

В этой связи необходима разработка новых научно-обоснованных подходов к мониторингу МП в водной среде, которые в дальнейшем послужат для разработки программ принятия решения и выбора приоритетных задач по сохранению природных территорий. В этом отношении исследование уровня загрязнения окружающей среды особо охраняемых природных территорий по МП – необходимый этап совершенствования систем управления и устойчивости экосистем к внешним воздействиям.

Поскольку МП невозможно удалить из окружающей среды известными методами, то на основе полученных результатов оценки загрязнения МП донных осадков особо охраняемых природных территории можно выделить основные мероприятия по уменьшению загрязнения водной среды этими частицами, которые могут использоваться не только руководством особо охраняемых территорий, но и другими водопользователями:

1) экологическое просвещение местных жителей и туристов с целью минимизации попадания пластикового мусора в окружающую среду;

2) меры по снижению образования вторичных МП в окружающей среде за счет деградации крупного пластикового мусора – путем рекультивации неорганизованных свалок и проведения регулярной очистки береговой зоны от пластикового мусора;

3) сокращение применения косметики, очищающих средств для лица, зубной пасты и т. д., содержащих первичный МП, а также различных промышленных абразивов на полимерной основе;

4) сокращение объемов сброса хозяйственно-бытовых сточных вод без очистки.

Авторы выражают благодарность сотрудникам группы исследования донных отложений ИВПС КарНЦ РАН за анализ физико-химических параметров осадков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т. Экосистема Онежского озера: реакция водных сообществ на антропогенные факторы и климатические изменения // *Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление*. 2017. № 1. С. 4–18.
2. Комулайнен С.Ф., Чекрыжева Т.А., Вислянская И.Г. Альгофлора озер и рек Карелии. Таксономический состав и экология. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. 81 с.
3. Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015.
4. Миронова Н.И. Развитие экологического туризма в России // *Сервис в России и за рубежом*. 2009. № 4. С. 115–129.
5. Научное обеспечение реализации “Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.”: Сб. науч. тр. Т. 1 / Отв. ред. В.Г. Пряжинская. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. 486 с.
6. Озера Карелии. Справочник / Под ред. Н.Н. Филатова, В.И. Кухарева. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. 464 с.
7. Отчет о деятельности Государственного историко-архитектурного и этнографического музея-заповедника “Кижы”. 2018 год / Под ред. Е.В. Богдановой. Петрозаводск: Изд. центр музея-заповедника “Кижы”, 2019.
8. Bagaev A., Mizyuk A., Khatmullina L., Isachenko I., Chubarenko I. Anthropogenic fibers in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 599. P. 560–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.185>
9. Botterell Z.L., Beaumont N., Dorrington T., Steinke M., Thompson R.C., Lindeque P.K. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review // *Environ. Pollution.* 2019. V. 245. P. 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
10. Cesa F.S., Turra A., Baruaque-Ramos J. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 598. P. 1116–1129.
11. Chubarenko I., Bagaev A., Zobkov M., Esiukova E. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment // *Mar. Pollut. Bull.* 2016. V. 108. № 1–2. P. 105–112.
12. Darabi M., Majeed H., Diehl A., Norton J., Zhang Y. A review of microplastics in aquatic sediments: occurrence, fate, transport, and ecological impact // *Current Pollution Reps.* 2021. V. 7. № 1. P. 40–53. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00171-3>
13. Dharmadasa W.S., Andrady A.L., Kumara P.T.P., Maes T., Gangabadage C.S. Microplastic pollution in marine protected areas of Southern Sri Lanka // *Mar. Pollut. Bull.* 2021. V. 168. P. 112462.
14. Fred-Ahmadu O.H., Bhagwat G., Oluyoye I., Benson N.U., Ayejuyo O.O., Palanisami T. Interaction of chemical contaminants with microplastics: principles and perspectives // *Sci. Total Environ.* 2020. № 706. P. 135978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>
15. Galakhina N.E., Zobkov M.B., Zobkova M.V. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations // *Environ. Nanotechnol., Monitoring Management.* 2022. V. 17. P. 100619. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100619>
16. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 a global assessment / Eds P.J. Kershaw, C.M. Rochman. GESAMP. Rep. Stud. 2016. № 93. 220 p.
17. Gonz'alez-Pleiter M., Edo C., Vel'azquez D., Casero-Chamorro M.C., Legan'es F., Quesada A., Fern'andez-Pi~nas F., Rosal R. First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area // *Mar. Pollut. Bull.* 2020. V. 161. P. 111811.
18. Hakanson L., Jansson M. Principles of Lake Sedimentology. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 316 p. <http://we->

- bapps.unitn.it/Biblioteca/it/Web/EngibankFile/Principles%20of%20lakes%20sedimentology.pdf
19. He M., Yan M., Chen X., Wang X., Gong H., Wang W., Wang J. Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton // *Gondwana Res.* 2021. V. 108. P. 120–126.
<https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.07.021>
 20. Jensen L.H., Motti C.A., Garm A.L., Tonin H., Kroon F.J. Sources, distribution and fate of microfibers on the Great Barrier Reef, Australia // *Sci. Rep.* 2019. V. 9. № 1. P. 1–15.
 21. Jones J.S., Porter A., Muñoz-Pérez J.P., Alarcón-Ruales D., Galloway T.S., Godley B.J., Santillo D., Vagg J., Lewis C. Plastic contamination of a Galapagos Island (Ecuador) and the relative risks to native marine species // *Sci. Total Environ.* V. 789. 2021. P. 147704.
 22. Jung Y.S., Sampath V., Prunicki M., Aguilera J., Allen H., LaBeaud D., Veidis E., Barry M., Erny B., Patel L., Akids C., Akids M., Nadeau K. Characterization and regulation of microplastic pollution for protecting planetary and human health // *Environ. Pollution.* 2022. P. 120442.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120442>
 23. Kutralam-Muniasamy G., Pérez-Guevara F., Elizalde-Martínez I., Shruti V.C. How well-protected are protected areas from anthropogenic microplastic contamination? Review of analytical methods, current trends, and prospects // *Trends in Environ. Analytical Chem.* 2021. V. 32. P. e00147.
 24. Moore C.J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat // *Environ. Res.* 2008. V. 108. № 2. P. 131–139.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
 25. Priya K.L., Renjith K.R., Joseph C.J., Indu M.S., Srinivas R., Haddout S. Fate, transport and degradation pathway of microplastics in aquatic environment – A critical review // *Regional Studies Marine Sci.* 2022. P. 102647.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102647>
 26. Rossi P., Shveykovskiy A., Fedorova E., Piippo S., Akhmetova G., Novikov S., Zdrovennov R., Timofeeva V., Zobkov M., Silvennoinen D.L., Hokkanen T.J., Smirnova A. DPSIR Framework (Drivers, Pressures, States, Impacts and Responses) Case-Study of Four UNESCO National Parks and Reserves in Russia and Finland. 2021. 196 p.
https://r1.nubex.ru/s586-cf6/f2102Eb/DPSIR_en_2.pdf
 27. Soil Sampling and Methods of Analysis (Second Edition) / Eds M.R. Carter, E.G. Gregorich. Boca Raton: CRC Press, 2007. 1264 p.
<https://doi.org/10.1201/9781420005271>
 28. Song Y.K., Hong S.H., Jang M., Han G.M., Rani M., Lee J., Shim W.J. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples // *Mar. Pollution Bull.* 2015. V. 93. № 1–2. P. 202–209.
 29. Sruthy S., Ramasamy E.V. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: the first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India // *Environ. Pollution.* 2017. V. 222. P. 315–322.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.038>
 30. Wu N., Zhang Y., Li W., Wang J., Zhang X., He J., Ma Y., Niu Z. Co-effects of biofouling and inorganic matters increased the density of environmental microplastics in the sediments of Bohai Bay coast // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 717. P. 134431.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134431>
 31. Xiang Y., Jiang L., Zhou Y., Luo Z., Zhi D., Yang J., Lam S.S. Microplastics and environmental pollutants: key interaction and toxicology in aquatic and soil environments // *J. Hazardous Materials.* 2022. V. 422. P. 126843.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126843>
 32. Zalasiewicz J., Waters C.N., Ivar do Sul J.A., Corcoran P.L., Barnosky A.D., Cearreta A., Edgeworth M., Gałuszka A., Jeandel C., Leinfelder R., McNeill J.R., Steffen W., Summerhayes C., Wagemann M., Williams M., Wolfe A.P., Yanan Y. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene // *Anthropocene.* 2016. V. 13. P. 4–17.
<https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>
 33. Zobkov M.B., Belkina N.A., Kovalevski V.V., Zobkova M.V., Efremova T.A., Galakhina N.E. 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. Chemical Engineering.* 2020. V. 8. № 5. P. 104367.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104367>
 34. Zobkov M.B., Zobkova M.V., Galakhina N.E., Efremova T.A. Method for microplastics extraction from Lake sediments // *MethodX.* 2020. V. 7. P. 101140.

ХИМИЧЕСКИЙ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ ТОМЬ (ЮРГИНСКИЙ РАЙОН, ЗАПАДНАЯ СИБИРЬ)¹

© 2023 г. В. С. Овсянникова^а *, И. В. Русских^а, Е. Б. Стрельникова^а, П. Б. Кадычагов^а

^аИнститут химии нефти Сибирского отделения РАН,
Томск, 634055 Россия

*e-mail: varja@ipc.tsc.ru

Поступила в редакцию 02.07.2022 г.

После доработки 28.10.2022 г.

Принята к публикации 30.10.2022 г.

Приведены результаты химического и микробиологического анализа состава донных осадков р. Томи в районе г. Юрги Кемеровской области. Во всех пробах донных осадков идентифицированы органические соединения смешанного, биогенного и антропогенного происхождения с преобладанием последних. Глинистые и илистые донные осадки характеризуются повышенным содержанием беззольного вещества, тяжелых металлов, практически всех классов идентифицированных углеводородов, за исключением кислородсодержащих и алициклических соединений. Донные осадки песчаного состава содержат минимальные концентрации органических загрязнителей, доли углеводородов разного происхождения в них сопоставимы. Микробиологический анализ показал, что в донных осадках, сложенных глинами и илистым песком, преобладали углеводородокисляющие бактерии.

Ключевые слова: донные отложения, углеводороды, тяжелые металлы, органические соединения, микрофлора, углеводородокисляющие бактерии.

DOI: 10.31857/S032105962260048X, **EDN:** NRUCYN

ВВЕДЕНИЕ

Донные отложения (ДО) рек и озер – депонирующая среда для многих загрязняющих веществ, особенно стойких, трудно поддающихся биотрансформации. Геохимические характеристики ДО постоянны во времени и содержат информацию о загрязнении водной толщи. Химический состав ДО может служить индикатором для выявления интенсивности и масштаба техногенного загрязнения водотоков, так как их состав отражает биогеохимические особенности водосборных территорий [17].

Например, закономерности распределения тяжелых металлов в ДО рек позволяют выделять зоны повышенного их содержания, которые приурочены к местам интенсивного сброса промышленных и коммунальных сточных вод [11]. Высокие техногенные нагрузки испытывают малые реки антропогенных ландшафтов, зачастую имеющие высокий уровень загрязнения и низкую самоочищающую способность. Со стоком в них попадают

отходы промышленных предприятий, городской канализации, сельскохозяйственные химические реагенты и т. д.

Углеводороды (УВ) – одна из групп загрязняющих веществ, присутствующих в ДО в качестве как природных составляющих органического вещества (ОВ), так и накапливающихся в результате антропогенного воздействия; при оценке экологической ситуации важно различать их фоновое природное содержание и вклад хозяйственной деятельности человека [1].

Один из биологических показателей экологического состояния природных объектов – состояние микрофлоры, которая реагирует на любые воздействия изменением количественного и качественного состава, а также структуры микробного сообщества – соотношения эколого-трофических групп микроорганизмов [4, 19].

Томь – река в Западной Сибири, правый приток Оби общей длиной 827 км и площадью водосбора 62 тыс. км². В верхнем течении – горная, в Кемеровской и Томской областях – типично равнинная река [3]. В нее попадают сточные воды предприятий горнодобывающей, топливно-энергетической, металлургической, коксохимической,

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ИХН СО РАН, финансируемого Министерством науки и высшего образования Российской Федерации (НИОКТР 121031500046-7).

Таблица 1. Характеристика проб ДО, отобранных в р. Томи

№ пробы	Место отбора	Координаты	Тип ДО
1	с. Верх-Тайменка, 15 км выше по течению от г. Юрги	55°40'19" с.ш. 85°10'13" в.д.	Илистый песок
2	пос. Речной, 7.5 км выше по течению от г. Юрги	55°41'35" с.ш. 85°06'39" в.д.	Илистая глина
3	Выше по течению окраины г. Юрги, частный сектор и место для купания	55°42'34" с.ш. 84°59'37" в.д.	Илистый песок
4	Центр г. Юрги, рядом автодорога	55°43'35" с.ш. 84°57'36" в.д.	Песок
5	Ниже по течению окраины г. Юрги, рядом понтонный мост для автомобилей и паромная переправа	55°44'76" с.ш. 84°56'16" в.д.	Песок
6	д. Талая, на 7.5 км ниже по течению после очистных сооружений города и ТЭЦ	55°48'40" с.ш. 84°54'38" в.д.	Илистый песок
7	13 км ниже по течению после г. Юрги	55°46'44" с.ш. 84°54'20" в.д.	Глина

химической, деревообрабатывающей промышленности, агропромышленного комплекса и коммунального хозяйства городов Междуреченска, Новокузнецка, Кемерово, Томска [5].

На территории Юрги расположен ряд промышленных предприятий: машиностроительный и ферросплавный заводы; заводы сельскохозяйственного оборудования и железобетонных конструкций; производство кровельных и изоляционных материалов, производство оборудования для фармацевтической и химической отраслей, текстильная фабрика, мебельная компания, производство упаковочных материалов для пищевых предприятий, гормолзавод, пивоваренная компания и завод по выращиванию радужной форели [16]. Исследования вод р. Томи ведутся на протяжении многих лет. Однако, как правило, эти работы ограничиваются одним направлением, например определением содержания макро- и микроэлементов, других гидрохимических показателей качества воды [15] или изучением способности речной микрофлоры к утилизации различных загрязнителей [6]. В работах [7, 15] проводили исследования группового состава ОВ в воде и ДО р. Томи в районе г. Юрги.

В данной работе выполнен комплексный анализ ДО р. Томи в районе г. Юрги Кемеровской области: исследовано содержание тяжелых металлов (ТМ), ОВ и численность микрофлоры в ДО для оценки вклада городской инфраструктуры в загрязнение водной экосистемы.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Пробы поверхностного (0–10 см) слоя ДО отбирали с использованием пробоотборочного бура ТБГ-1 с семи точек р. Томи в Юргинском районе Кемеровской области, у берегов, в спокойных

и благоприятных для накопления ДО зонах (табл. 1, рис. 1). Пробы отбирали в конце вегетационного сезона (конец сентября) по течению реки в направлении от г. Кемерово к г. Томску для оценки вклада в загрязнение ДО ОВ населенных пунктов, по территории которых протекает р. Томи.

Механический состав отложений определяли экспресс-методом по формированию шнура или шарика (табл. 1) [20].

Зольность ДО определяли весовым методом после прокаливании в течение 6–8 ч при 600°C абсолютно сухих образцов (предварительно высушенных до постоянного веса при 105°C) [8].

Содержание ОВ (беззольного) определяли как величину, обратную зольности, весовым методом по разнице между исходной массой образца и потерей массы после прокаливании [14].

Содержание ТМ определяли в прокаленных при 600°C ДО методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой на приборе “iCap-6500” (“Thermo Scientific”) [13].

В ДО определяли численность микрофлоры трофических групп, осуществляющих разложение разных классов ОВ природного и антропогенного происхождения. На мясептонном агаре (МПА) учитывали группу аммонификаторов или гнилостную микрофлору, осуществляющую распад белковых соединений; на крахмало-аммиачном агаре (КАА) выделяли группу микроорганизмов, разлагающих углеводы и усваивающих минеральный азот. Численность педотрофной микрофлоры, разлагающей гуминовые кислоты, учитывали на почвенном агаре (ПА). Группу олигокарбофилов и олигонитрофилов, способных выживать при крайне низких концентрациях биогенных элементов, учитывали на “голодном”



Рис. 1. Картограмма территории пробоотбора. 1–7 – номера точек отбора.

агаре (ГА) [18]. Численность углеводородокисляющих бактерий (УОБ) определяли на агаризованной среде Мюнца с нефтью [23]. Для оценки особенностей микробиологических процессов и экологического состояния ДО рассчитывали трофические коэффициенты – соотношения численностей групп на указанных средах. Коэффициент минерализации определяли как соотношение численностей на средах КАА/МПА, коэффициент педотрофности – ПА/МПА, коэффициент олиготрофности – ГА/МПА [4].

ОВ из ДО экстрагировали хлороформом и четыреххлористым углеродом. Из хлороформных экстрактов получали гексановую фракцию на оксиде алюминия, которую исследовали методом хромато-масс-спектрометрии (ХМС) на приборе “DFS” фирмы “Thermo Scientific” (Германия), предоставленном центром коллективного пользования ТомЦКП СО РАН. Режимы работы хроматографа: кварцевая капиллярная хроматографическая колонка “SUPELCO” с внутренним диаметром 0.32 мм, длиной 30 м, неподвижной фазой SPB-5 (SE-54); газ-носитель – гелий, давление на входе 0.5 атм, температура испарителя 250°C, температура интерфейса 250°C; программа нагрева термостата хроматографа: начальная температура $T_{\text{нач}} = 70^\circ\text{C}$, изотерма в течение 2 мин, затем нагрев со скоростью 5 град/мин до $T_{\text{макс}} = 280^\circ\text{C}$ с последующей выдержкой в изотермических условиях до полной очистки колонки. Режим работы масс-спектрометра: метод ионизации – электронный удар; энергия ионизирующих электронов – 70 электронвольт; температура ионизационной камеры – 250°C; диапазон регистрируемых масс – 33–400 а.е.м.; длительность развертки спектра – 0.4 с.

Количественные расчеты проводили по площадям хроматографических пиков с использованием дейтероаценафтена в качестве внутреннего стандарта. Идентификацию органических примесей проводили по полным масс-спектрам с использованием компьютерной библиотеки Национального института стандартов.

Экстракты ОВ, выделенные четыреххлористым углеродом, использовали для определения суммарного содержания УВ ИК-спектрометрическим методом. Определение проводили двумя параллельными измерениями на спектрометре ИК-Фурье “Nicolet 5700” (разрешение – 4 см^{-1} , число сканов пробы – 64) в диапазоне $3100\text{--}2700\text{ см}^{-1}$ в кюветах из NaCl с толщиной поглощающего слоя 10 мм в соответствии с ПНД Ф 14.1:2.5-95 [11].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Отобранные образцы ДО отличались по механическому составу (табл. 1) и зольности – содержанию несгораемого остатка (табл. 2). Минимальная зольность определена в образцах 2 и 7, характеризующихся как глинистые по гранулометрическому составу. Глины обладают высокими адсорбционными свойствами по отношению к органическим компонентам по сравнению с песчаными грунтами, что влияет на распределение ТМ в ДО. Содержание кадмия, меди, кобальта, никеля, свинца и цинка в образцах 2 и 7 в 3–5 раз превышало таковое в образцах, представленных песчаными грунтами, вне зависимости от расположения возможных источников загрязнения (тепловых электростанций, городских и промышленных стоков Юрги и Кемерово).

Таблица 2. Зольность и содержание тяжелых металлов в ДО р. Томи

№ образца	Зольность, %	Содержание компонента, мг/кг сухого вещества ДО						
		Fe	Zn	Ni	Cu	Pb	Co	Cd
1	96.7	2344	35.10	2.58	1.858	1.35	1.10	0.042
2	86.8	8364	161.95	9.98	8.377	6.77	4.11	0.274
3	93.9	2294	40.64	3.13	3.735	2.15	2.00	0.013
4	96.6	2108	33.61	3.18	1.612	1.08	1.02	0.011
5	96.3	2478	42.31	3.34	2.439	1.62	1.51	0.028
6	94.9	3049	51.08	3.66	2.033	1.84	1.79	0.064
7	90.4	4345	78.54	6.07	5.414	3.29	2.43	0.124

Концентрации разных металлов в ДО значительно отличались: железо в зольных остатках содержалось в максимальных количествах – от 2100 до 8300 мг/кг, так как оксиды железа являются компонентами почв и ДО. Содержание цинка варьировало от 33 до 162 мг/кг. В РФ ПДК для цинка составляет 100 мг/кг, поэтому превышение ПДК отмечено лишь в образце 2 – 162 мг/кг. Основные источники цинка – удобрения, осадки сточных вод и воздушная пыль промышленного происхождения. В меньших количествах в ДО определен никель – от 2.6 до 10 мг/кг, что ни в одном образце не превысило ПДК для почв, принятую в РФ (85 мг/кг) [2]. Никель в почвы и реки попадает при сжигании топлива, из промышленных выбросов, городских сточных вод. Содержание меди и свинца варьировало в пределах 1.6–8.4 и 1.08–6.8 мг/кг соответственно с максимальным содержанием в образцах 2 и 7. Основным источником антропогенного свинца – выхлопные газы автотранспорта, меди – нефтяное загрязнение. Медь и свинец связываются гумусовым веществом почв и ДО, а также оксидами железа и марганца. Кобальт в исследуемых образцах опреде-

лен в количестве 1.02–4.11 мг/кг. Основным источником техногенного кобальта – производство цветных металлов. Кадмия обнаружено меньше всего – 0.0113–0.274 мг/кг, что не превышает ПДК (1.0 мг/кг) [12]. Кадмий поступает в водоемы при выщелачивании почв сельскохозяйственных угодий и из очистных сооружений.

Соотношение содержаний анализируемых компонентов в однотипных ДО свидетельствует о сравнительно невысоком вкладе г. Юрги в загрязнение ТМ, так как максимальное содержание ТМ отмечено в точке 2, расположенной до Юрги; следовательно, основным источником ТМ в ДО Томи можно считать предприятия г. Кемерово.

Показатель, обратный зольности, – содержание беззольного вещества, в состав которого входят в основном ОВ. Максимальное его содержание – 9.6–13.2% – отмечено в глинистых образцах 2 и 7, отобранных до и после Юрги, минимальное – 3.3–3.4% – в песчаных образцах 1 и 4, отобранных перед Юргой и в ее центре (рис. 2а).

Общее содержание УВ в исследованных образцах варьировало от 0.038 до 0.13 г/кг (рис. 2б).

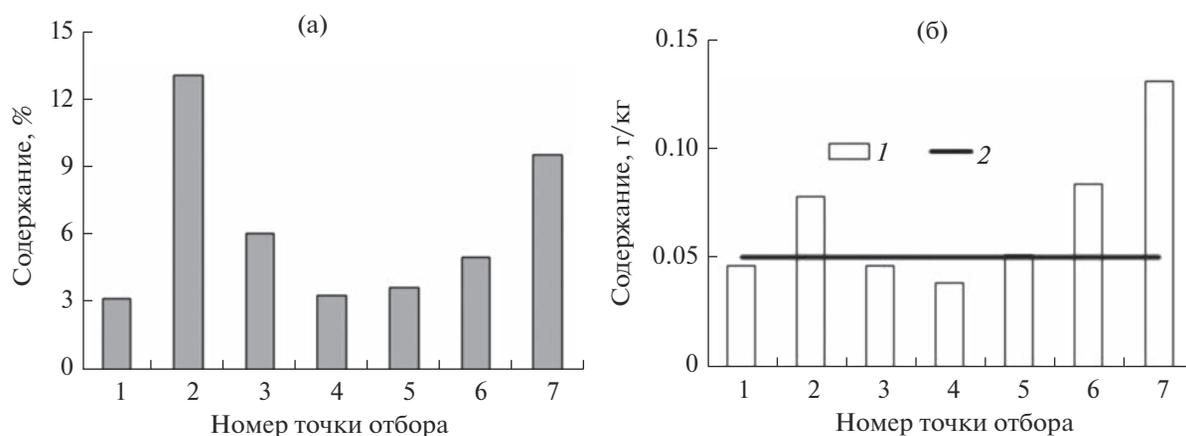


Рис. 2. Доля беззольного вещества (а) и общее содержание УВ (б) в ДО р. Томи: 1 – содержание УВ, 2 – их допустимая концентрация.

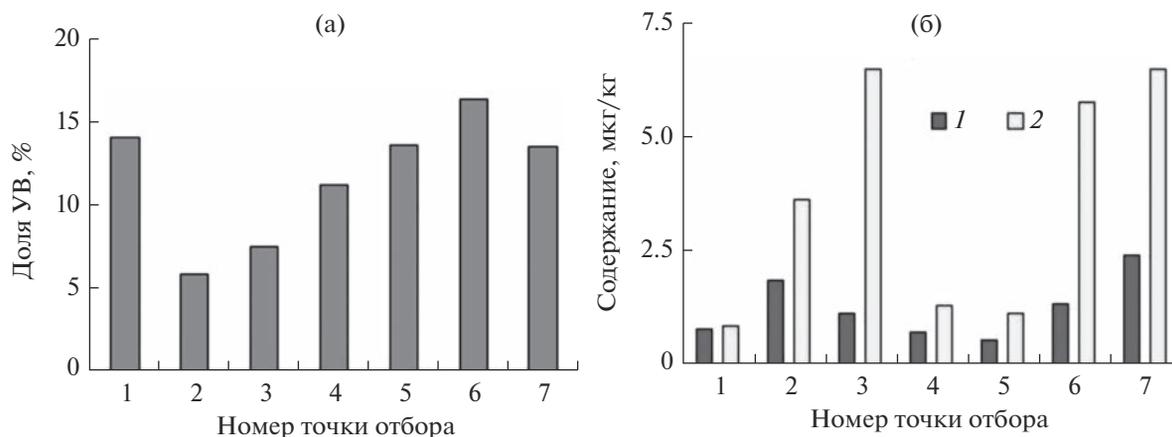


Рис. 3. Доля УВ в беззольном веществе ДО р. Томи (а) и их происхождение (б): 1 – смешанное, 2 – антропогенное.

В пробах 2, 6 и 7 содержание УВ превышало допустимую концентрацию (ДК) в 1.5–2.6 раза [9].

На примере проанализированных образцов ДО можно оценить влияние расположения места отбора относительно населенного пункта и механического состава ДО на накопление в них УВ. Так, влияние механического состава ДО (глина или песок) на накопление УВ можно оценить, сравнивая содержание УВ в образцах 1 или 3 и 2, отобранными выше Юрги по течению, но отличающимися по типу: в илстых песках (пробы 1 и 3) содержалось по 0.046 г/кг УВ, в илистой глине (проба 2) – 0.077 г/кг. Илстый песок (образец 6), отобранный ниже Юрги, содержал 0.083 г/кг, а глина (образец 7) – 0.13 г/кг УВ. Это объясняется разной сорбирующей способностью песка и глины по отношению к УВ. А разница между пробами 1 или 3 и 6, а также между 2 и 7 показывает вклад инфраструктуры г. Юрги в загрязнение ДО: в илстом песке, отобранном ниже Юрги, содержалось УВ в 1.8 раз больше, чем до Юрги, а в глине – в 1.7 раз.

Поэтому повышенное содержание УВ (0.077 г/кг) в глинистой пробе 2, отобранной до Юрги, можно считать следствием адсорбции и долгосрочного накопления органических поллютантов, поступавших от расположенного еще выше по течению Кемерово, а повышенные концентрации УВ в отобранных ниже г. Юрги пробах 6 и 7 связаны, скорее, с городскими стоками, выбросами предприятий и транспорта.

Распределение УВ в образцах было сходным с распределением беззольного вещества. Несмотря на это, доля УВ в беззольном веществе, рассчитанная на основе данных ИК-спектрометрического определения общего содержания УВ и гравиметрического анализа зольности, менялась иным образом: максимальные доли УВ определены в пробах 1 и 6, минимальные – в пробах 2 и 3. Начиная с пробы 3, отобранной с окраины Юрги

и ниже по течению, доля УВ растет по мере продвижения вдоль города и выезда из него (рис. 3а).

Методом ХМС в отобранных ДО идентифицировали алифатические, ароматические, алициклические УВ, а также ряд кислород- и серосодержащих ОВ (рис. 4). Если на основе опытных и литературных данных предположить, что к соединениям смешанного происхождения относятся алканы, би- и триароматические УВ, кислород- и серосодержащие соединения, а к соединениям антропогенного происхождения – моно-, тетра-, пентаароматические УВ и циклогексаны, то соотношения ОВ смешанного и антропогенного происхождения будут указывать на источник УВ в анализируемых ДО (рис. 3б).

Среди всех проб ДО максимальное содержание ОВ антропогенного происхождения определено в пробах 2, 3, 6 и 7, представленных глинами и илстыми песками и отобранных выше и ниже по течению от г. Юрги. Во всех пробах, кроме пробы 1 (с. Верхняя Тайменка), содержание УВ антропогенного происхождения было в 2.0–5.5 раз выше, чем смешанного. Максимальное различие отмечено для образцов 3, 6 и 7 (рис. 3б).

Среди анализируемых групп соединений преобладали ароматические с максимальным содержанием (4.8–6.8 мкг/г) в пробах 2, 3, 6 и 7, представленных илстыми песками и глиной и отобранных выше и ниже по течению от города. В песчаных пробах содержание ароматических УВ было минимальным (1.0–1.5 мкг/г) вне зависимости от места отбора – за городом или в его черте (рис. 4а).

Концентрация *n*-алканов варьировала от 0.54 до 1.26 мкг/г с максимальным содержанием в глинистых образцах 2 и 7. Среднее содержание отмечено в илстых песках ДО – в пробах 1, 3 и 6, а минимальное – в песчаных пробах 4 и 5. Расположение мест отбора практически не повлияло на содержание ароматических УВ и *n*-алканов в ДО.

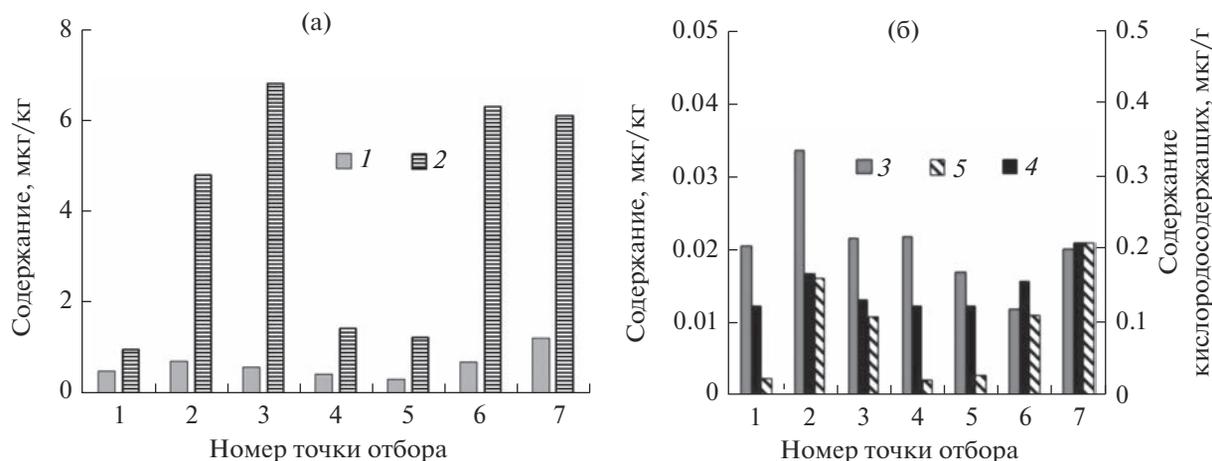


Рис. 4. Содержание разных групп органических соединений в ДО: 1 – *n*-алканы, 2 – ароматические, 3 – алициклические, 4 – серосодержащие, 5 – кислородсодержащие УВ.

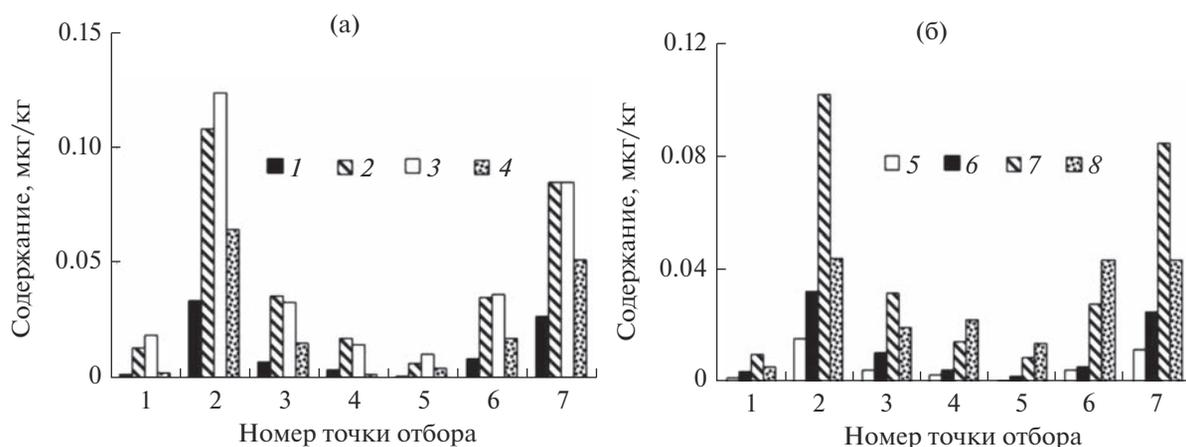


Рис. 5. Содержание биароматических УВ в ДО: 1 – метилнафталины, 2 – диметилнафталины, 3 – триметилнафталины, 4 – тетраметилнафталины, 5 – бифенил, 6 – метилбифенилы, 7 – диметилбифенилы, 8 – тетраметилбифенилы.

В невысоких концентрациях выявлены алициклические УВ (0.01–0.03 мкг/г), кислородсодержащие (0.12–0.21 мкг/г) и серосодержащие соединения (0.002–0.021 мкг/г).

Среди ароматических идентифицированы моно-, би-, три-, тетра- и пентациклические соединения. Моноароматические УВ представлены алкилбензолами и метилалкилбензолами, они обнаружены во всех пробах в очень низких концентрациях (от 0.0024 до 0.0095 мкг/г). Алкилбензолы – это сырье для производства пенообразователей и моющих средств, они входят в состав растворителей, красок, бензина и в окружающую среду попадают со сбросами промышленных предприятий и городских канализаций.

Биароматические УВ, идентифицированные в пробах, представлены нафталином, бифенилом и их метилзамещенными гомологами (рис. 5).

Основная доля биароматических УВ представлена ди-, три- и тетраметилнафталинами и моно-, ди- и тетраметилбифенилами. Голядерные гомологи нафталинов определены в крайне незначительных количествах либо отсутствовали. Максимальное содержание всех идентифицированных компонентов определено в пробах ДО глинистого состава – 2 и 7, причем проба 2, отобранная до города, содержала больше биароматических УВ, чем проба 7, отобранная через 13 км после Юрги. Следующими по содержанию биароматических УВ являются пробы, представленные илистными песками (3 и 6), затем песчаные пробы (4 и 5 – в черте города). Присутствие в ДО нафталина и его метилзамещенных гомологов может быть следствием смыва инсектицидных средств с полей, сброса промышленных стоков заводов по изготовлению красителей либо связано с его природным происхождением. Бифенил и его метил-

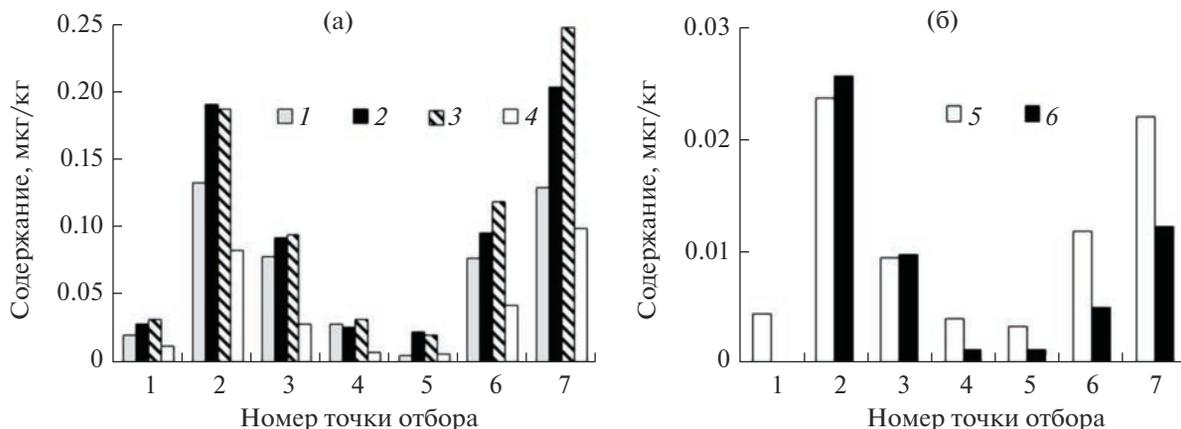


Рис. 6. Содержание триароматических УВ в ДО: 1 – фенантрен, 2 – метилфенантрены, 3 – диметилфенантрены, 4 – триметилфенантрены, 5 – флуорен, 6 – метилфлуорены.

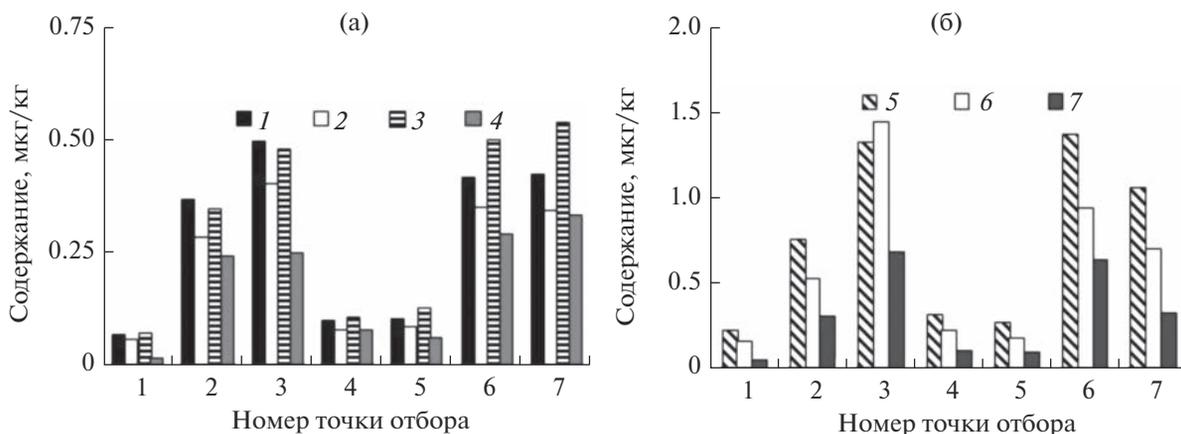


Рис. 7. Содержание тетраароматических УВ в ДО: 1 – флуорантен, 2 – пирен, 3 – метилфлуорантен, 4 – диметилфлуорантен, 5 – перилен, 6 – бенз(е)пирен, 7 – метилбензфлуорантен.

замещенные гомологи образуются при неполном сгорании автомобильного топлива, но также могут быть и природного происхождения.

Триароматические УВ в ДО представлены фенантренами и флуоренами (рис. 6а, 6б). Суммарное содержание фенантронов варьирует в пределах от 0.075 до 0.709 мгк/г, флуоренов – на порядок ниже – 0.004–0.049 мгк/г. Как общее содержание триароматических УВ, так и концентрации отдельных компонентов распределены аналогично биароматическим УВ: максимальное содержание определено в глинистых образцах, меньше – в илистых песках, минимальное – в песчаных образцах.

Появление флуоренов и фенантронов, являющихся реагентами для производства красителей, может быть объяснено выбросами лако-красочных предприятий.

Во всех пробах идентифицированы тетра- и пентаароматические соединения (рис. 7, 8). Их

содержание выше, чем би- и триароматических УВ, вследствие их более высокой устойчивости к микробиологическому окислению во внешней среде. По содержанию тетра- и пентаароматических УВ исследованные образцы ДО можно поделить на две группы: с низким (пробы 1, 4 и 5) и высоким (пробы 2, 3, 6 и 7) содержанием. Так, суммарно содержание тетраароматических гомологов флуорантена и пирена и их метилзамещенных гомологов варьирует в пределах 0.89–5.05 мгк/г (рис. 7а).

Идентифицированные во всех пробах пентаароматические бензантрацен и хризен содержатся в концентрациях 0.05–0.42 мгк/г; их метилзамещенные гомологи – в концентрациях 0.002–0.190 мгк/г. Их суммарная концентрация в первой группе проб составляет 0.2–0.3 мгк/г, во второй – 0.78–1.40 мгк/г (рис. 8).

Пентаароматические УВ относятся к пирогенным, так как они образуются в результате горе-

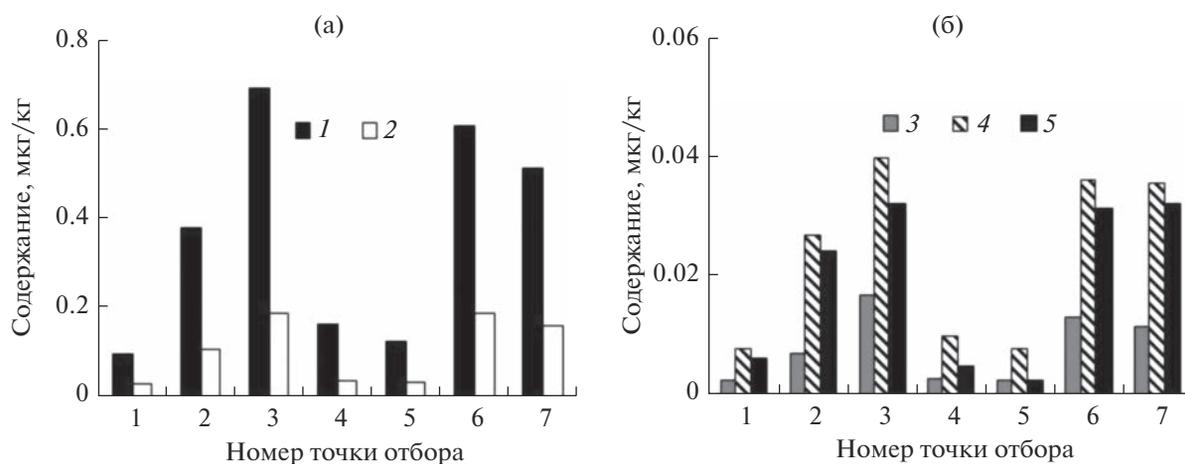


Рис. 8. Содержание пентаароматических УВ в ДО: 1 – трифенилен, 2 – метилбензантрацен, 3 – бензфлуорантрен, 4 – метилхризен, 5 – диметилбензантрацен.

ния, их присутствие в почвах и ДО обычно связывают с переносимыми ветром продуктами горения угля и различных видов топлива. Для определения происхождения полициклоароматических углеводородов (ПАУ) в объектах окружающей среды используются молекулярные индексы – соотношения содержаний различных компонентов – флуорантена к антрацену, флуорантена к пирену, флуорантена к сумме флуорантена и пирена, суммарного содержания ароматических УВ низкомолекулярного состава (би- и триарены) к ароматическим УВ высокомолекулярного состава (тетраарены и выше) и т. д. Состав и распределение индивидуальных ПАУ во всех пробах ДО были сходны. В соответствии с рассчитанными коэффициентами загрязнение ПАУ в основном имеет пирогенное происхождение (табл. 3) [24].

Различия образцов по величине соотношения суммарного содержания низкомолекулярных ПАУ и содержания высокомолекулярных могут свидетельствовать как о разном вкладе УВ пирогенного

и петрогенного происхождения, так и о разной скорости их биоокисления в условиях внешней среды.

Помимо ароматических УВ в ДО р. Томи идентифицированы алифатические УВ, которые представлены *n*-алканами C₁₃–C₃₂ (рис. 9).

Наличие *n*-алканов в пробах ДО связывают с продуцированием их биоорганизмами либо с привнесением из нефтяных систем, на что указывает молекулярно-массовое распределение (ММР) этих соединений.

Во всех пробах ДО в ММР *n*-алканов просматриваются две моды: первая – C₁₃–C₂₅ и вторая – C₂₇–C₃₁. Первая имеет би- и полимодальную форму, приближаясь к гауссовой кривой. Вторая имеет четкие максимумы содержания C₂₇, C₂₉ и C₃₁ *n*-алканов, которые в несколько раз превышают содержание компонентов первой группы. Эта закономерность выражается в виде коэффициента нечетности *CPI*:

$$CPI = \frac{2 \times (C_{21} + C_{23} + C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31})}{(C_{20} + C_{22} + C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30}) + (C_{22} + C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32})}$$

Таблица 3. Значения молекулярных индексов для ПАУ пирогенного и петрогенного происхождения

Индекс	Происхождение		Номер образца						
	пирогенное	петрогенное	1	2	3	4	5	6	7
Флуорантен/пирен	>1	<1	1.20	1.29	1.24	1.26	1.22	1.19	1.23
Флуорантен/ (флуорантен + пирен)	>0.5	<0.5	0.55	0.56	0.55	0.56	0.55	0.54	0.55
НМС/ВМС	<1	>1	0.16	0.28	0.07	0.11	0.09	0.08	0.21

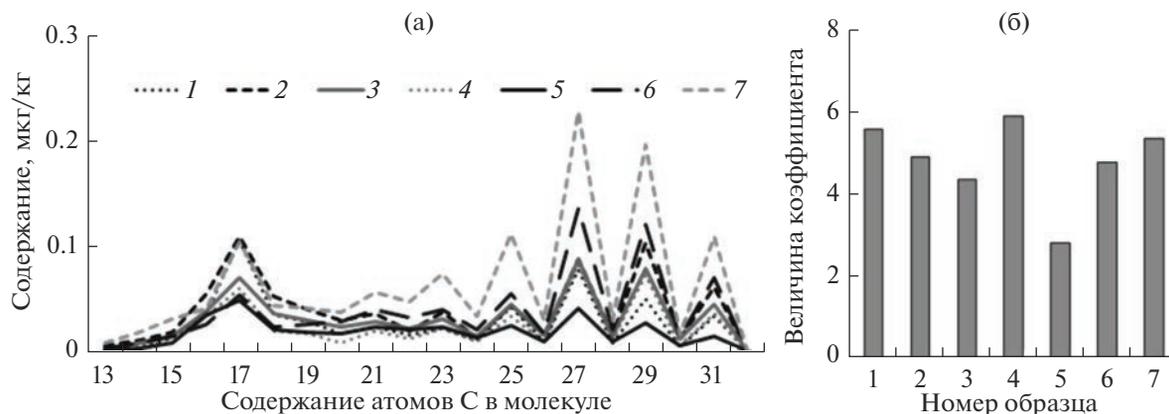


Рис. 9. Молекулярно-массовое распределение *n*-алканов (а) и коэффициенты нечетности (б) в образцах ДО Юргинского района Кемеровской области: 1–7 – точки отбора проб.

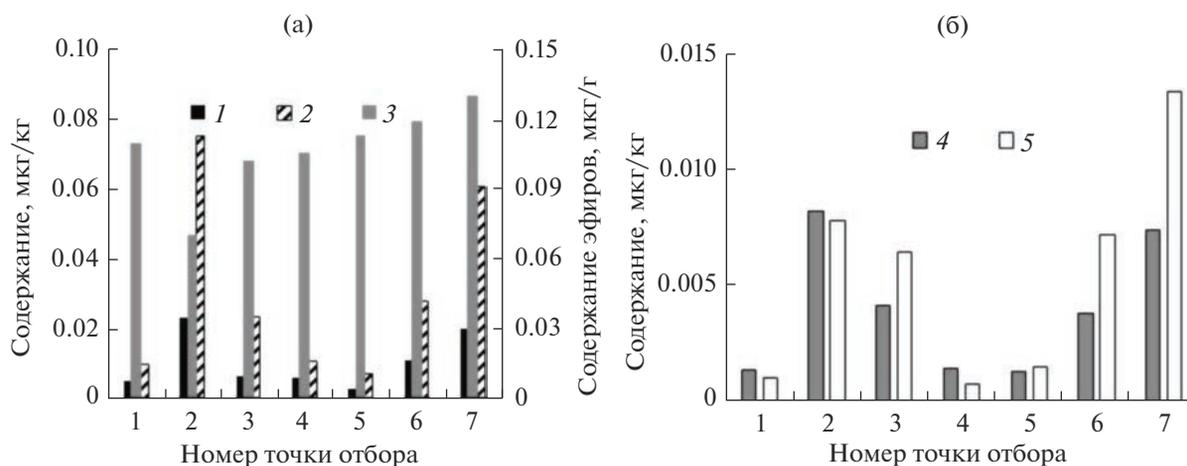


Рис. 10. Содержание кислородсодержащих (а) и серосодержащих (б) соединений в ДО: 1 – дибензофуран, 2 – метилдибензофураны, 3 – эфиры карбоновых кислот, 4 – дибензтиофен, 5 – метилдибензтиофены.

Значение *CPI*, близкое к 1, свидетельствует об антропогенном происхождении *n*-алканов, $1 > CPI < 10$ – о биогенном, так как для живых организмов характерно преобладание гомологов с нечетным числом атомов углерода над четными, а в нефтях и нефтепродуктах распределение сглажено [22].

В данной работе во всех пробах значение *CPI* в 3–6 раз превышает единицу, что свидетельствует о преимущественно биогенном происхождении *n*-алканов в пробах ДО р. Томи. Максимальный вклад *n*-алканов биогенного происхождения отмечен в пробе 4 (центр г. Юрги), минимальные – в пробах 3 и 5. *n*-Алканы C_{27} , C_{29} и C_{31} являются продуктами биосинтеза высших растений и поступают в окружающую среду с растительным опадом.

Помимо вышеперечисленных соединений, в небольшом количестве были идентифицированы кислород- и серосодержащие ОВ (рис. 10).

Среди кислородсодержащих соединений определены дибензофураны и эфиры карбоновых кислот. Дибензофуран и метилдибензофураны были определены во всех пробах, их максимальное содержание отмечено в пробах 2 и 7 (рис. 10а). Распределение эфиров карбоновых кислот в пробах отличалось от распределения всех остальных веществ: начиная с пробы 2 (пос. Речной, до Юрги) их содержание возрастало с 0,07 до 0,13 мкг/г, накапливаясь по мере продвижения вниз по течению.

Идентифицированные в ДО серосодержащие соединения представлены дибензтиофеном и его метилзамещенными гомологами.

Аналогично ароматическим соединениям максимальное количество серосодержащих соедине-

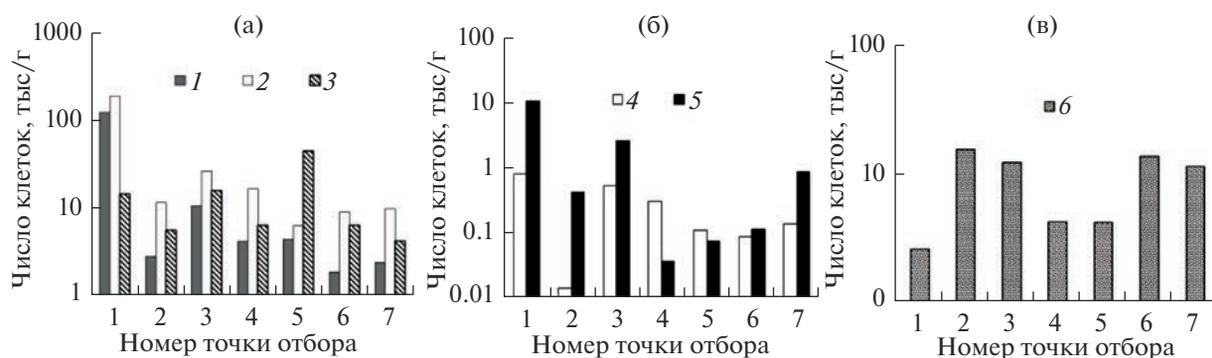


Рис. 11. Численность в ДО микрофлоры основных физиологических групп при учете на разных питательных средах: 1 – МПА, 2 – КАА, 3 – ср. Чапека, 4 – ГА, 5 – ПА, 6 – Мюнца.

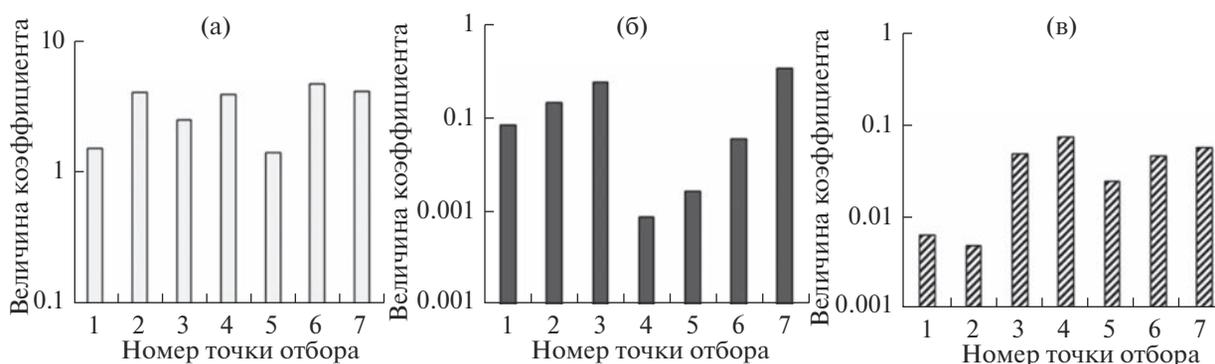


Рис. 12. Эколого-трофические коэффициенты для микрофлоры ДО: КАА/МПА – коэффициент минерализации (а), ПА/МПА – коэффициент педотрофности (б), ГА/МПА – коэффициент олиготрофности (в).

ний наблюдается в пробах ДО 2 и 7, представленных глинистым материалом (рис. 10б). Метилдибензтиофены не обнаружены в пробах илистого песка выше по течению от города (проба 1) и в песчаном ДО в центре города (проба 4).

Серосодержащие и кислородсодержащие соединения могут иметь как биогенное, так и антропогенное происхождение и не являются токсичными соединениями.

Повышенное содержание – 1.56 мкг/г – алициклических соединений, представленных циклогексанами, было отмечено в пробе 7 – на 13 км ниже по течению после Юрги, в остальных пробах – 0.0118–0.0334 мкг/г. Циклогексаны как компоненты моторных масел и различных видов топлива относятся к антропогенным загрязнителям, и их повышенная концентрация может свидетельствовать о вкладе выхлопов автотранспорта или предприятий г. Кемерово.

Микробиологический анализ проб ДО показал, что во всех образцах доминировала микрофлора, растущая на среде КАА и использующая минеральный азот (6–182 тыс. клет/г), следующая по численности была аммонифицирующая микрофлора на среде МПА (2–120 тыс. клет/г).

Затем по убывающей: микромицеты на среде Чапека (4.2–43.7 тыс. клет/г), углеводородокисляющая (2.6–15.6 тыс.), педотрофная на почвенном агаре (0.04–10 тыс.), олиготрофная на “голодном” агаре (0.014–0.8 тыс. клет/г) (рис. 11).

Присутствие в больших количествах аммонифицирующей микрофлоры свидетельствует об активном распаде белковых соединений, попадающих в реки с растительным опадом и отмершими животными организмами. Микрофлора на КАА осуществляет разложение природного ОВ следующей ступени – распад полисахаридов. Так как в анализированных ДО максимальной была именно эта группа и коэффициент минерализации КАА/МПА во всех образцах был >1, это позволяет предполагать, что в исследуемый период доминирующим процессом было разложение полисахаридов (рис. 12).

Численность УОБ в пробах 2, 6 и 7 превышала количество микрофлоры на КАА и МПА в 1.5–7.0 раз, в остальных – была сопоставима или ниже, т. е. УОБ не были абсолютно доминирующей группой, что указывает на отсутствие угнетения других групп микрофлоры углеводородным загрязнением. Численность УОБ в образцах соот-

ветствовала общему содержанию в них УВ: максимальная численность УОБ отмечена в пробах 2 и 6, чуть ниже – в пробах 3 и 7, минимальная – в пробах 1, 4 и 5 (рис. 11).

Коэффициенты педотрофности и олиготрофности во всех образцах ДО были <1 , возможно, из-за выноса водой субстратов для их роста – водорастворимых продуктов распада высокомолекулярных биополимеров – белков и углеводов (рис. 12).

Мониторинг состава ОВ в ДО р. Томи вблизи г. Юрги проводился авторами статьи в течение ряда лет (2005, 2011, 2019 гг.). В 2005 г. [7] концентрации ОВ ДО, отобранных выше и ниже г. Юрги, близки, за исключением ПАУ, содержание которых в пробе выше г. Юрги в 3 раза больше по сравнению с пробой, отобранной ниже по течению. Исследования, проведенные в 2011 г. [15], показали, что содержание загрязняющих соединений в пробах ДО, отобранных выше г. Юрги, меньше (по отдельным соединениям в 6–9 раз), чем в пробах, отобранных ниже по течению. Обратная картина наблюдается в 2019 г.: количество некоторых ОВ (ПАУ, кислородсодержащих соединений) в пробах ДО, отобранных выше г. Юрги, больше, чем в пробах, отобранных ниже по течению. ДО р. Томи в районе г. Юрги аккумулируют все выбросы загрязняющих веществ с предприятий Кузбасса, наиболее опасные поллютанты которых – ПАУ. Поскольку содержание их в ДО нестабильно, возникает необходимость постоянного мониторинга водной среды р. Томи на территории Кузбасса.

ВЫВОДЫ

Исследования ДО р. Томи в Юргинском районе Кемеровской области методом ИК-спектроскопии показали, что неблагоприятная обстановка в Юргинском районе наблюдается за 7.5 км до города, т. е. в 13 км от города вниз по течению и перед деревней Талой, где происходит сброс в р. Томь с очистных сооружений всех предприятий и канализации города. Суммарное содержание УВ здесь превышает значение ДК в 1.0–2.5 раза.

Определение содержания ТМ показало единичное превышение ПДК в 1.6 раз лишь для цинка, концентрации же остальных ТМ во всех образцах не превышали норму. Накопление ТМ и УВ в большой мере зависит от механического состава самих ДО. Глины и ил вследствие повышенных адсорбционных свойств характеризовались повышенным по сравнению с песчаными грунтами содержанием беззольного вещества, ТМ, УВ в целом и практически всех их классов, за исключением кислородсодержащих и алициклических соединений. Соотношения содержаний ТМ в однотипных ДО свидетельствуют о сравнительно

невысоком вкладе г. Юрги в загрязнение – возможно, основной источник ТМ в ДО данного района – г. Кемерово.

Во всех пробах ДО Томи обнаружены ОВ смешанного и антропогенного происхождения с преобладанием последних. Их максимальное содержание определено в ДО, представленных глинами и илистыми песками и отобранных как до, так и после Юрги. Образцы песчаного состава содержат минимальные концентрации ОВ, и в них доли УВ разного происхождения были сопоставимы.

Идентифицированные в ДО органические УВ по убыванию содержания располагаются в следующем ряду: ароматические – алифатические – алициклические – кислородсодержащие – серосодержащие. Анализ молекулярных индексов – соотношений содержаний фенантрена и антрацена, флуорантена и пирена и др. – свидетельствует о преимущественно пирогеомном происхождении в исследованных ДО полиароматических УВ, которые являются канцерогенными и токсичными веществами, их наличие обычно связывают с процессами горения. Присутствие пирогеомных ПАУ в ДО вблизи деревни Талой можно объяснить сбросами городской ТЭЦ, а в пос. Речном ниже по течению – расположением на берегу реки частных домов с печным отоплением. Различия соотношений суммарного содержания низкомолекулярных ПАУ и содержания высокомолекулярных может свидетельствовать не только о разном вкладе УВ пирогеомного и петрогеомного происхождения, но и о разной скорости их биоокисления в условиях внешней среды. Значения коэффициента нечетности указывают на значительный вклад *n*-алканов биогенного происхождения в ОВ исследованных ДО. Их минимальный вклад отмечен для проб, состоящих из илистого и обычного песка, отобранных выше и ниже по течению от Юрги.

Микробиологический анализ проб ДО показал, что во всех образцах доминировал процесс разложения полисахаридов, следующий по интенсивности – распад белковых соединений, а слабо выраженной была деструкция гуминовых веществ. Кроме того, во всех пробах присутствовала углеводородоксиляющая микрофлора, доминирующая над другими группами в пробах, состоящих из глины и илистого песка, за счет повышенного содержания в этих пробах субстрата для роста – УВ. Сопоставимые количества УОБ и остальных групп в ДО возле с. Верхне-Тайменка и в черте г. Юрги свидетельствуют об отсутствии угнетения микрофлоры углеводородным загрязнением, что указывает на удовлетворительное экологическое состояние города.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Валиев В.С., Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р.* Нефтяные углеводороды в донных отложениях: состав, идентификация, механизмы трансформации (обзор) // Экологическая безопасность. № 1. 2020. С. 41–51.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. М.: Почвенный ин-т РАСХН, 2008. 85 с.
3. *Герасимова Н.Н.* Анализ загрязнения поверхностных вод Кемеровской области на примере р. Томи // Вестн. Томского гос. ун-та. 2012. V. 355. С. 160–170.
4. *Даденко Е., Акименко Ю., Колесников С., Казеев К.* Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на Дону: Изд-во Южного федерального ун-та, 2016. 355 с.
5. *Захарина К.Э., Арустамов Э.А.* О показателях оценки загрязнения окружающей природной и жилой среды Кемеровской области // Интернет-журнал “Отходы и ресурсы”. 2017. № 4. <https://resources.today/PDF/08RRO417.pdf>
6. *Зинин-Бермес Н.Н., Громова В.А., Осипова Л.П.* Методы изучения биологического самоочищения воды реки Томи и ее токсичности // Медицина в Кузбассе. 2007. № 2. С. 29–31.
7. *Кадычагов П.Б., Русских И.В., Белицкая Е.А.* Особенности распределения органических примесей в природных водах и донных осадках бассейна реки Томи // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2008. № 7. С. 35 – 40.
8. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли золы в твердых и жидких отходах производства и потребления, осадках, шламах, активном иле, донных отложениях гравиметрическим методом. ПНД Ф 16.2.2:2.3:3.29-02. М., 2002. 13 с.
9. *Крамер Д.А., Тихонова И.О.* Антропогенное загрязнение донных отложений малых рек // Башкирский химич. журн. 2012. Т. 19. № 4. С. 29–34.
10. *Манихин В.И., Никаноров А.М.* Растворенные и подвижные формы тяжелых металлов в донных отложениях пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеоиздат, 2001. 182 с.
11. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в природных и сточных водах методом ИК спектроскопии. ПНД Ф 14.1:2.5-95. М.: Минприроды РФ, 2004. 15 с.
12. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. ГН 2.1.7.2511-09. М.: Минюст РФ, 2009. Рег. № 14121. 12 с.
13. *Отмахов В.И., Петрова Е.В., Пушкарева Т.Н., Островерхова Г.П.* Атомно-эмиссионная методика анализа грибов на содержание тяжелых металлов и использование ее для целей экомониторинга // Изв. Томского политех. ун-та. 2004. Т. 307. № 6. С. 44–48.
14. Почвы. Методы определения органического вещества. ГОСТ 26213-91. М.: Изд-во стандартов, 1992.
15. *Русских И.В., Стрельникова Е.Б., Гулая Е.В., Кадычагов П.Б.* Органические соединения в донных отложениях озер Хакасии // Вода: химия и экология. 2012. № 1. С. 11–16.
16. *Рябов В.А., Столбова О.Б.* Современный промышленный комплекс Кемеровской области // Вестн. КемГУ. Сер. Биологические, технические науки и науки о Земле. 2017. № 3. С. 41–46.
17. *Савичев О.Г.* Исследование взаимосвязей между химическим составом вод и донных отложений рек Сибири // Изв. Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2019. Т. 330. № 5. 178–188.
18. *Семенова И.Н., Ильбулова Г.Р., Суюндуков Я.Т.* Изучение эколого-трофических групп почвенных микроорганизмов в зоне влияния горнорудного производства // Фундаментал. исследования. 2011. № 11 (ч. 2). С. 410–414.
19. *Таупова О.А., Семенова И.Н.* Использование микробиологических показателей для оценки экологического состояния почв в зоне влияния Сибайского карьера (республика Башкортостан) // Современные проблемы науки и образования. 2012. № 2. <https://science-education.ru/ru/article/view?id=5592> (дата обращения: 10.06.2022)
20. *Черников М.В., Кавалерова Д.А., Букатин М.В., Адельшин Ф.К., Кузнецова О.Ю.* Науки о Земле. Модуль 4. Почвоведение. Уч. пособие для студентов, обучающихся по специальности 020200 “Биология”. Волгоград, 2011. 21 с.
21. *Шварцев С.Л., Савичев О.Г.* Качество речных вод и проблемы управления водопользованием в бассейне реки Томи // Вычислительные технологии. 2006. Т. 11. № S6. С. 67–78.
22. *Didyk B.M., Simoneit B.R.T., Pezoa L.A., Riveros M.L., Flores A.A.* Urban aerosol particles of Santiago, Chile: organic content and molecular characterization // Atmos. Environ. 2000. V. 34. 1167–1179.
23. *Nalivaiko N.G.* Rukovodstvo k prakticheskim zanjatijam po mikrobiologii vody [Guide to practical training in water microbiology]. Tomsk: Publ. House Tomsk Polytech. Uni., 2010. 114 p.
24. *Yunker M.B., Perreault A., Lowe C.J.* Source apportionment of elevated PAH concentrations in sediments near deep marine outfalls in Esquimalt and Victoria, BC, Canada: Is coal from an 1891 shipwreck the source? // Org. Geochem. 2012. V. 46. P. 12–37.

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

УДК 504:556

ИЗМЕНЕНИЯ ГЛОБАЛЬНОГО ВОДООБМЕНА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИСТОРИЧЕСКИХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ НА КЛИМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЯХ ПРОЕКТА CMIP-6¹

© 2023 г. С. Г. Добровольский^а, *, В. П. Юшков^б, И. В. Соломонова^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^бМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, физический факультет, Москва, 119991 Россия

*e-mail: sgdo@bk.ru

Поступила в редакцию 24.02.2023 г.

После доработки 27.02.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Проанализированы полученные в результате “исторических” экспериментов на нескольких десятилетиях (от 34 до 41) климатических моделей проекта CMIP-6 многолетние, длиной до 165 лет, ряды глобально осредненных величин основных составляющих водообмена. Исследуются вариации испарения с поверхности океана, осадков над океаном, эффективного испарения с океана (суммарного горизонтального влагопереноса в атмосфере с океана на сушу), суммарного модельного речного стока с материков. Показано, что модельные осадки над океаном эффективно отфильтровывают монотонный положительный тренд в испарении с океана и, следовательно, оказывают стационаризирующее воздействие на всю цепь глобального водообмена, в том числе на многолетние изменения глобального речного стока.

Ключевые слова: проект CMIP-6, исторические эксперименты, климатические изменения составляющих глобального водообмена, речной сток.

DOI: 10.31857/S0321059623700037, **EDN:** NQQSTL

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на то, что вопросам изменений в климатической системе в последнее время уделяется повышенное внимание (что отражено, например, в обширной библиографии в последнем отчете Международной группы экспертов по изменениям климата IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)) [13] – колебания составляющих водообмена в глобальном пространственном масштабе и в климатических временных масштабах изучены совершенно недостаточно. Так, остается неисследованной следующая важнейшая проблема. Почему при несомненном росте глобальной температуры воздуха за последние 100–150 лет и кажущемся неизбежным соответствующем росте испарения с океана и интенсификации всего глобального водообмена – значительного увеличения стока большинства рек мира не наблюдается [2]. Последний вывод сформулирован в работах [2, 3] на основе анализа многолетних изменений годового речного стока в отдельных створах и суммарного стока в океан. Так, исследование всех доступных длинных (более 40 лет) около 1000 рядов

стока рек основного типа (не озерных и не зарегулированных) показало, что только в 4% створов наблюдаются статистически значимые монотонные многолетние тренды [3]. Изучение ряда величин глобально суммированного стока рек в океан длительностью 87 лет [2] приводит к выводу о стационарности и этих изменений. Аналогичные выводы делаются во многих посвященных этому вопросу работах, их анализ приведен в книге [2]; например, авторы фундаментальной монографии [1] (с. 131) делают вывод о том, что “значимых трендов водных ресурсов рассматриваемых речных бассейнов и бассейнов морей не существует”.

Причиной недостаточного развития исследований глобального водообмена являются трудности инструментальных наблюдений за испарением с поверхности океана и горизонтального влагопереноса в атмосфере, а также недостаточная продолжительность наблюдений для оценки изменений этих климатических характеристик. Еще сложнее оценивать осредненные по большому региону осадки – как над океаном, так и над сушей, а также испарение/эвапотранспирацию с поверхности суши ввиду чрезвычайной пространственной мозаичности этих характеристик. Большие сложно-

¹ Работа выполнена в рамках проекта 23-27-00114 Российского научного фонда.

сти возникают и при попытках разделить естественные и антропогенные причины этих изменений.

Определенные общие закономерности изменений компонентов глобального водообмена могут быть получены при помощи трактовки результатов расчетов на детальных гидродинамических моделях климатической системы — “климатических моделях” (КМ), описывающих большое количество процессов в океане, атмосфере и на поверхности суши. Сравнительные результаты расчетов по более чем 50 КМ представлены в рамках проектов CMIP-5 и CMIP-6 и имеются в открытом доступе. Особенный интерес представляют так называемые “исторические” эксперименты на указанных моделях, воспроизводящие изменения различных модельных гидрометеорологических характеристик на протяжении периода времени с середины XIX в. вплоть до второго десятилетия XXI в. В качестве “внешних” сигналов (форсинга) в таких моделях учитываются два основных типа процессов: медленное накопление парниковых газов в атмосфере и быстрые (“взрывные”) вулканические извержения. Процессы других временных масштабов, как правило, рассчитываются внутри моделей, причем все модели приблизительно сходно реагируют на внешние воздействия указанных двух типов, демонстрируя сходные хронологические ответы на эти сигналы. В свою очередь, основным “внутренним” процессом, влияющим на поведение климатических характеристик моделей, является так называемое “погодное возбуждение” климатической системы (по К. Хассельманну [12]) — результат воздействия сравнительно быстрых атмосферных процессов синоптического масштаба на более инерционные компоненты системы: океан, поверхность суши и покровное оледенение. В работах [12, 14] и в ряде других работ сотрудников и соавторов К. Хассельманна на основе данных наблюдений, палеореконструкций, численных расчетов с помощью стохастических моделей, а также в результате теоретического анализа было убедительно показано, что в глобальном пространственном масштабе и в широком диапазоне климатических масштабов времени “погодное возбуждение” приводит к вариациям средней глобальной температуры по типу случайных блужданий (или винеровских процессов). С учетом этой концепции различные модели экспериментов CMIP-6 должны давать различные хронологические отклики на “погодное возбуждение”— в отличие от указанных выше двух типов “внешних” сигналов. Причиной этого является то, что модели в “исторических экспериментах” не воспроизводят реальную хронологию синоптических изменений.

Этот дуализм в поведении моделей позволяет расчленить внутренние и внешние причины изменений, в том числе составляющих водообмена,

причем основную роль во “внешних” причинах играют поступления парниковых газов в атмосферу, так как эти эффекты имеют долговременный характер, в то время как эффекты взрывных вулканических извержений “рассасываются” не более чем за несколько лет.

Важным преимуществом детерминистических гидродинамических климатических моделей экспериментов CMIP-5 и CMIP-6 является то, что ансамбль моделей — в отличие от инструментальных наблюдений и данных реанализа — позволяет воспроизводить большое количество различных “реализаций” эволюции климатической системы, т. е. большее количество теоретически возможных вариантов поведения системы в предположении о том, что внешние сигналы для прогона каждой модели остаются одними и теми же, а эффекты “погодного возбуждения” различны. Таким образом, всю совокупность прогонов разных детерминистических моделей из общего ансамбля моделей на протяжении исторических экспериментов можно рассматривать как совокупность выборочных траекторий случайного процесса. Как следует из теории стохастических моделей климата К. Хассельманна, осреднение бесконечного числа реализаций тех изменений (винеровского характера) глобально осредненных параметров климатической системы, причина которых — погодное возбуждение, в масштабах времени порядка десятков и сотен лет должно дать отсутствие изменений за счет этого фактора. Так как число используемых авторами статьи моделей ограничено, трудно ожидать полного подавления глобальных изменений вследствие “погодного возбуждения” при осреднении по всем моделям, однако такое осреднение способно сильно ослабить указанные эффекты — и таким образом более четко выявить роль парникового эффекта.

В связи с тем, что индивидуальные взрывные вулканические извержения оказывают влияние на состояние климатической системы на протяжении не более чем несколько лет каждое, а их совокупность производит впечатление реализации некоррелированного по времени случайного процесса, результирующий эффект, по-видимому, имеет такую же структуру, что и эффект климатического погодного возбуждения. Различие заключается в том, что теоретически исторические эксперименты на моделях CMIP-6 воспроизводят только одну реализацию, порожденную взрывными извержениями, в то время как число реализаций, порожденных погодным возбуждением, велико. Однако в настоящей работе анализ ансамблевых оценок, в особенности анализ рядов эффективного испарения с океана, показывает, что это различие не оказывает существенного влияния на общие выводы работы.

Цели настоящей работы можно сформулировать следующим образом:

1) изучение при помощи ансамблевых оценок на моделях климатической системы особенностей стационарного/нестационарного поведения различных составляющих глобального водообмена в климатических масштабах времени – от межгодовых колебаний до изменений на протяжении полутора столетий;

2) выявление причины на этой основе отмеченного выше парадокса – отсутствия значимого монотонного тренда в глобальном речном стоке при несомненном росте средней глобальной температуры и тренда в среднем испарении с поверхности океана;

3) выявление также механизма, за счет которого спектральные плотности изменений глобального речного стока имеют в основном “белозумный” характер – неизменны по частоте;

4) в целом – предложение непротиворечивой гипотезы относительно основных особенностей и закономерностей многолетних изменений компонентов глобального водообмена на основе “исторических” модельных экспериментов.

ДАННЫЕ МОДЕЛЬНЫХ РАСЧЕТОВ

Детали использования результатов моделей проекта CMIP-6 заключаются в следующем. Проект CMIP-6 [19] объединяет множество как глобальных, так и региональных (LAM) гидродинамических моделей. Из этого ансамбля моделей рассмотрены лишь те глобальные модели, результаты (поля) которых представлены для общего пользования, т. е. имеющиеся на сайтах (нодах) проекта ESGF (Earth System Grid Federation) [11] данные о глобальном поле испарения/эвапотранспирации, осадках (общего типа) и общем стоке.

Так как сам проект CMIP-6 не задает жестких рамок и правил, лишь 48 глобальных моделей предоставили эти поля на сегодняшний день. В дальнейшем возможно расширение этих данных и поступление сведений от других моделей. Также в настоящее время еще продолжается работа в рамках предыдущего проекта, CMIP-5, и эти данные (поля) также могут быть использованы. Результаты обоих проектов в целом аналогичны, но точки доступа к информации находятся в разных базах данных.

В рамках представляемой работы для сопоставления используемых моделей между собой была осуществлена интерполяция различных модельных глобальных полей на единую гауссову сетку T62 с треугольным усечением. Ее характерное разрешение – 2×1.7 градуса. Более плотные сетки для интерполяции были использованы авторами статьи ранее в других работах, например [5].

“Маска” суши и океана, использованная в проекте, показана на рис. 1. Результаты тестовых экспериментов с интерполяцией данных на маску T255 или T254 (с разрешением ~ 0.5 градуса) не изменяют существенно полученные результаты (средние глобальные значения), но намного увеличивают время множественных расчетов. Для интерполяции, выборки, интегрирования по поверхностям суши и океана использовался пакет программ CDO Немецкого метеорологического института им. Макса Планка [15], весьма удобный для быстрой пакетной обработки результатов численного моделирования и рекомендованный американской университетской корпорацией атмосферных исследований [17].

В конечном итоге для анализа использовались данные всех доступных моделей климата проекта CMIP-6, для которых удалось обобщить информацию, полученную в результате “исторических экспериментов” по составляющим водообмена. Наборы параметров, для которых были доступны данные исторических экспериментов, несколько различались. Кроме того, несколько моделей были исключены из рассмотрения после анализа результатов, так как они давали кардинально отличающиеся от остальных моделей оценки. Наконец, при сопоставлении ансамблевых оценок по различным параметрам, а также для оценки расчетных параметров необходимы были наборы моделей, по которым имелись результаты в отношении всех требуемых комбинаций параметров. Например, для оценки изменений годовых величин испарения с поверхности океана использовались результаты 41 модели, для оценки изменений осадков над океаном и “эффективного” испарения с океана (разности “испарение минус осадки”) – 40 моделей, годового слоя стока с суши – 34 модели.

В итоге, в работе использовались результаты экспериментов на 41 модели проекта CMIP-6. Информация о моделях приведена в табл. 1.

Почти во всех случаях (за исключением 1–3 моделей) использовались данные “исторических экспериментов” за одинаковый промежуток времени: с 1850 по 2014 г., всего 165 лет. Для всех моделей скачивались также месячные данные по каждому из параметров, однако в связи с ограниченностью объема статьи в нее не включены результаты их анализа.

По унифицированной сетке, соответствующей “маске” на рис. 1, результаты численного моделирования приходилось интерполировать, поскольку разные модели используют разные расчетные сетки: “гауссову”, “географическую” (“lonlat”) или “криволинейную” (“curvilinear”). Интерполяция и выборка данных, суммирование стока по площади проводились с помощью пакета программ CDO [9].

Таблица 1. Информация об использованных в работе моделях климатической системы

Название модели	Институт	Ссылка (DOI)	Номинальное разрешение, (км): а – атмосфера, l – суша, о – океан, i – морской лед
ACCESS-CM2	CSIRO, Australia	10.22033/ESGF/CMIP6.4271	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
AWI-CM-1-1-MR	AWI, Germany	10.22033/ESGF/CMIP6.2686	a: 100, l: 100, o: 25, i: 25
AWI-ESM-1-1-LR	AWI, Germany	10.22033/ESGF/CMIP6.9328	a: 250, l: 250, o: 50, i: 50
BCC-CSM2-MR	BCC, China	10.22033/ESGF/CMIP6.2948	a: 100, l: 100, o: 50, i: 50
BCC-ESM1	BCC, China	10.22033/ESGF/CMIP6.2949	a: 250, l: 250, o: 50, i: 50
CAMS-CSM1-0	CAMS, China	10.22033/ESGF/CMIP6.9754	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
CESM2-FV2	NCAR), USA	10.22033/ESGF/CMIP6.11297	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
CESM2	NCAR, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.7627	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
CESM2-WACCM-FV2	NCAR, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.11298	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
CESM2-WACCM	NCAR, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.10071	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100.
CMCC-CM2-HR4	CMCC, Italy	10.22033/ESGF/CMIP6.1359	a: 100, l: 100, o: 25, i: 25
CMCC-CM2-SR5	CMCC, Italy	10.22033/ESGF/CMIP6.3825	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
CMCC-ESM2	CMCC, Italy	10.22033/ESGF/CMIP6.13195	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
E3SM-1-0	E3SM-Project, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.4497	a: 100, l: 100, o: 50, i: 50
E3SM-1-1	E3SM-Project, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.11485	a: 100, l: 100, o: 50, i: 50
EC-Earth3-AerChem	EC-Earth-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.4701	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
EC-Earth3-CC	EC-Earth-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.4702	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
EC-Earth3	EC-Earth-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.4700	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
EC-Earth3-Veg-LR	EC-Earth-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.4707	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
EC-Earth3-Veg	EC-Earth-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.4706	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
FGOALS-f3-L	CAS, China	10.22033/ESGF/CMIP6.3355	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
FGOALS-g3	CAS, China	10.22033/ESGF/CMIP6.3356	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
FIO-ESM-2-0	FIO, China	10.22033/ESGF/CMIP6.9199	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
GISS-E2-1-G	NASA-GISS, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.7127	a: 250, l: 250, o: 100, i: 250
GISS-E2-1-H	NASA-GISS, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.7128	a: 250, l: 250, o: 100, i: 250
GISS-E2-2-H	NASA-GISS, USA	10.22033/ESGF/CMIP6.2081	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
INM-CM4-8	INM, Russia	10.22033/ESGF/CMIP6.12321	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
INM-CM5-0	INM, Russia	10.22033/ESGF/CMIP6.5070	100, a: 100, l: 100, o: 50, i: 50
IPSL-CM5A2-INCA	IPSL, France	10.22033/ESGF/CMIP6.13661	a: 500, l: 500, o: 250, i: 250
IPSL-CM6A-LR-INCA	IPSL, France	10.22033/ESGF/CMIP6.13601	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
KACE-1-0-G	NIMS-KMA, Korea	10.22033/ESGF/CMIP6.8378	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
MIROC6	MIROC, Japan	10.22033/ESGF/CMIP6.5603	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
MPI-ESM-1-2-HAM	HAMMOZ-Consortium	10.22033/ESGF/CMIP6.5016	a: 250, l: 250, o: 250, i: 250
MPI-ESM1-2-HR	MPI-M, Germany	10.22033/ESGF/CMIP6.6594	a: 100, l: 100, o: 50, i: 50
MPI-ESM1-2-LR	MPI-M, Germany	10.22033/ESGF/CMIP6.6595	a: 250, l: 250, o: 250, i: 250
MRI-ESM2-0	MRI, Japan	10.22033/ESGF/CMIP6.6842	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100
NESM3	NUIST, China	10.22033/ESGF/CMIP6.8769	a: 250, l: 2.5, o: 100, i: 100
NorCPM1	NCC, Norway	10.22033/ESGF/CMIP6.10894	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
NorESM2-LM	NCC, Norway	10.22033/ESGF/CMIP6.8036	a: 250, l: 250, o: 100, i: 100
NorESM2-MM	NCC, Norway	10.22033/ESGF/CMIP6.8040	a: 100, l: 100, o: 100, i: 100

что по модулю на порядок меньше, чем при использовании алгоритма ВЦ РАН. Стандарт оказался равен единице с точностью до шестого знака после запятой (ошибка по крайней мере на 4.5 порядка меньше), асимметрия -0.029977 (в 5 с лишним раз лучше по модулю, чем с применением алгоритма ВЦ РАН).

Другой важной предпосылкой для создания новых формул послужил предложенный авторами новый экономичный метод генерирования последовательностей независимых псевдослучайных гауссовских чисел, обладающий лучшими свойствами по сравнению с имеющимися аналогичными методами. В его основу заложена идея зеркально-симметричного удвоения (ЗСУ) генерирующего алгоритма, автоматически устраняющая асимметрию получаемых чисел, приводящая к нулю математическое ожидание (т. е. приводящая к нулю смещенность) и позволяющая с любой точностью получать единичную дисперсию.

Предложенный метод ЗСУ опробовался авторами с использованием упоминавшегося выше алгоритма Вычислительного центра РАН и числовой встроенной функции генерирования псевдослучайных равномерно распределенных чисел. Результаты тестирования предлагаемого метода (в сравнении с алгоритмом ВЦ РАН), полученные при генерировании 1 млн псевдослучайных величин, заключаются в следующем:

смещенность среднего можно устранить практически полностью — в указанном эксперименте ее величина <0.000001 ;

стандарт величин можно привести к единичному — его отличие от единицы в эксперименте также <0.000001 ;

коэффициент асимметрии уменьшается по модулю в 390 раз по сравнению с алгоритмом ВЦ РАН и составляет в данном случае -0.000391 ;

эксцесс относительно нормального уменьшается в >2 раза по сравнению с алгоритмом ВЦ РАН и составляет по модулю $<1/30$ от эксцесса гауссовского распределения (-0.098242).

В связи с тем, что сегменты изучаемых рядов рассматриваются как сегменты реализаций стационарных случайных процессов, для их анализа в работе использован метод наибольшей энтропии (МНЭ). В классической работе [18] показано, что максимизация энтропии, порождаемой отсутствующей информацией (отсутствующими частями анализируемых реализаций, предполагаемых бесконечными в теории случайных функций), и минимизация энтропии, порождаемой имеющейся информацией, приводят к оптимальному представлению рядов в виде отрезков реализаций процессов авторегрессии конечного порядка (АР):

$$X(t) = K_1X(t-1) + K_2X(t-2) + \dots + K_MX(t-M) + a(t), \quad (1)$$

где X — моделирующая изучаемый процесс случайная последовательность; t — целочисленное безразмерное время (в данном случае — безразмерные годы); $a(t)$ — некоррелированная по времени одинаково распределенная случайная величина. Ключевым моментом является выбор порядка авторегрессии M и оценка коэффициентов авторегрессии K_i — прежде всего первого — близкого по смыслу к коэффициенту автокорреляции для единичного сдвига по времени. Решение этих вопросов заключалось в следующем.

На основе предложенного авторами нового алгоритма генерирования гауссовских псевдослучайных величин и нового алгоритма пересчета исходных рядов в ряды выборочных значений нормально распределенных величин [2, 3] методом Монте-Карло получены новые формулы для оценок статистических и стохастических параметров рядов. Пробные параметры процессов АР оценивались авторами при помощи алгоритма Юла—Уокера с использованием рекурсивных формул Дарбина—Левинсона. Кроме того, рассмотрение изменений многочисленных гидрометеорологических параметров в климатических масштабах времени показало, что преобладающую роль играют стохастические модели нулевого (“белый шум”) или первого (“простая марковская цепь”) порядка. И в том, и в другом случае решающей является оценка первого пробного коэффициента авторегрессии, на практике вычисляемого как коррелированность смежных величин ряда. Авторами предложена новая формула для расчета этого ключевого при идентификации модели параметра — выборочной оценки ($r_{1\text{выб}}$) величины коррелированности между смежными значениями ряда (N — длина ряда в безразмерных единицах времени). Соответствующее выражение имеет вид поправки к обычной, “несмещенной” оценке:

$$\Delta r_{1\text{выб}} = \frac{0.945 + 3.05r_{1\text{выб}}}{N} + \frac{4.73 + 18.6r_{1\text{выб}} + 25.4r_{1\text{выб}}^2}{N^2}. \quad (2)$$

Сравнение оценок (2) с широко используемыми в гидрологии оценками Резниковского—Костиной показывает, что первые обладают существенно меньшей смещенностью. Оценки Резниковского—Костиной предпочтительнее только для значений коэффициента автокорреляции ~ 0.9 , которые почти не встречаются на практике изучения предполагаемых стационарными сегментами рядов. Во всех остальных случаях — при значениях коэффициента от -0.9 до 0.8 — предлагаемые в настоящей работе оценки обладают преимуще-

ством: для рядов длиной 20 ординат средняя смещенность оценок авторов статьи по всем коэффициентам меньше в 27 раз, а для рядов длиной 40 ординат – в 55 раз.

Кроме того, предложены новые формулы для оценки стандартов случайных последовательностей, описывающих изучаемые ряды, для расчетов стандартов ошибок оценок изучаемых параметров и ряд других формул.

Также предложена новая модификация метода Акаике оценки порядков стохастических (авторегрессионных) моделей для описания изучаемых рядов. Эта модификация устраняет основной недостаток существующих методов: сильную зависимость оценок от длины рядов наблюдений. В предлагаемом подходе все длины рядов условно приравниваются к единой (стандартной), технически такое “уравнивание” достигается умножением критерия Акаике при нулевом порядке на специально подобранный корректирующий множитель (r_1 – аналог $r_{1\text{выб}}$):

$$K_{AC} = a_1 + \frac{a_2 + a_3 r_1}{N} + \frac{a_4}{N^2} + r_1(a_5 + a_6 r_1). \quad (3)$$

Примеры значений коэффициентов a для различных областей значений N и r_1 приведены в монографии [3] (с. 25).

В качестве примера эффективности предложенного метода оценки порядков процесса авторегрессии в упомянутой выше монографии [3] приведено сравнение порядков, рассчитанных при помощи критерия Акаике и при помощи предлагаемого варианта критерия. Для сравнения использованы все (764) имевшиеся в распоряжении длинные (не менее 20 лет) ряды годового стока на территории Российской Федерации. Сравнение показало, что использование традиционного критерия Акаике давало искусственное увеличение порядка модели авторегрессии на очень большую, критичную величину (0.7) при переходе от наименьших длин к наибольшим рядов, в то время как применение предложенного авторами статьи критерия демонстрировало неизменность его оценок.

Для изучения вопроса о стационарности изменений стока были предложены новые двусторонние критерии – раздельно для стационарности/нестационарности по среднему значению (математическому ожиданию $M_{\text{выб}}$), стандарту (среднеквадратичному отклонению $\sigma_{\text{выб}}$), автокоррелированности $r_{\text{выб}}$. Указанные критерии основывались на оценке стандартов разностей между выборочными средними значениями указанных параметров для первой и второй половин рядов (длиной не менее 40 лет) соответственно, каждая из которых предполагается отрезком реализации стационарного процесса. Формулы для них были получены путем построения несколькими методами

трехмерных поверхностей зависимостей искомых величин от специально подобранных функционалов ключевых параметров и последующей аппроксимации этих поверхностей многочленами второго порядка. Так, формула для $M_{\text{выб}}$ выглядит следующим образом:

$$\begin{aligned} & \sigma(M_{\text{выб}}^{2\text{МК}} - M_{\text{выб}}^{1\text{МК}}) = \\ & = 0.07 + \frac{15.3279 - 12.1355 \lg(1 - r_1)}{N} - \\ & - \frac{239.147}{N^2} - \lg(1 - r_1)[0.3702 + 0.0011 \lg(1 - r_1)]. \end{aligned} \quad (4)$$

На основе формулы (4) и аналогичных ей рассчитывались значения соответствующих критериев стационарности/нестационарности рядов, пересчитанных в выборочные значения гауссовских случайных величин: по математическому ожиданию I_{SM} , по стандартам (дисперсиям) I_{SS} , по автокоррелированности I_{sr} . Так, формула для I_{SM} выглядит следующим образом:

$$I_{SM} = \frac{M_{\text{выб}}^2 - M_{\text{выб}}^1}{\sigma(M_{\text{выб}}^{2\text{МК}} - M_{\text{выб}}^{1\text{МК}})}, \quad (5)$$

где $M_{\text{выб}}^2 - M_{\text{выб}}^1$ – разность между выборочными средними значениями второй и первой половин ряда стока, вычисляемыми по обычным формулам; $\sigma(M_{\text{выб}}^{2\text{МК}} - M_{\text{выб}}^{1\text{МК}})$ – стандарт аналогичной разности, оцененный методом Монте-Карло для стационарной последовательности соответствующей длины и временной коррелированности – и аппроксимированный аналитическим выражением (4).

Можно показать, что для стационарных процессов критерий I_{SM} распределен нормально, с единичным стандартом. Таким образом, если расчет критерия по реальным рядам дает его значения, существенно превышающие по модулю единичные, это может служить основанием для предположения о нестационарности процессов по среднему.

ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

Испарение с поверхности океана

Смещенность оценок, полученных на разных моделях, велика. При этом величины, оцененные при помощи всех моделей, меньше, чем оцененные по данным наблюдений в работе [6] и по данным реанализа проекта “20th Century” (~3.84 мм/сут). Ближе всех к последним оценкам – модель MIROC-6, дающая среднее (совпадающее с медианным) значение 3.79 мм/сут при стандартном отклонении 0.0167 мм/сут и асимметрии 0.277.

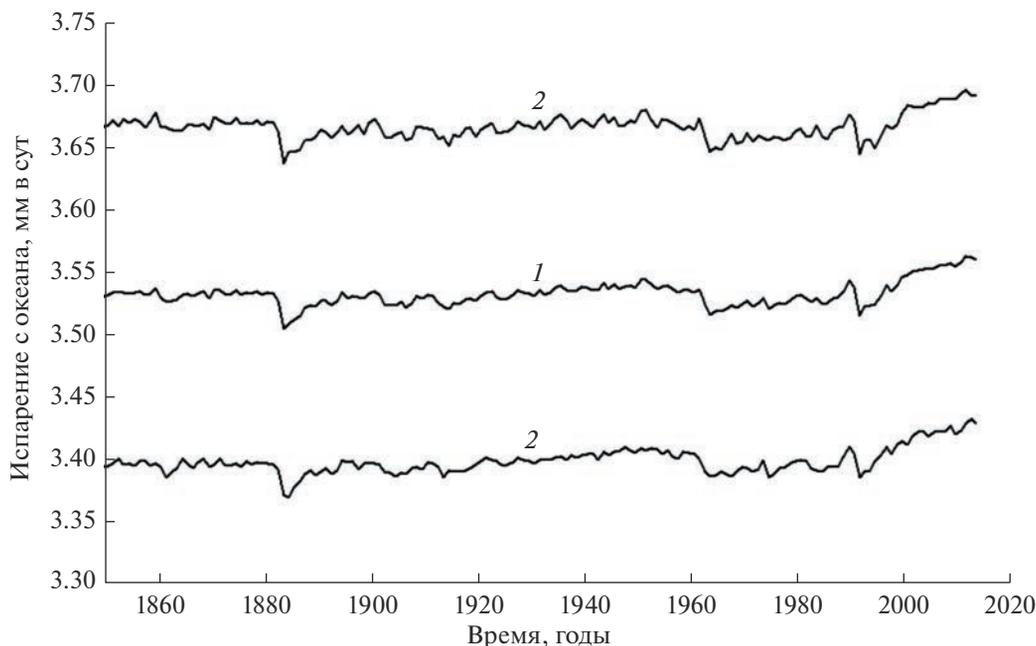


Рис. 2. Средние по 41 модели проекта СМIP-6 изменения испарения E_{OC} с поверхности океана (1), средние изменения E_{OC} плюс-минус стандарты (2).

Формально рассчитанный средний по всем моделям ряд испарения — вместе с величинами стандартов этих оценок — помещен на рис 2.

Очевидно, что график на рис. 2, свидетельствующий об общей массе реализаций испарения с поверхности океана, мало что говорит о закономерностях реальных изменений. Анализ же отдельных реализаций показывает, что для многих реализаций адекватно предположение о наличии в рядах нестационарности монотонного типа (при наличии так называемых трендов). Так, $\sim 1/3$ всех рядов продемонстрировала общий отрицательный тренд испарения за рассматриваемые 165 лет, и $2/3$ рядов демонстрируют положительный тренд. Среднее ансамблевое годовое значение тренда такого рода по 41 модели составило 0.00008878 мм/сут в год — или 0.0147 мм/сут за весь период. Ниже показано, что, несмотря на кажущееся малое значение, рассматриваемый средний тренд статистически значим (2.5% за весь период).

Так, на рис. 3 показаны изменения осредненных по ансамблю 41 модели значений испарения с поверхности океана. На рис. 3а приведены график и формула экспоненциальной аппроксимации, на рис. 3б — линейной аппроксимации, теоретически более естественной при изучении воздействия экспоненциального роста концентрации парниковых газов в атмосфере на испарение с поверхности океана, однако на практике абсолютно тождественной линейному графику.

Уже визуально график показывает на заметное в среднем увеличение испарения с океана за рассматриваемый период.

Используя подходы, описанные в методической части настоящей статьи, ансамблевые оценки среднего значения “индекса стационарности” по математическому ожиданию I_{SM} для 41 модели составляют величину 1.9 (при единичном значении коэффициента для абсолютно стационарного ряда). Таким образом, вероятность наличия монотонного положительного тренда близка к 95% (что соответствует $I_{SM} = 1.96$). Что касается индексов стационарности по стандартам (дисперсиям) и по автокоррелированности, то они, как и в случаях других составляющих глобального водообмена, в целом находятся в диапазонах, соответствующих стационарной гипотезе.

На рис. 4 показаны теоретическая плотность вероятности индекса I_{SM} для стационарной последовательности и график плотности вероятности индекса I_{SM} , подогнанный для 41 реализации изменений испарения, полученных на климатических моделях. Очевидно существенное смещение второго графика относительно теоретически стационарного.

Подытоживая настоящий раздел, можно отметить, что сгенерированные моделями изменения испарения с поверхности океана в большинстве случаев обнаруживают наличие монотонных трендов — в двух третях случаев положительных и в од-

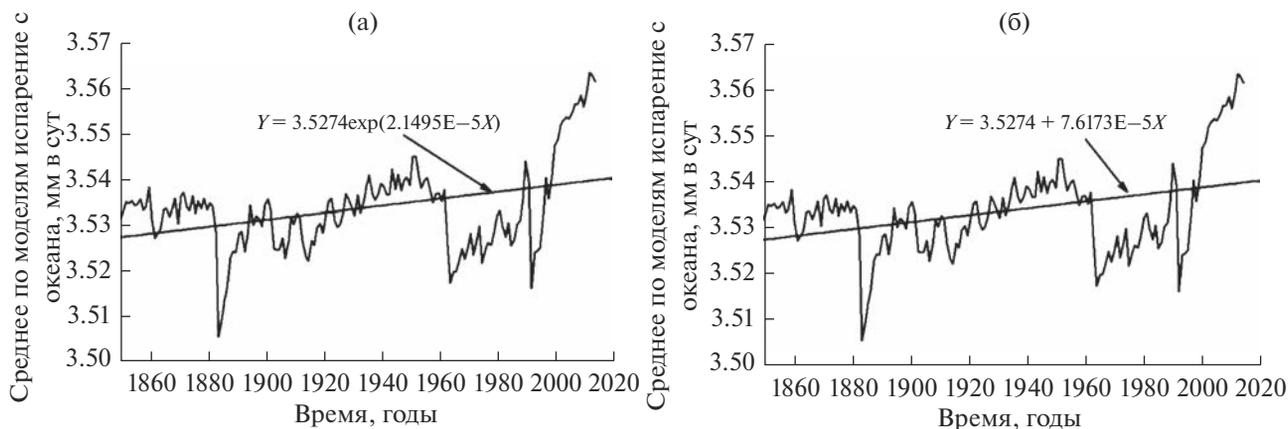


Рис. 3. Изменения осредненных по 41 модели величин среднего годового испарения E_{OC} с поверхности океана. Линией на рис. а – обозначена экспоненциальная аппроксимация, б – линейная аппроксимация.

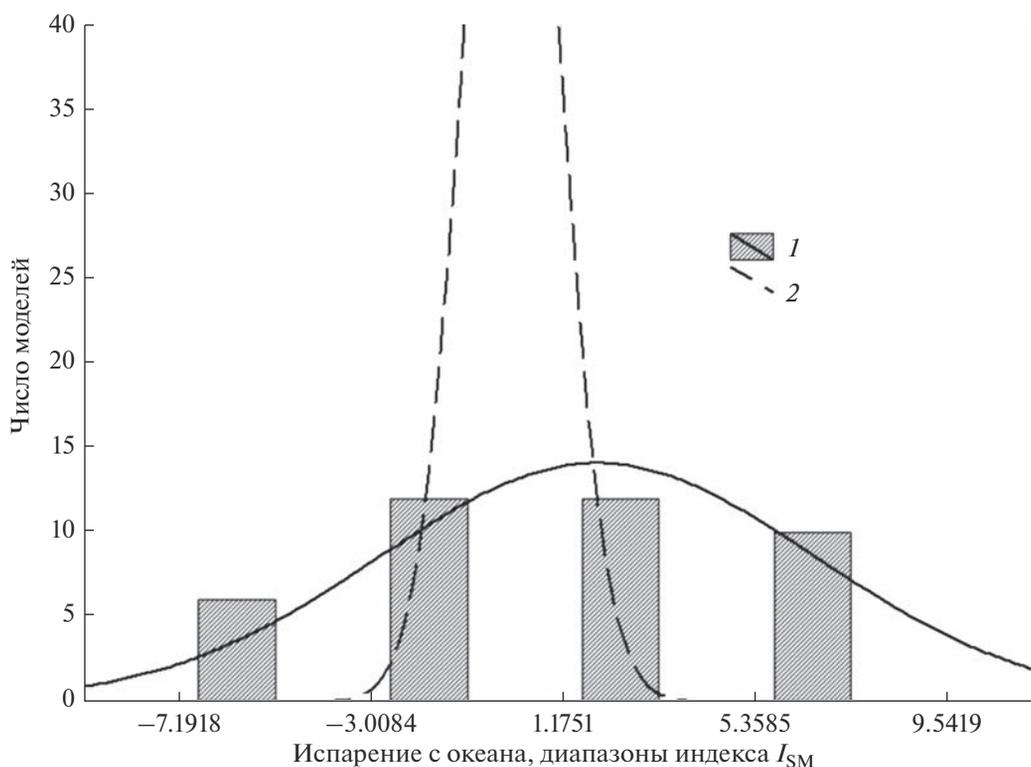


Рис. 4. Гистограмма и теоретическая (гауссовская) плотность вероятности индексов стационарности I_{SM} для 41 реализации изменений испарения E_{OC} с поверхности океана (1) и для стационарного процесса (2).

ной трети случаев отрицательных. Как отмечено выше, модели климатической системы воспроизводят три основные группы процессов: 1 – внутренние процессы в системе, обусловленные прежде всего процессами синоптического масштаба; 2 – обусловленные “взрывными” вулканическими извержениями; 3 – вызванные антропогенно-обусловленным ростом концентрации парнико-

вых газов в атмосфере. Если эффекты процессов групп 2 и 3 воспроизводятся всеми моделями примерно сходно (синхронно), так как эти возбуждающие силы задаются извне, то процессы группы 1 воспроизводятся в различных моделях асинхронно, так как модели не могут воспроизводить (и не предназначены для этого) реальные фазы каждого процесса синоптического масшта-

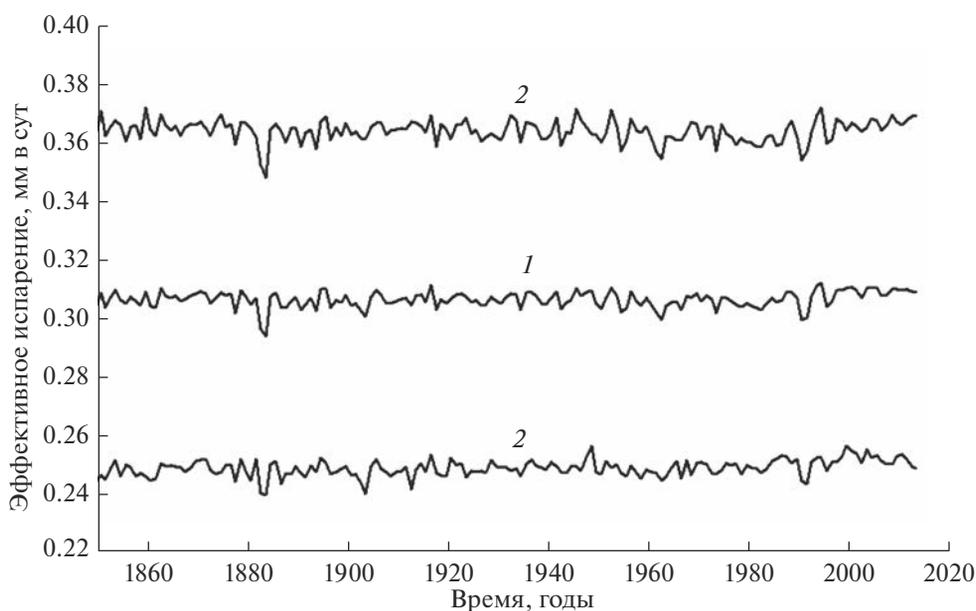


Рис. 5. Средние по 40 моделям проекта CMIP-6 изменения эффективного (видимого) испарения E_E с поверхности океана (1), средние изменения E_E плюс-минус стандарты (2).

ба. Таким образом, та треть трендов в изменениях испарения, которая воспроизводится моделями и имеет отрицательный знак, очевидно, связана с естественными процессами группы 2 и, в большей степени, группы 1. По-видимому, примерно такова и доля “причин”, воспроизводящих положительные тренды естественного происхождения. Следовательно, можно предположить, что вероятность осуществления положительного монотонного тренда антропогенного происхождения в реальной атмосфере, оценивается $\sim 1/3$.

Эффективное испарение с поверхности океана и результирующий перенос влаги с океана на сушу

Не будем останавливаться на анализе результатов, связанных непосредственно с изменениями осадков над океанами P_{OC} (качественно эти изменения и параметры изменений примерно повторяют картину для испарения с океанов), и перейдем к последствиям преобразования испарения с поверхности океана (E_{OC}) через посредство осадков к “эффективному” или “видимому” испарению (E_E) — разности между испарением и осадками: $E_E = E_{OC} - P_{OC}$. Оценка этого параметра играет важную роль и при изучении водного баланса суши, так как величина E_E (в данном случае средняя годовая) — количество влаги, остающееся на суше, т. е. теоретически так называемый “климатический” сток, разность между осадками и испарением/эвапотранспирацией на суше. Таким образом, вычисляя E_E , в глобальном масштабе применяем метод, который можно назвать “об-

ратным аэрологическим методом в гидрологии”. Иначе говоря, если при использовании прямого аэрологического метода баланс влаги в пределах определенного бассейна на суше оценивался путем вычисления баланса горизонтального потока влаги в атмосфере через контур бассейна, то в данном случае по балансу влаги на поверхности бассейна (всего Мирового океана) оцениваем конечный влагоперенос через его контур — т. е. через береговую линию на сушу.

Для расчетов и анализа величин E_E взяты ансамблевые результаты тех же моделей, что и при анализе E_{OC} , за исключением одной модели, для которой не было информации о результатах исторических экспериментов в отношении осадков над океаном, т. е. число моделей равнялось 40.

Среднее ансамблевое значение E_E по 40 моделям составляет 0.307 мм/сут, что близко к медианному значению (0.306) и к моде (0.304). Среднеквадратичное отклонение равно 0.0102 мм/сут, коэффициент вариации 0.04. Плотность вероятности значений близка к нормальной: коэффициент асимметрии составляет всего 0.06, что не превышает ошибку его оценки.

На рис. 5 представлены осредненные по данным 40 моделей изменения E_E за 165 лет — вместе со стандартами этих оценок. Так же, как и в случае с испарением с океана, график на рис. 5 дает представление об общей картине воспроизведения процессов климатическими моделями и о большей смещенности оценок в каждой индивидуальной модели, но не позволяет судить о наличии или отсутствии статистически значимых неста-

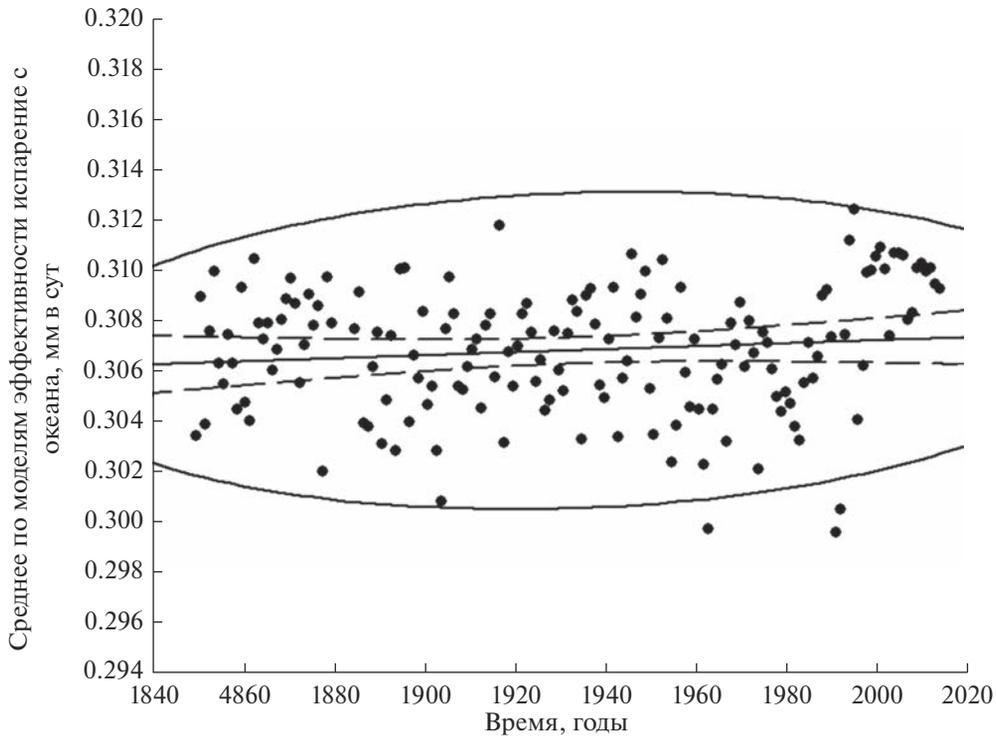


Рис. 6. Средние по 40 моделям проекта CMIP-6 изменения эффективного (видимого) испарения E_E с поверхности океана (точки), линейная интерполяция (прямая), 95%-ные доверительные интервалы для линии регрессии (пунктирные линии), 95%-й эллипс рассеяния.

ционарностей в рядах. Для этой цели необходимо изучение каждой индивидуальной реализации и их статистик, а также осредненных по всем реализациям изменений процессов, например E_E на рис. 6.

Грубая оценка степени нестационарности осредненного ряда здесь осуществлена путем построения линии регрессии (по существу — оптимальной линейной интерполяции) в сопоставлении с доверительными интервалами разумного уровня значимости. В данном случае угол наклона линии регрессии крайне невелик, что согласуется с соотношением индивидуально рассчитанных для каждой из 40 моделей линий регрессии: ровно половина из них (20 моделей) демонстрирует общее увеличение эффективного испарения, в то время как другая половина показывает уменьшение E_E .

Более строгое изучение степени нестационарности ряда осредненных значений E_E заключается в расчете индекса I_{SM} при помощи методов, описанных выше. Так, среднее значение этого индекса по всем моделям составило всего 0.343, что существенно меньше среднеквадратичного (единичного) значения этой величины для абсолютно стационарного, по математическим ожиданиям, процесса. Стандарт оценок величины I_{SM} по всем моделям составляет 3.064, что почти на порядок больше среднего значения — при максимальном и

минимальном значениях соответственно 8.272 и -7.445 . Таким образом, проведенный анализ не указывает на наличие в эффективном испарении с океана стабильного монотонного тренда, который мог бы быть вызван, предположительно, парниковым эффектом. Присутствующие в рядах разнонаправленные и равновероятные монотонные тренды, скорее всего, связаны с естественной изменчивостью внутри климатической системы или с меняющейся по времени комбинацией взрывных вулканических извержений. Представляется, что указанный эффект и является одной из основных причин парадокса — незначительности наблюдаемых изменений годового стока в конкретных створах большинства рек мира и глобально суммированного речного стока [2] при явной интенсификации испарения с океана.

Сказанное иллюстрируется на рис. 7 графиком плотности вероятности (в виде гистограммы и аналитической кривой) индекса стационарности I_{SM} для оценок эффективного испарения с океана, а также теоретической кривой плотности вероятности I_{SM} для стационарного процесса. Графики показывают, что тренды эффективного испарения, в среднем близкие к нулю, имеют намного больший размах (положительный и отрицательный) по сравнению с ограниченной по времени реализацией стационарного процесса —

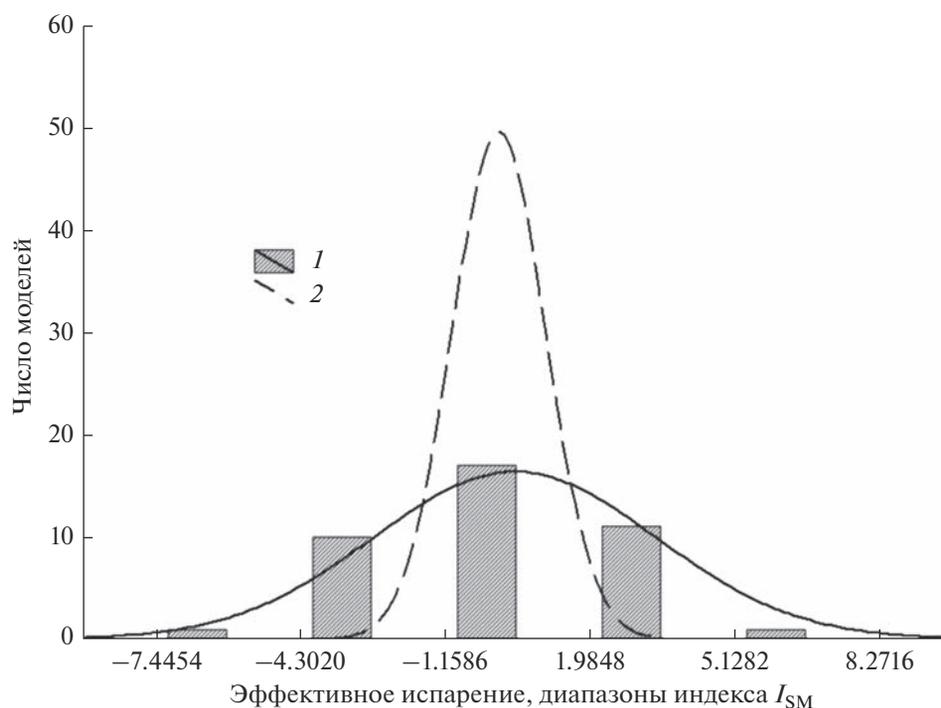


Рис. 7. Гистограмма и теоретическая (гауссовская) плотность вероятности индексов стационарности I_{SM} для 40 реализаций изменений эффективного (видимого) испарения с поверхности океана (1) и для стационарного процесса (2).

хотя этот диапазон существенно меньше, чем для рядов собственно испарения.

В связи с тем, что ряды эффективного испарения в среднем ближе к стационарным, чем ряды собственно испарения, расчет автокорреляционной функции и параметров авторегрессионных моделей по всей длине рядов (около 165 лет) в данном случае дает более информативные результаты. Для тех рядов, которые отвечают критериям стационарности, такой расчет полностью оправдан, для нестационарных рядов он осуществлен формально, однако результаты показывают, что и в такого рода рядах роль бел шумной составляющей велика.

Так, на рис. 8 показан график распределения порядков стохастических (авторегрессионных) моделей рядов E_E . Очевидно, что преобладающую роль играют модели нулевого порядка, т. е. «белого шума» (в отличие от рядов E_{OC}).

В целом, полученные результаты показывают, что осадки над океаном в процессе преобразования испарения с поверхности океана в «видимое» или «эффективное» могут быть стационаризирующими или могут формировать процессы с близкой к бел шумной (неизменной по частотам) спектральной плотностью.

Как отмечено выше, одной из основных целей настоящей работы в первую очередь была диагностика того звена в цепи глобального водообмена, которое приводит к маскировке эффекта общего

роста испарения с поверхности океана в отношении последующих стадий влагооборота. Более детальное исследование механизмов, за счет которых такого рода маскировка происходит уже на стадии формирования «эффективного испарения», потребовало бы многочисленных дополнительных расчетов и написания нескольких статей. Ниже выскажем лишь предварительные предположения относительно причин указанного эффекта.

Испарение с поверхности океана представляет собой исходный процесс формирования глобального водообмена. Факторы испарения сосредоточены исключительно в пределах океана. В то же время «эффективное испарение» — намного более сложный процесс, включающий в себя следующие многочисленные составляющие, не ограниченные акваторией океана: (а) собственно испарение с океана, (б) образование осадков из испарившейся с океана влаги, (в) влагоперенос с океана на сушу, (г) образование осадков над сушей из поступившей с океана влаги, (д) формирование стока с суши, (е) процесс испарения (эвапотранспирации) с поверхности суши, (ж) вынос части испарившейся с поверхности суши влаги с суши на океан и т. д. (включая детали водообмена ледникового покрова и формирования подземного стока). Каждый из указанных процессов содержит в себе «климатический шум» — сравнительно высокочастотные (прежде всего межгодовые)

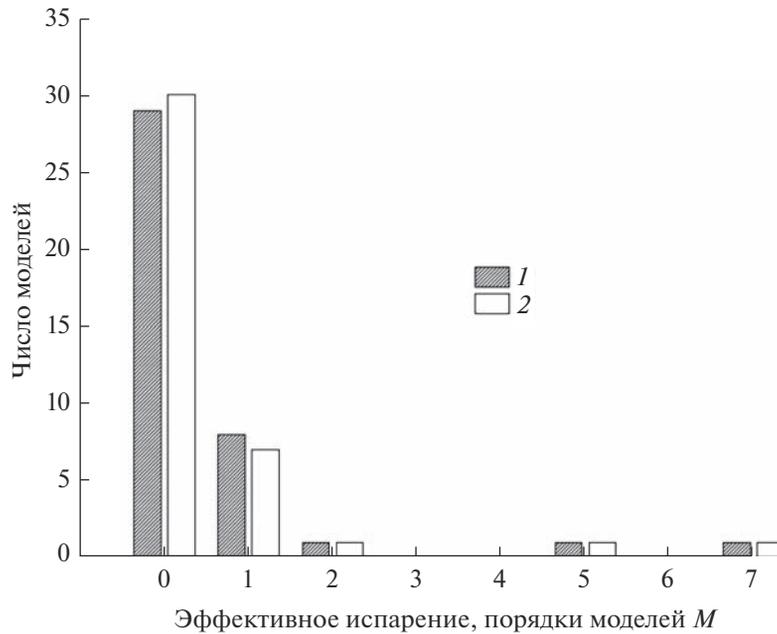


Рис. 8. Гистограмма порядков авторегрессионных моделей, идентифицированных для рядов эффективного испарения E_E с поверхности океана, полученных на 40 моделях проекта CMIP-6. 1 – исходные ряды, 2 – ряды, пересчитанные в выборочные значения гауссовских случайных величин.

случайные колебания, обусловленные как “погодным возбуждением” атмосферы, так и специфическими, в том числе региональными и локальными, процессами на суше. В итоге суммарные шумы, воздействующие на эффективное испарение с океана посредством осадков над океаном, в относительном выражении превышают уровень шумов, содержащихся в исходном процессе испарения с океана, и могут эффективно маскировать содержащийся в нем тренд.

Эффективное испарение с поверхности океана как индикатор суммарного стока с суши

Анализ модельных и наблюдаемых (реанализ) рядов “климатического” стока (который теоретически, в глобальном масштабе, равен эффективному испарению с поверхности океана) проведен авторами в [10]. Сопоставление модельных рядов этого параметра, полученных ранее с использованием результатов “исторических” экспериментов проекта CMIP-5, с рядами, полученными на моделях CMIP-6, показало, что результаты качественно сходны.

Не исследованным ранее остался вопрос о соотношении модельных рядов “климатического стока” E_E и модельных рядов актуального стока R . Соответствующие модельные ряды глобально осредненных указанных годовых величин теоретически должны быть сильно коррелированы друг с другом. Вместе с тем желательно убедиться в этом при помощи детального анализа ря-

дов: уменьшение коррелированности может достигать неопределенных величин вследствие следующих причин: 1 – захоронение части осадков в ледниковых щитах Антарктиды и Гренландии; 2 – аккумуляция осадков в переходящем на следующий год снежном покрове; 3 – аккумуляция осадков в подземных горизонтах; 4 – несовершенство моделей. С другой стороны, сильная коррелированность рядов E_E и R могла бы служить подтверждением продемонстрированной выше действенности механизма стационаризации парниковых изменений испарения с океана осадками над океаном – как объяснения того, что интенсификация испарения с океана не приводит к статистически значимым многолетним изменениям глобального стока.

Для этих экспериментов из 40 моделей, использованных авторами для анализа эффективного испарения с океана, были выбраны 34 модели, для которых имелись результаты генерирования годового слоя речного стока.

На рис. 9 показан осредненный по всем 34 использованным моделям ряд среднегодовых значений слоя стока с поверхности суши Земли. Средние изменения за 165-летний период не обнаруживают общего повышения стока: средняя ежегодная скорость изменений составляет незначительную отрицательную величину -0.0000047 мм/сут – заведомо меньшую, чем ошибка в оценке этой величины. Напомним, что отсутствие статистически значимого тренда характерно также для сред-

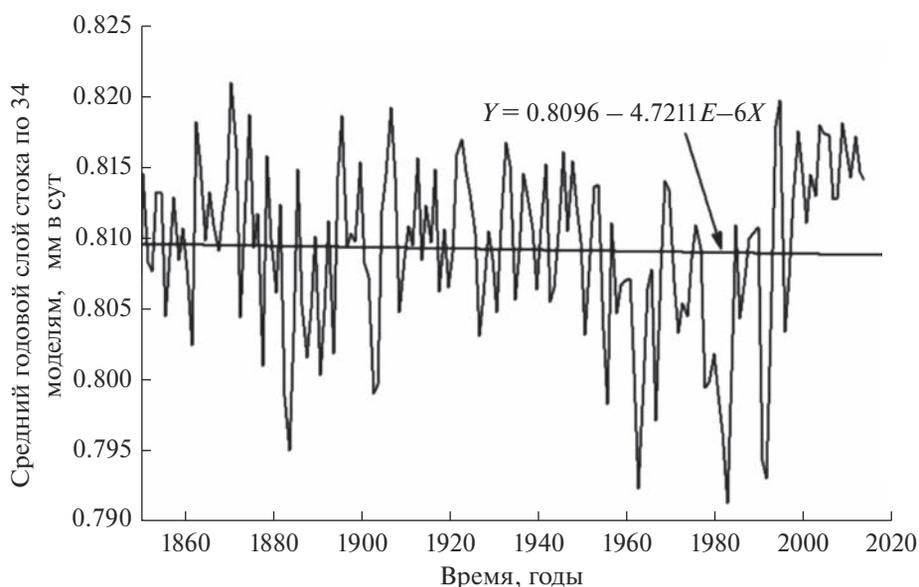


Рис. 9. Осредненный по 34 моделям проекта CMIP-6 ряд среднегодовых величин глобального слоя стока с поверхности суши.

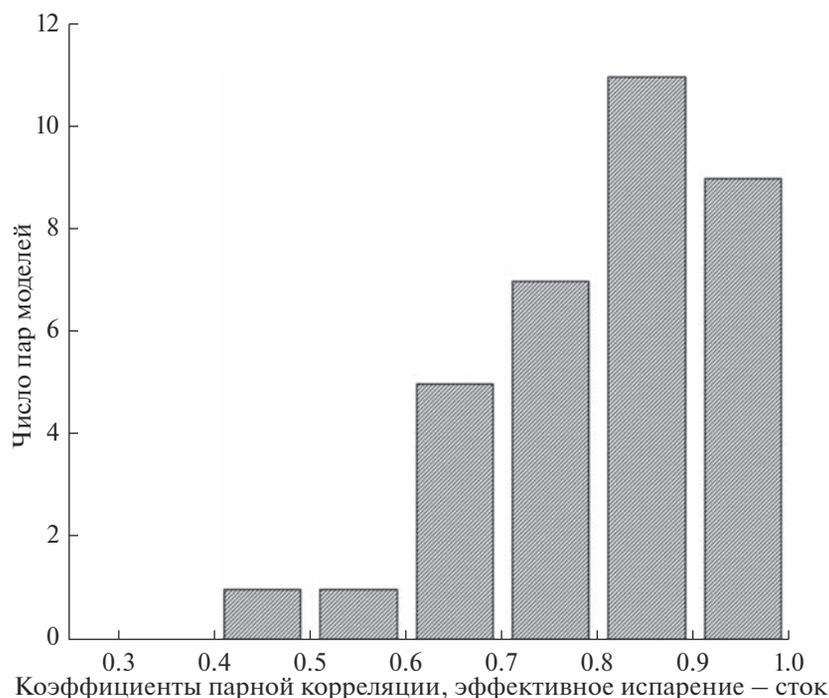


Рис. 10. Гистограмма коррелированности модельных рядов среднегодовых величин слоя стока и климатического стока (эффективного испарения с океана), полученных в результате исторических экспериментов на моделях проекта CMIP-6.

него ряда эффективного испарения с поверхности океана.

Наконец, на рис. 10 показана гистограмма коэффициентов парной корреляции рядов E_E и R . Средняя величина парной корреляции составля-

ет 0.85. Таким образом, величины эффективного испарения с поверхности океана, фактически являющиеся в глобальном масштабе величинами климатического стока, действительно тесно связаны с величинами актуального стока в конкрет-

ные годы, полученными на тех же моделях. В дополнение к этим расчетам были посчитаны парные корреляции между годовыми величинами эффективного испарения с поверхности океана и годовыми величинами модельного речного стока со сдвигом плюс один год. Как и следовало ожидать, коэффициенты в этом случае оказались существенно меньше — в среднем по всем моделям составили всего 0.30. Для сдвигов >1 года соответствующие парные корреляции были статистически незначимы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Постулируется следующий подход к рассмотренной проблеме. Если данные наблюдений или реанализа дают всего одну реализацию эволюции климатической системы, включающей и гидрологическую компоненту, то данные моделирования на различных гидродинамических моделях климата позволяют получить большое количество отличающихся друг от друга теоретически возможных (при заданных внешних воздействиях в виде эмиссии парниковых газов и вулканических извержений) вариантов изменений системы. Причиной такого разнообразия модельных реализаций могут служить внутренние по отношению к климатической системе процессы типа “погодного возбуждения на климатических масштабах”, по К. Хассельманну. За счет этого появляется возможность оценить вероятностные параметры поведения гидрологической компоненты климата и выявить причины особенностей (прежде всего стационарного или нестационарного поведения) эволюции глобального водообмена.

Анализ 41 модельного ряда годовых величин суммарного испарения с поверхности океана в общем подтверждает предположения о росте испарения за последние полтора века вследствие роста глобальной температуры: осредненное по всем моделям испарение обнаруживает детерминированный монотонный положительный тренд. Если рассматривать индивидуальные модельные реализации, то априорная вероятность повышения испарения составляет $\sim 2/3$, вероятность уменьшения испарения составила $1/3$ — очевидно, в основном вследствие внутренних процессов типа “погодного возбуждения”. Указанную выше вероятность повышения можно объяснить в равных пропорциях воздействием глобального потепления, с одной стороны, и “повышательным” воздействием внутренних климатических процессов винеровского типа — с другой.

Привлеченные к анализу результаты исторических экспериментов позволили авторам ответить на важный вопрос: почему вопреки современному росту испарения с поверхности океана не наблюдается значительного увеличения стока

большинства рек мира? Причиной, по-видимому, является механизм преобразования испарения в “эффективное испарение” — разность между испарением с океана и осадками над океаном.

Разность “осадки минус испарение” над океаном неизбежно попадает на сушу. Метод оценки суммарного стока с суши при помощи расчета эффективного испарения с океана, таким образом, можно рассматривать как обратный так называемому “аэрологическому методу в гидрологии” (АМГ). Если АМГ заключается в расчете баланса влаги в пределах определенного бассейна на суше при помощи расчета результирующего горизонтального потока влаги в атмосфере через контур этого бассейна, то в исследуемом случае баланс влаги на поверхности океана используется для расчета результирующего потока через береговую линию материков. Сравнение модельных рядов эффективного испарения с океана и рядов модельного суммарного стока с суши показывает, что коэффициенты парной корреляции чрезвычайно велики — в среднем 0.85 для 34 моделей с сопоставимыми данными. Выводы, сделанные выше об эволюции эффективного испарения с океана, следовательно, применимы и к суммарному стоку с суши. По-видимому, именно осадки над океаном оказывают стационаризирующую роль в отношении испарения с океана и в очень значительной степени отфильтровывают монотонный тренд вследствие глобального потепления в том, что касается глобальных изменений речного стока. Осадки над океанами могут также играть существенную роль в белом шумном (не меняющемся вдоль оси частот) характере спектральной плотности изменений годовых величин глобально суммированного стока [2].

Выводы относятся к глобально и ежегодно осредненным величинам. Можно сформулировать следующую гипотезу: региональные и внутрисезонные особенности изменений водообмена имеют более сложную и более мозаичную структуру, которая впоследствии также может быть детально исследована при помощи “исторических” экспериментов на глобальных гидродинамических климатических моделях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Водные ресурсы России и их использование / Под ред. И.А. Шикломанова. СПб.: ГГИ, 2008. 600 с.
2. Добровольский С.Г. Глобальная гидрология. Процессы и прогнозы. М.: Геос, 2017. 526 с.
3. Добровольский С.Г. Глобальные изменения речного стока. М.: Геос, 2011. 660 с.
4. Добровольский С.Г. Межгодовые и многолетние изменения стока рек мира // Вод. ресурсы. 2011. Т. 38. № 6. С. 643–660.
5. Добровольский С.Г., Татаринovich Е.В., Юшков В.П. Сток важнейших рек России и его изменчивость

- в климатических моделях проекта CMIP-5 // Метеорология и гидрология. 2016. № 12. С. 44–62.
6. Мировой водный баланс и водные ресурсы Земли. Л.: Гидрометеиздат, 1974. 640 с.
 7. Яглом А.М. Введение в теорию стационарных случайных функций // Успехи математических наук. 1952. Т. 7. Вып. 5 (51). С. 3–168.
 8. Яглом А.М. Корреляционная теория стационарных случайных функций. С примерами из метеорологии. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 280 с.
 9. Climate Data Operators. User's Guide. Ver. 1.6.1 [Электронный ресурс]. <http://code.zmaw.de/projects/cdo/> (дата обращения: 03.02.2021)
 10. Dobrovolski S.G., Yushkov V.P., Istomina M.N. Statistical Modeling of the Global River Runoff Using GCMs: Comparison with the Observational Data and Reanalysis Results // Water Resour. 2019. V. 46. Suppl. 2. P. S17–S24.
 11. Earth System Grid Federation (ESGF) [Электронный ресурс]. <https://esgf-data.dkrz.de/> (дата обращения: 03.02.2021)
 12. Hasselmann K. Stochastic climate models. Pt I. Theory // Tellus. 1976. V. 28. P. 473–485.
 13. IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds H.O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama. Cambridge; N. Y.: Cambridge Univ. Press, 2022. 63 p.
 14. Lemke P. Stochastic climate models. Part III. Application to zonally averaged energy models // Tellus. 1977. V. 29. № 5. P. 385–392.
 15. Max Planck Institute fur Meteorology (MPI-M). Climate Data Operators [Электронный ресурс]. <https://code.mpimet.mpg.de/projects/cdo> (дата обращения: 03.02.2021)
 16. PCMDI: Program for Climate Model. Diagnosis and Interpretation. [Электронный ресурс]. <http://pcmdi9.llnl.gov/> (дата обращения: 03.02.2021)
 17. UCAR Community Programs. [Электронный ресурс]. <https://www.unidata.ucar.edu/software/netcdf/software.html> (дата обращения: 03.02.2021)
 18. Ulrych T.J., Bishop T. Maximum entropy spectral analysis and autoregressive decomposition. // Rev. Geophys. Space Phys. 1975. V. 13. P. 183–200.
 19. World Climate Research Programme (WCRP). [Электронный ресурс]. <https://www.wcrp-climate.org/wgcm-cmip/wgcm-cmip6> (дата обращения: 03.02.2021)
 20. Yaglom A.M. An introduction to the theory of stationary random functions. N.Y.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1962. 235 p.
 21. Yaglom A.M. Correlation theory of stationary and related random functions. Berlin: Springer, 1987. V. 1. Basic results. 526 p.