



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 2, 2023

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Современные изменения основных составляющих водного баланса
дельт Печоры и Колымы в условиях потепления климата

Е. Н. Долгополова, М. В. Исупова

127

ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

Опыт применения БПЛА для оценки коэффициентов горизонтальной
турбулентной диффузии на небольших водных объектах

А. П. Лепихин, Ю. С. Ляхин, А. И. Лучников

139

Моделирование русловых деформаций и распространения загрязнений
на реках криолитозоны с локальными искривлениями русла

Е. И. Дебольская, В. К. Дебольский, И. И. Грицук

150

Особенности инфильтрации влаги в грунт при осциллирующих режимах
выпадения осадков

А. Ю. Беляев, И. О. Юшманов

163

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

Закономерности изменений модуля химического стока рек бассейна Лены
в 2010–2019 годах

*Р. Г. Джамалов, К. Г. Власов, К. Г. Галагур, Т. И. Сафронова, В. Ю. Григорьев,
В. А. Ефимов, О. С. Решетняк, А. С. Оботуров*

170

Изучение состава и генезиса органического вещества донных отложений
загрязненных малых водотоков территории г. Хабаровска

Л. А. Гаретова, Н. К. Фишер, О. А. Кириенко

182

Пространственно-временные вариации ихтиоценов реки Бельбек

Е. П. Карпова, С. В. Статкевич, Э. Р. Аблязов

193

Антропогенные изменения гидрохимического режима и качества воды
городского водотока (на примере реки Лихоборки, Московский регион)

Т. Б. Фашевская, А. Н. Словягина, В. О. Полянин, А. В. Алгушаева

203

Анализ состава коммунальных сточных вод для прогноза состояния
городской популяции

Н. М. Щеголькова, К. Ю. Рыбка, М. А. Козлова, С. Л. Харитонов

218

Тяжелые металлы и металлоиды в воде и донных отложениях
в реках биосферного заповедника Канзё (Вьетнам)

*Н. Н. Терещенко, О. Д. Чужикова-Проскурнина,
В. Ю. Проскурнин, Нгуен Чонг Хиен*

232

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.542

СОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ОСНОВНЫХ СОСТАВЛЯЮЩИХ ВОДНОГО БАЛАНСА ДЕЛЬТ ПЕЧОРЫ И КОЛЫМЫ В УСЛОВИЯХ ПОТЕПЛЕНИЯ КЛИМАТА¹

© 2023 г. Е. Н. Долгополова^a, *, М. В. Исупова^a, **

^aИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: dolgopolova@gmail.com

**e-mail: misupova@yandex.ru

Поступила в редакцию 17.03.2020 г.

После доработки 26.09.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

Проведено сравнение многолетних изменений составляющих водного баланса дельт рек Печоры и Колымы, протекающих в зоне распространения прерывистых и сплошных многолетнемерзлых пород. Рассмотрены тенденции изменения основных составляющих уравнения водного баланса дельт (водного стока рек, осадков, потерь (или добавления) стока в дельтах) в условиях потепления климата (конец XX–начало XXI вв.). Отмечен явный рост величин основных составляющих водного баланса, особенно заметный в 2008–2018 гг.

Ключевые слова: Печора, Колыма, дельта, водный баланс, сток воды, осадки, потери стока.

DOI: 10.31857/S0321059623020049, **EDN:** IPQKME

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время режим устьев рек субарктического региона заметно меняется в результате потепления климата. Повышение среднегодовой температуры воздуха T за последние сто лет к концу первого двадцатилетия XXI в. составило 1.17°C по сравнению с осредненной за 1880–1920 гг. (так называемый доиндустриальный период), причем максимальное увеличение на $2\text{--}3^{\circ}\text{C}$ наблюдалось в субарктических областях Северной Америки и России [26]. Изменение режима T и осадков P в свою очередь влияет на величину водозапаса снежного покрова на водосборах крупных рек данного региона (Оби, Енисея, Лены и Колымы) — одного из основных факторов увеличения стока этих рек в Северный Ледовитый океан [30]. Работы, посвященные исследованиям изменения расхода воды в речных устьях субарктического региона, свидетельствуют об устойчивом росте водного стока рек этого района в последние годы [2–4, 8, 10, 11, 14, 27–30, 32].

Значительная часть побережья Северного Ледовитого океана и устья впадающих в него рек лежат в зоне распространения многолетнемерзлых пород (ММП). Рост температуры воздуха в зоне

ММП обуславливает развитие многих процессов, слабо проявлявших себя раньше. Увеличение глубины сезонного протаивания приводит к росту количества таликов, а увеличение их площадей способствует увеличению слабого грунтового питания рек зимой [9, 33]. Прогнозируется, что в результате оттаивания мерзлоты и проседания грунта площадь озер на Арктическом побережье может увеличиться к 2100 г. на 50% [27]. В озерах на территории субарктических дельт сосредотачивается большой запас воды и наносов во время половодья. С ростом таликов часть этого запаса просачивается в грунт, пополняя запасы подземных вод, и не доходит до океана [28]. В то же время растет эрозионная способность берегов озер, а частые оползни приводят к росту площади зеркала озер, что увеличивает испарение в дельтах.

Все описанные процессы влияют на формирование составляющих водного баланса дельт. Цель данной статьи — сравнение тенденций многолетних изменений составляющих водного баланса двух дельт российского арктического побережья — Печоры и Колымы, водосборы которых расположены в зоне островного (Печора) и сплошного (Колыма) распространения ММП.

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

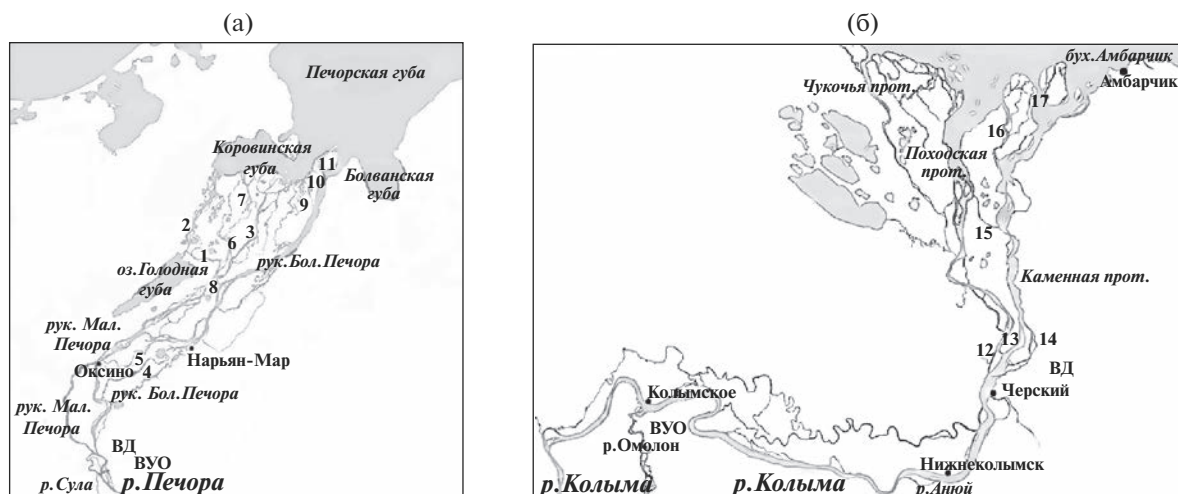


Рис. 1. Картограммы устьев Печоры (а) и Колымы (б). Рукава: 1 — Утчер шар, 2 — Тундровый шар, 3 — Средний шар, 4 — Городецкий шар, 5 — Голубковский шар, 6 — Крестовый шар, 7 — Болдин шар, 8 — Месин, 9 — Глубокий шар, 10 — Каменный шар, 11 — Неволин шар, 12 — Черноусовская прот., 13 — Мархаяновская прот., 14 — Таловая прот., 15 — Первая Поперечная прот., 16 — Селивановская прот., 17 — Вторая Поперечная протока, ВД — вершина дельты, ВУО — вершина устьевой области.

ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДУЕМЫХ ОБЪЕКТОВ

Устьевая область (УО) Печоры (рис. 1а) общей площадью 10,7 тыс. км² относится к эстуарно-дельтовому и включает в себя приливный широкопойменный устьевой участок реки (длиной 70 км), многорукавную дельту выполнения (площадью 2590 км² [13]) и отдаленное полузакрытое устьевое взморье — Печорскую губу Баренцева моря (площадью F_d 5240 км² [13]). Вершина устьевой области Печоры расположена в районе впадения притока Сулы (в месте выклинивания приливных колебаний уровня воды в межень), а вершина дельты (ВД) — в месте разделения реки на крупные рукава Большая Печора и Малая Печора (в ~120 км от морского края дельты (МКД)). Основные рукава дельты (шары): Утчер (впадает в оз. Голодная губа), Тундровый (вытекает из оз. Голодная губа), Средний, Городецкий, Голубковский, Крестовый, Болдин, Глубокий. В устье рук. Большая Печора расположен обширный Печорский бар, главные бороздины которого судоходны. Основные гидролого-морфометрические характеристики дельты представлены в табл. 1.

Климатические условия в дельте характеризуются наличием продолжительного холодного сезона с ноября по апрель. Среднегодовая температура воздуха T в г. Нарьян-Мар -3.2°C (от -17.1°C в феврале до $+16^{\circ}\text{C}$ в июле). Годовое количество осадков 400–500 мм. Низовья Печоры (~50% участка реки, согласно [32]), в том числе дельта, расположены в зоне распространения прерывистых ММП. В то же время, по расчетам авторов настоящей статьи, основанным на материалах

Международного центра данных по снегу и льду [25], 6% протяженности водотоков дельты приходится на сплошные ММП. В дельте множество термокарстовых озер (коэффициент озерности на территории Ненецкого автономного округа составляет 3.51%). Характерны тундровые и лесотундровые ландшафты, низменные участки дельты и острова заболочены.

Печора относится к рекам с весенним половодьем (преимущественно снеговое питание), осенними паводками и низкой зимней меженью. Среднемноголетний расход воды Q_m на г/п Оксина (в ~40 км ниже ВД и 141 км от МКД) составляет, по разным данным, от 4120 (сток воды W_Q 130 км³/год) [13, 17] до 4402 м³/с [7]. Авторами статьи рассчитана величина Q_m за 1932–2018 гг., согласно [1, 20], равная 4230 м³/с (134 км³/год). Свыше 56% годового стока приходится на период весеннего половодья (май–июнь).

По состоянию на 1977–1987 гг. сток воды в ВД распределялся между рукавами Большая Печора и Малая Печора относительно равномерно (в межень соответственно по 42.2 и 47.3% стока в ВД) [7, 17], остальной сток поступал в рукава Голубковский Шар и Городецкий Шар. В системе рук. Малая Печора основной сток распределялся в рукава Месин (24.4% стока в ВД) и Средний Шар (17.5%). Ближе к МКД доля стока рук. Большая Печора существенно возрастала (до 75.2% стока в ВД), водный поток сосредотачивался в этом рукаве. В настоящее время, по данным [7], в межень в Большой Печоре сосредотачивается до 37.1% водного стока в ВД, а в Малой Печоре — до 50.7%. В приморской части дельты на перерас-

Таблица 1. Гидролого-морфометрические характеристики устьевых областей Печоры и Колымы по расчетам авторов и данным [13, 17]

Характеристика	Печора	Колыма
Площадь дельты F_d , км ²	2590	3250
Длина главного рукава, км	120	113
Протяженность МКД, км	66	80
Количество выходов в море	14	6
Среднеголетний расход воды в ВД Q_m , м ³ /год	4120–4230	3320–3960
Среднеголетний сток воды в ВД W_Q , км ³ /год	130–133	105–125
Средний максимальный расход воды $Q_{\max}$, м ³ /с	23000	17200
Средний минимальный расход воды $Q_{\min}$, м ³ /с		
летний	~2500	1560
зимний	430	54.2
Стоковые колебания уровня воды, м	5.0–9.0	5.0–6.0
Температура воды в ВД, °С	<1...15	1–14
Продолжительность ледостава, сут	>200	~238
Период открытого русла, сут	~145	~110
Величина на МКД, м		
приливов	0.7 (0.42–1.02)	0.1
нагонов	2.0–3.0	2.5
Дальность распространения в дельту, км		
приливов	160 (межень) 10–15 (половодье)	–
обратных течений в прилив	80	–
нагонов	150–160	282
осолоненных вод	~10	–

пределение стока воды в водотоках и на обводнение ее западной части оказывают влияние реверсивные течения, формирующиеся в водотоках по мере продвижения в дельту приливной волны, особенно заметные в межень [2].

Сток взвешенных наносов в устье Печоры составляет 6.4–8.5 млн т/год (90% в половодье). Наиболее активно в Печорскую губу выдвигается конус выноса рук. Большая Печора. Большинство остальных небольших рукавов – отмирающие. Коровинская губа постепенно заполняется речными наносами [13, 17].

Несмотря на суровые климатические условия, заболоченность, наличие ММП, затрудняющих освоение природных ресурсов дельты Печоры, УО испытывает существенную антропогенную нагрузку – нефтегазовый комплекс (Тимано-Печорская нефтегазовая провинция), судоходство (крупный морской порт Нарьян-Мар), рыболовство, животноводство, оленеводство.

УО Колымы относится к дельтово-эстуарному типу и включает устьевой участок реки (длиной

162 км), малорукавную дельту выдвижения ($F_d = 3250$ км²) и устьевое взморье (Восточно-Сибирское море). Вершина УО Колымы находится в месте впадения притока Омолон (предельная дальность распространения нагонов), а ВД – в ~10 км ниже пос. Черского (~120 км от МКД) в месте разделения реки на протоки Каменную (главный судоходный рукав) и Черноусовскую (ниже слияния с прот. Мархаяновской – Походской) (рис. 1б). Ниже по течению от прот. Походской отходит влево прот. Чукочь, впадающая в море. Правобережье дельты высокое, каменистое, покрыто редкостойными лесами; левобережье – низменная тундровая равнина, заболоченная, с множеством старичных и термокарстовых озер (площадь поверхности озер в дельте Колымы составляет 301 км², или 9.3% F_d [28]). В устьях проток Походской и Каменной находятся обширные бары. Основные гидролого-морфометрические характеристики дельты представлены в табл. 1.

Дельта Колымы расположена в условиях сурового арктического климата. Среднегодовая T в

с. Нижнеколымск (~35 км выше ВД) –13°С (от –37.9°С в январе до +11.5°С в июле). Годовая сумма осадков ~200 мм. Дельта Колымы (как и весь бассейн реки) расположена в зоне распространения сплошных ММП (толщина деятельного слоя в дельте 0.5–0.6 м). Река зарегулирована, в ее верхнем течении (в ~1840 км от устья) действует Колымская ГЭС, строительство которой было начато в 1978 г. В 1991 г. в 217 км ниже по течению началось строительство Усть-Среднеканской ГЭС, окончательный ввод в строй которой намечен на 2022 г.

Колыма относится к рекам восточносибирского типа с неравномерным распределением стока в течение года (преимущественно летом). Основные источники питания – талые воды (47%) и дожди (42%), доля подземного питания ≤11% [17]. Величина Q_m в замыкающем створе г/п Колымское (ниже впадения р. Омолон в ~260 км от МКД) за 1978–2018 гг. составляет 3320 м³/с (105 км³/год), при этом отмечается незначительный тренд к увеличению – 0.3%/год. Сток воды в дельте в конце XX в. распределялся между основными рукавами – Каменной и Походской протоками – в равных долях, соответственно ~59 и 41% стока в ВД [17]. Ниже по течению доля стока прот. Каменной снижается (до 38.9%) вследствие оттока воды в боковые протоки, достигая в устье магистрального рукава 29% стока в ВД. Доля стока прот. Походской немного увеличивается (до 42.5%) за счет впадения в нее боковых проток, вытекающих из Каменной.

Сток взвешенных наносов в устье Колымы составляет 11.7–15.8 млн т/год [4, 17]. После зарегулирования Колымы мутность ее воды ниже ГЭС существенно уменьшилась, а сток взвешенных наносов нижней Колымы сократился до 7.4 млн т/год [4].

Колыма судоходна на протяжении 1840 км от места впадения р. Бахапчи (Бахапча) (ниже Колымской ГЭС) до устья (бух. Амбарчик). Основные отрасли хозяйства в УО – водный транспорт, оленеводство, рыболовство, “зимник” в период ледостава, на водосборе – добыча угля (разрез “Зырянский”), производство электроэнергии (Колымская и Усть-Среднеканская ГЭС). Согласно [8], антропогенное воздействие на дельту Колымы оценивается как равновесное.

МЕТОДЫ И ДАННЫЕ

Для оценки многолетних изменений водного баланса дельты использовалось упрощенное уравнение баланса, полученное из полного уравнения водного баланса дельты [16]:

$$W_Q + W_l + W_1 + P = \Sigma W_i + W_2 + E \pm \Delta W, \quad (1)$$

где W_Q – приток речных вод в ВД, W_l – боковой поверхностный приток к дельте с местного водосбора, W_1 – подземный приток к дельте, P – осадки на поверхность дельты, ΣW_i – суммарный поверхностный отток вод из дельты в приемный водоем, W_2 – подземный отток за пределы дельты, E – испарение с поверхности дельты, $\pm \Delta W$ – изменение запасов воды в дельте за расчетный период времени (все составляющие выражены в км³/год). Если W_Q , W_l и иногда ΣW_i можно определить гидрометрическим путем, то для расчетов величин W_1 , W_2 требуются сложные гидрогеологические исследования. В данной работе принято, что W_1 и $W_2 \ll W_Q$, поэтому этими характеристиками можно пренебречь. Упрощенное уравнение водного баланса дельты принимает вид:

$$W_Q + W_l + P = \Sigma W_i + E \pm \Delta W. \quad (2)$$

При рассмотрении водного баланса дельт за многолетний период величину $\pm \Delta W$ принимают равной 0. W_l для больших дельт, как правило, очень мал по сравнению с W_Q . Для крупных дельт, у которых $W_Q \gg W_l$, особенно в случае отсутствия репрезентативных данных измерений бокового притока, величиной W_l можно пренебречь [16]. P определяется по данным метеостанций в дельте или по картам распределения осадков. Основные сложности возникают при расчетах испарения.

Для оценки водного баланса дельты можно воспользоваться гидрометеорологическим методом, основанным на сравнении количества осадков, выпавших на поверхность дельты, с потерями на испарение с учетом характера дельтовых ландшафтов. При отсутствии данных специальных наблюдений за удельным испарением с каждого вида дельтового ландшафта E оценивают по зональной величине испаряемости E_0 [18]. Тогда разницу между поступлениями влаги в дельту за счет осадков и ее убылью за счет испарения (ΔW_E , км³/год) можно рассчитать по формуле:

$$\Delta W_E = (P - E_0)F_d \times 10^{-6}, \quad (3)$$

где P и E_0 – количество осадков и испаряемость в дельте, мм/год; F_d – площадь дельты, км² [18]. В случае $P > E_0$ речь идет о добавлении стока в дельте, если $P < E_0$ – то о потерях стока в дельте. В итоге уравнение водного баланса дельты примет вид:

$$W_Q - \Sigma W_i = \Delta W_E. \quad (4)$$

Таким образом, если поступление воды к дельте превышает ее потери и водный сток вдоль дельты увеличивается, то водный баланс дельты считается положительным. Если же потери воды превышают ее поступление и водный сток вдоль дельты уменьшается, то ее водный баланс считается отрицательным.

Таблица 2. Составляющие водного баланса и изменения водного стока основных субарктических дельт рек России по [19]

Река	F_d , км ²	Климатические значения по [5], мм/год			E_0/P	$P - E_0$, мм	W_Q , км ³ /год	ΔW , км ³ /год
		P	E	E_0				
Северная Двина	900	700	350	400	0.70	300	108	0.27
Печора	2590	600	250	300	0.50	300	128	0.78
Обь	3930	500	250	300	0.50	200	403	0.79
Енисей	7100	450	200	220	0.49	230	625	1.63
Лена	29300	300	135	150	0.50	150	530	4.40
Яна	8200	290	155	180	0.62	110	33.8	0.90
Индигирка	7650	270	160	180	0.67	90	50.5	0.69
Колыма	3250	300	180	200	0.67	100	103	0.32

Для расчетов гидрометеорологических параметров устьев рек использованы данные, представленные в [1, 5, 12, 15, 20, 23, 24, 29]. Временные интервалы многолетних изменений составляющих водного баланса обусловлены наличием в [1, 12, 15, 20] репрезентативных данных, полученных как за весь период инструментальных наблюдений, так и в настоящее время (2008–2018 гг.).

ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЙ СОСТАВЛЯЮЩИХ ВОДНОГО БАЛАНСА ДЛЯ ДЕЛЬТ ПЕЧОРЫ И КОЛЫМЫ

Для большинства речных дельт российского побережья Северного Ледовитого океана, расположенных в зоне тундры и лесотундры, характерны дельтовые ландшафты, схожие с ландшафтами окружающей местности и находящиеся в состоянии, близком к естественному (за исключением освоенных дельт Северной Двины, Печоры и Яны). Для этих дельт, расположенных в области достаточного увлажнения (E_0/P – от 0.49 до 0.70), в целом характерен нейтрально-положительный водный баланс и климатически обусловленное небольшое возрастание стока (табл. 2). Наибольший вклад в приходную часть баланса дельт, как правило, вносит речной сток.

Речной и местный сток

Как указано выше, Q_m Печоры на г/п Оксина за 1932–2018 гг. составляет 4120–4230 м³/с (130–134 км³/год). При этом в многолетних изменениях Q_m отмечается его увеличение с интенсивностью ~0.20%/год (рис. 2а). Согласно данным, представленным в [1], за недавнее время (2008–2018 гг.) Q_m возрос до 4640 м³/с (146 км³/год), т. е.

на ~9.7% по сравнению с 1932–2005 гг. (по данным [20]), а средние $Q_{\max}$ и $Q_{\min}$ летний и зимний за 2008–2019 гг. также увеличились (табл. 1) и составили, по данным [1], 29840, 2620 и 587 м³/с соответственно. В [6] приведена величина стока воды в дельте Печоры ниже г/п Оксина, равная 142 км³/год, которую можно принять за ΣW_i в формулах (1, 2).

После строительства плотины ГЭС в 1978 г. воды р. Колымы потекли по искусственному тоннелю у пос. Синегорье и начались постоянные измерения Q в замыкающем створе на г/п Колымское. В период 1978–2018 гг. коэффициент корреляции R между величинами Q_m на г/п Среднеколымск и Колымское составлял 0.95. Данные о расходах на г/п Колымское начиная с 2009 г. – восстановленные по измерениям на г/п Среднеколымск [29]. Коэффициент R измеренных значений Q_m на г/п Среднеколымск и Колымское в 1978–2008 гг. равен 0.98. Среднегодовой Q на г/п Колымское за 1978–2018 гг. увеличивался с интенсивностью 0.26%/год (рис. 2б) при $Q_m = 3320$ м³/с (105 км³/год). С учетом водного стока правого притока Аня (580 м³/с, 18.3 км³/год [21]), впадающего в Колыму в 105 км ниже г/п Колымское, в ВД Колымы $Q_m = 3900$ м³/с (123 км³/год).

На г/п Среднеколымск (в 641 км от МКД и 1203 км ниже Колымской ГЭС) величина Q_m Колымы составляет 2321 м³/с по наиболее длинному ряду наблюдений – за 1936–2018 гг. За весь период наблюдений отмечается рост Q Колымы с интенсивностью 0.24%/год (рис. 2б). При этом в условиях естественного водного режима в 1936–1978 гг. ($Q_m = 2240$ м³/с) расход воды уменьшался с интенсивностью ~0.24%/год. После ввода в строй в 1982 г. первого и второго агрегатов ГЭС

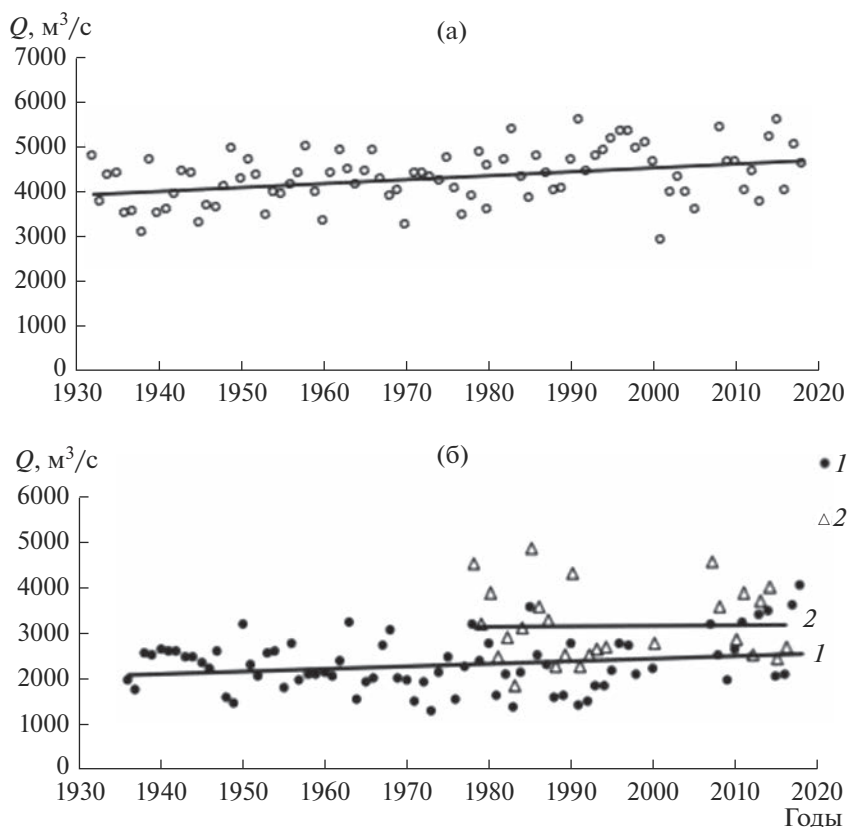


Рис. 2. Многолетние изменения расхода воды в ВД Печоры на г/п Оксина за 1932–2018 гг. (а) и Колымы на г/п Среднеколымск за 1936–2018 гг. (1) и Колымское за 1978–2018 гг. (2) (б).

интенсивность роста Q увеличилась до 0.93%/год за 1982–2016 гг. при $Q_m = 2340 \text{ м}^3/\text{с}$. В 2008–2018 гг. также наблюдается рост Q Колымы (г/п Среднеколымск) при $Q_m = 2860 \text{ м}^3/\text{с}$, а средние $Q_{\max}$ и $Q_{\min}$ летний и зимний за этот период также увеличились (табл. 1) и составили, по данным [1], 19800, 1740 и 350 $\text{м}^3/\text{с}$ соответственно. Рассчитанные авторами статьи величины Q_m и W_Q Колымы в ВД близки к приведенным в [4, 6] значениям 3320 $\text{м}^3/\text{с}$ и 104 $\text{км}^3/\text{год}$. В [6] отмечено возрастание расхода воды до 3930 $\text{м}^3/\text{с}$ (124 $\text{км}^3/\text{год}$) в дельте при приближении к МКД.

Авторами статьи приближенно оценен сток воды рек в гарантированно-подледный период с января по апрель, когда реки получают исключительно грунтовое (подземное) питание. Для дельты Печоры величина Q в подледный период за 1981–1993 гг. (рис. 3), по данным ежедневных наблюдений, представленным в [29], составила 772.2 $\text{м}^3/\text{с}$ (24.4 $\text{км}^3/\text{год}$, или $\sim 19\% W_Q$), причем отмечался слабый рост зимнего стока с интенсивностью 0.5–0.7%/год. Коэффициент корреляции между величинами среднегодового и зимнего Q составляет ~ 0.6 . Поскольку, согласно климатиче-

ским прогнозам, в XXI в. T будет возрастать, доля зимнего стока также может увеличиваться.

Влияние регулирования стока Колымы на режим дельты Колымы невелико из-за большого расстояния между ГЭС и ВД и проявляется в основном в увеличении зимнего стока воды в дельте [14, 22]. В условиях естественного водного режима (1936–1978 гг.) отношение зимнего стока к среднегодовому на г/п Среднеколымск составляет 0.035. В период регулирования Колымской ГЭС и запуска Усть-Среднеканской ГЭС (2011–2019 гг.) отношение этих стоков в ВД на г/п Колымское возросло в 2.6 раза, а величина зимнего стока реки в ВД за этот период составляет 3.7 $\text{км}^3/\text{год}$.

В дельтах Печоры и Колымы ниже их вершин нет внешних притоков с заметным расходом воды, поэтому в (4) W_i не учитывается. В качестве примера учета W_i в уравнении водного баланса можно привести арктическую дельту р. Маккензи, в левый рукав которой ниже ВД впадает р. Пил, дающая название этому рукаву и протекающая в сплошных ММП [11]. Расчет изменения стока р. Пил за 1975–2017 гг. по данным [31] дает

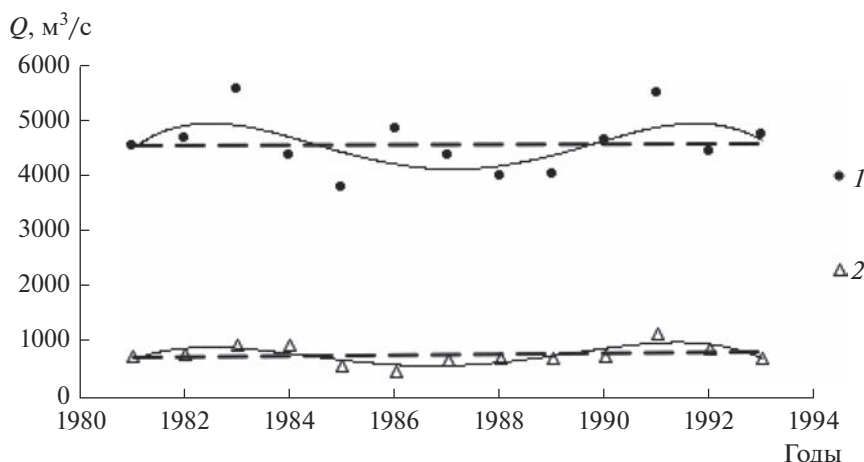


Рис. 3. Изменения среднегодового (1) и подледного (2) расхода воды р. Печоры на г/п Оксина за 1981–1993 гг. (линии тренда: сплошная – полиномиальный, штриховая – линейный).

$W_l \sim 22 \text{ км}^3/\text{год}$, причем рост Q невелик и составляет $\sim 0.02\%/ \text{год}$. Таким образом, можно ожидать рост W_l наряду с W_o с сохранением соотношения $W_l \ll W_o$, что незначительно увеличит приходную часть уравнения водного баланса.

Осадки

Для субарктического региона характерен быстрый рост среднегодовой температуры воздуха T [3, 10, 20]. В [10] указан положительный тренд изменения T за 1976–2015 гг.: $>0.72^\circ\text{C}/10$ лет в Восточной Сибири и $>0.45^\circ\text{C}/10$ лет по России в целом. В [3] приведен рассчитанный относительно нормы за 1961–1990 гг. общий рост T для широтной зоны $60\text{--}70^\circ$ с.ш. (в которой расположены дельты Печоры и Колымы) за 1936–2009 гг. на 0.8°C ($\sim 0.1^\circ\text{C}/10$ лет), а за 1980–2009 гг. на $0.35^\circ\text{C}/10$ лет. По данным [20], на территории дельт Печоры и Колымы тренд T за 1976–2018 гг. – $1.2\text{--}1.4^\circ\text{C}/10$ лет. Таким образом, интенсивность роста T на арктическом побережье увеличивается.

Многолетние изменения T влекут за собой изменения увлажненности исследуемого региона. Авторами статьи проанализированы представленные в [23] данные о количестве осадков P на метеостанциях (м/с), расположенных в бассейнах Печоры (м/с Печора, Нарьян-Мар) и Колымы (м/с Среднеколымск, Островное, Амбарчик), а также сведения об осадках на м/с Черский (ВД Колымы), приведенные в [15]. Для обоих бассейнов рек характерно формирование основного слоя осадков в их верхних частях, а также наличие летнего максимума (июль–август) и зимнего минимума (февраль–март) осадков.

В многолетних изменениях количества P за 1966–2019 гг. (1966–2018 гг.) отмечается слабый

тренд увеличения (табл. 3). При этом в 2008–2019 гг. (2008–2018 гг.) рост P наблюдался на всех метеостанциях, за исключением расположенной в бух. Амбарчик (устьевое взморье Колымы). Так, на м/с Печора (в ~ 600 км выше ВД) и Нарьян-Мар годовая сумма возросла до 636 мм ($0.37\%/ \text{год}$) и 494 мм ($0.48\%/ \text{год}$) соответственно, а на м/с Среднеколымск, Островное (в 139 км юго-восточнее ВД Колымы) и Черский – до 255 мм ($0.41\%/ \text{год}$), 245 мм ($0.07\%/ \text{год}$) и 274 мм ($0.42\%/ \text{год}$) соответственно. На м/с Амбарчик наблюдалось уменьшение P до 113 мм ($0.98\%/ \text{год}$), особенно заметное (55.9 мм) в 2018 г. Рост P согласуется с выводами работы [10], в которой отмечен рост P для России в целом ($2.1\%/10$ лет) с наиболее значительным трендом в районах Средней и Восточной Сибири ($3.1\text{--}3.4\%/10$ лет). Представленные в [3] многолетние изменения P в Арктике в 1936–2009 гг., осредненные по широтной зоне $60\text{--}70^\circ$ с.ш., также дают увеличение P на 8% относительно нормы осадков за 1961–1990 гг. Отмечается, что годовой прирост P обеспечивается их увеличением в холодный период (октябрь–май).

Анализ в [23] месячных величин P в бассейнах Печоры и Колымы за 1966–2018 гг. позволил авторам статьи уточнить изменение P в зимний период (январь–апрель). В дельте Печоры (м/с Нарьян-Мар) зимние P за весь период наблюдений росли со скоростью $0.25\%/ \text{год}$ (рис. 4а), в 2008–2018 гг. – до $1.49\%/ \text{год}$. Рассчитанные величины согласуются с данными, приведенными в [3], для которых характерен рост P в холодный период на $6.16 \text{ мм}/10$ лет (1936–2009 гг.). В бассейне Колымы за 1966–2018 гг. отмечалось как незначительное увеличение зимних осадков, так и их снижение. Так, в ВД Колымы (м/с Черский) зимние величины P за 1966–2018 гг. слабо возрастали с интенсивностью $0.44\%/ \text{год}$ (рис. 4б), в то время

Таблица 3. Многолетние изменения годовых сумм осадков P в бассейнах Печоры и Колымы

Река	Метеостанция	P , мм		Уравнение линейного тренда (1966–2018 гг.)	Коэффициент аппроксимации r^2
		1966–2018 гг.	2008–2018 гг.		
Печора	Печора	608	636	$P = 2.27t - 3916$	0.161
	Нарьян-Мар	477	494	$P = 2.31t - 4118$	0.164
Колыма	Среднеколымск	246	255	$P = 1.03t - 1811$	0.064
	Островное	237	245	$P = 0.16t - 77.5$	0.004
	Амбарчик	150	113	$P = -1.50t - 3134$	0.147
	Черский	233	274	$P = 0.99t - 1753$	0.078

как на устьевом взморье (м/с Амбарчик) они сокращались с интенсивностью 2.40%/год (рис. 4в). Снижение P наблюдалось также в среднем течении Колымы (м/с Среднеколымск) и на притоке Малый Анюй (м/с Островное) – 1.51%/год и 2.08%/год соответственно.

Полученные результаты расчетов согласуются с данными по России, приведенными в [20], где отмечается, что в 1976–2018 гг. изменения P на водосборах Печоры и Колымы происходят в диапазоне от –3 до 0% нормы, рассчитанной за 1961–1990 гг., при этом уменьшаются зимние и летние осадки (–3...–6%) и увеличиваются весенние (до +3%) и осенние (+3...+6%). Расчет авторами статьи зимних осадков в УО Колымы за 2008–2018 гг. по данным [15, 23] дает рост P с интенсивностью от 3.23 (м/с Амбарчик) до 6.11%/год (м/с Черский). Рост зимних P и толщины снежного покрова в среднем течении Колымы в 2008–2018 гг. (3.84%/год на м/с Среднеколымск) и на р. Малый Анюй (5.72%/год на м/с Островное) приводит к уменьшению зимнего промерзания и дает вклад в весенний расход воды в ВД, увеличивая приходную часть водного баланса дельты.

Различие направленности и интенсивности изменений зимних P на м/с Черский по сравнению с другими станциями на Колыме, возможно, связано с недостаточной достоверностью и согласованностью данных, полученных из разных источников. Однако во всех источниках отмечено увеличение P ко второму десятилетию XXI в., что будет способствовать дальнейшему увеличению приходной части водного баланса дельт.

Оценка $\pm \Delta W_E$ в дельтах

Величина испарения E в дельтах зависит от T , общей увлажненности и характера подстилающей поверхности. Оценка E требует данных детальных измерений, что затруднительно, особенно в субарктических дельтах. Поэтому в грубых оценочных расчетах водного баланса использует-

ся величина испаряемости E_0 в дельтах. В литературе обычно приводятся диапазоны величины E_0 – для района дельты Печоры 200–300 мм, дельты Колымы 100–200 мм. Авторы статьи использовали в расчетах максимальную величину E_0 , характерную для исследуемых природных объектов, – 300 мм для дельты Печоры и 200 мм для дельты Колымы, что приведено в [5, 19]. Таким образом, рассчитанные по (3) ΔW_E за разные периоды времени дают величины 0.49–0.78 км³/год для дельты Печоры и 0.06–0.24 км³/год для дельты Колымы. А поскольку дельты Печоры и Колымы расположены в области достаточного увлажнения ($P > E_0$, $E_0/P = 0.61–0.67$), в данном случае речь идет не о потерях, а о климатически обусловленном добавлении стока воды в дельтах.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ СОСТАВЛЯЮЩИХ УРАВНЕНИЯ ВОДНОГО БАЛАНСА ДЕЛЬТ

Результаты расчета составляющих водного баланса дельт Печоры и Колымы для разных периодов времени представлены в табл. 4.

Расход воды реки, поступающий в ВД, отражает все процессы, происходящие на водосборе рек. Это главная приходная составляющая водного баланса крупной речной дельты. Климатические изменения на территории России приводят к росту расходов воды рек арктического побережья (Оби, Енисея, Лены, Оленека, Яны) от 0.02 до 1.40% величины Q_m . Расход рек субарктического региона Северной Америки также увеличивается, причем рост Q р. Маккензи за 1973–2011 гг. составляет 2.1% [11]. Среднегодовые Q Печоры и Колымы в ВД также растут, причем оценка авторов настоящей статьи показала, что скорость увеличения Q не зарегулированной Печоры (0.2%/год), находящейся на западной границе распространения ММП, несколько меньше, чем у Колымы (0.26%/год), протекающей в зоне сплошных ММП.

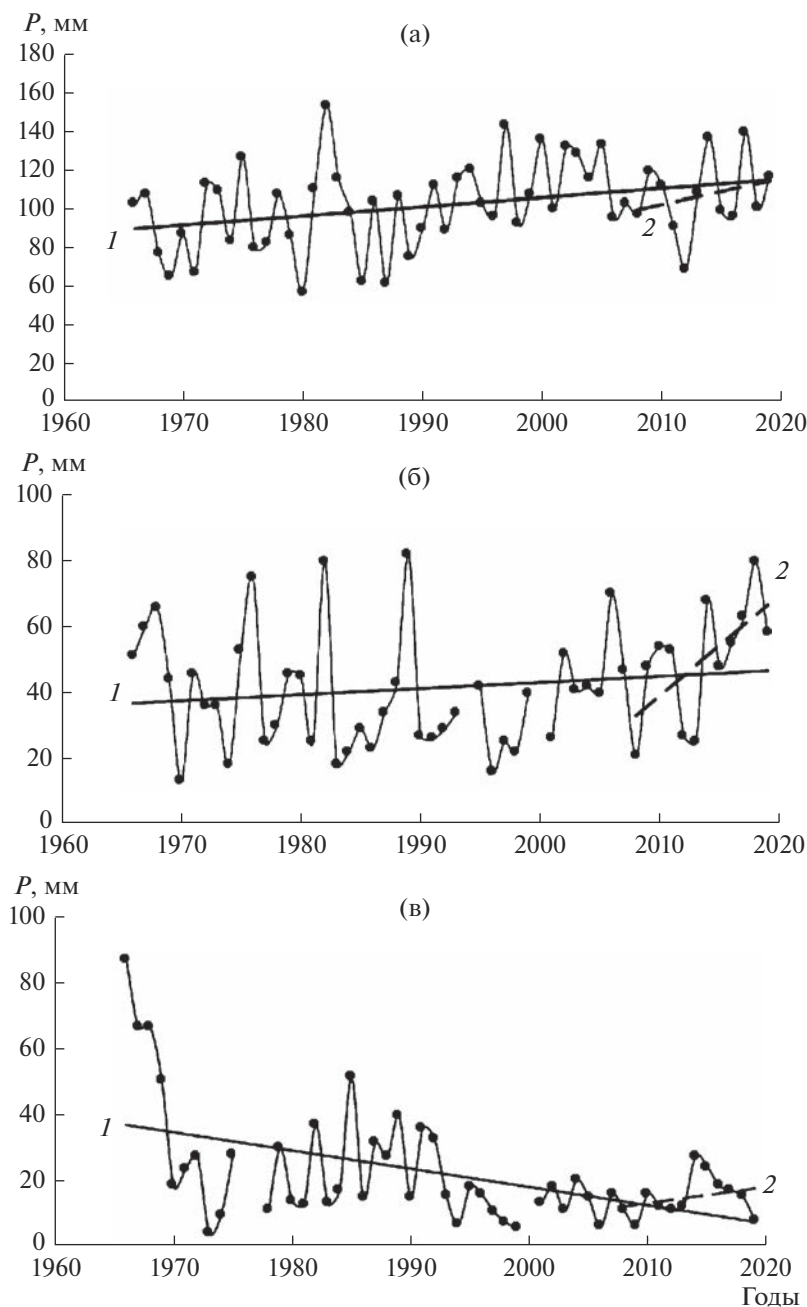


Рис. 4. Многолетние изменения зимних осадков (январь–апрель) в дельтах Печоры (м/с) (Нарьян-Мар (а)) и Колымы (м/с) (Черский (б), Амбарчик (в)) за 1966–2018 (1) и 2008–2018 гг. (2).

Количество осадков в УО Печоры и Колымы за период наблюдений 1966–2018 гг. растет на всех станциях, кроме м/с Амбарчик, также увеличивая приходную часть уравнения водного баланса дельт обеих рек. Анализ изменчивости W_Q и P для дельт Печоры и Колымы в разные сезоны года в 2008–2018 гг. показал, что осенью, зимой и весной приходная часть баланса увеличивается, а летом — уменьшается. Дальнейшее возможное увеличение T и P в регионе, усиление таяния мерзло-

ты и рост площадей дельтовых озер будут способствовать возрастанию потерь влаги на испарение в дельтах. Так, например, в центральной Аляске разница между растущими величинами P и E_0 в последние годы уменьшается, т. е. увеличение испаряемости преобладает над ростом количества осадков [33].

Оценка подземных составляющих водного баланса W_1 и W_2 дельт Печоры и Колымы довольно сложна и требует отдельных исследований. При

Таблица 4. Составляющие водного баланса дельт Печоры и Колымы за 1978–2018 гг. (обозначения соответствуют (4); P и E_0 – мм/год; остальные – км³/год; прочерк – отсутствие данных; W_Q – по г/п Оксина (Печора) и Колымское (Колыма); P – по м/с Нарьян-Мар (Печора) и Черский (Колыма))

Река	Период, годы	W_Q	P	E_0	ΔW_E	ΣW_i	
						по (4)	по [4, 6]
Печора	1932–2018	135	477	300	0.78	135.8	–
	1978–2018	143	492	300	0.50	143.5	132–142
	1978–2007	141	491	300	0.49	141.5	–
	2008–2018	146	494	300	0.50	146.5	–
Колыма	1978–2018	123	220	200	0.06	123.1	124–125
	1978–2007	121	196	200	–0.01	121.0	–
	2008–2018	127	274	200	0.24	127.2	–

этом W_1 в уравнении баланса может быть как положительным, так и отрицательным [9]. Для дельт, расположенных в ММП, во взаимодействии русловых потоков с подземными водами решающее значение имеют геологическое строение дельтовой равнины и расположение таликов в дельте. Весной в результате инфильтрации поверхностного стока в грунты часть талой воды накапливается в растущих таликах под рукавами и крупными озерами. Часть воды возвращается в рукава дельты из озер через постоянные водотоки, часть остается в озерах, питая подозерные талики и расходуясь на испарение. Исследования долей талого снега и дождевых осадков в стоке р. Колымы (2002–2004 гг.) подтверждают, что ~13% воды, образовавшейся при таянии снега, остается в дельте [34]. В то же время в дельте Колымы в результате повышения расходов и уровней воды зимой возможно наличие гидравлической связи с подмерзлотными пластами Северо-Колымского артезианского бассейна с аномально низким давлением, что может привести к инфильтрации речных вод и росту подземного питания [9].

ВЫВОДЫ

Многолетние изменения составляющих водного баланса дельт рек тесно связаны с изменчивостью климатических характеристик и увлажненности речного водосбора. Так, в условиях роста среднегодовой температуры воздуха и осадков в субарктическом регионе отмечается явный рост величин основных составляющих водного баланса, в том числе водного стока исследуемых рек. В ВД рек Печоры и Колымы сток воды растет с интенсивностью 0.20 и 0.26%/год. Местный приток вод, не учитывающийся, в частности, для рассматриваемых рек, в современных климатических условиях также увеличивает приходную

часть уравнения баланса рек водосбора Северного Ледовитого океана (пример – р. Пил, впадающая в рук. Западный дельты Маккензи).

Средняя сумма осадков за период 1966–2018 гг. в ВД Печоры (м/с Нарьян-Мар) росла с интенсивностью 0.48%/год. Примерная оценка P в ВД Колымы (м/с Черский) дает интенсивность роста 0.42%/год, в то время как на морском побережье в бух. Амбарчик наблюдается тренд уменьшения осадков –0.98%/год. При недостатке данных наблюдений в дельте Колымы для прогноза изменения вклада P в водный баланс необходимо оценить возможность осреднения имеющихся данных по территории дельты.

Обнаружена тенденция роста зимних многолетних P в ВД Печоры и Колымы, что дает вклад в приходную часть баланса дельты, а также уменьшает промерзание грунта и толщину льда на протоках. На водосборе Колымы (м/с Средне-Колымск, Островное) в период 1966–2018 гг. зимние P уменьшаются, а в 2008–2018 гг. растут.

Оценка подземных составляющих водного баланса (W_1 и W_2) дельт Печоры и Колымы и влияния на нее наличия ММП довольно сложна и требует отдельных специальных исследований. Стоит отметить, что W_1 в уравнении баланса исследуемых речных дельт может быть как положительным, так и отрицательным. Повышение уровня воды в русле в зимний период (как, например, в результате регулирования стока Колымы) и увеличение подрусовых таликов могут вызывать как рост поступления подземного стока в русло, так и разгрузку речного потока в подземные водонесные слои.

Потери воды в дельте ΔW_E определяются стоком в приемный водоем, испарением и разгрузкой речных вод в подземные горизонты. Оценка величин ΔW_E в дельтах Печоры и Колымы за весь

период наблюдений дает $+0.78$ и $+0.06$ км³/год соответственно (в данном случае речь идет о климатически обусловленном добавлении стока воды), причем в последние годы (2008–2018 гг.) в дельте Печоры ΔW_E снижается, а в дельте Колымы – растет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО) [Электронный ресурс]. <https://gmvo.skniihv.ru> (дата обращения: 10.03.2021)
2. Алабян А.М., Василенко А.Н., Демиденко Н.А. и др. Приливная динамика вод в дельте Печоры в летнюю межень // Вест. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2022. № 1. С. 167–179.
3. Алексеев Г.В., Радионов В.Ф., Александров Е.И. и др. Климатические изменения в Арктике и северной полярной области // Проблемы Арктики и Антарктики. 2010. № 1 (84). С. 67–80.
4. Алексеевский Н.И., Магрицкий Д.В., Михайлов В.Н. Антропогенные и естественные изменения гидрологических ограничений для природопользования в дельтах рек российской Арктики // Вод. хоз-во России. 2015. № 1. С. 14–31.
5. Атлас мирового водного баланса. Л.: Гидрометеоиздат, 1974. 65 л.
6. Атлас: морфодинамика устьевых систем крупных рек арктического побережья России. М.: АПР, 2017. 148 с.
7. Борщенко Е.В., Мишин Д.В., Ермакова Г.С. и др. Справочно-аналитический обзор гидрологического режима устьевой области реки Печора. М.; Иваново: ПресСто, 2021. 152 с.
8. Брызгалов В.А., Иванова И.М. Антропогенная трансформация гидролого-экологического состояния рек российской Арктики // Вод. ресурсы. 2009. Т. 36. № 3. С. 277–288.
9. Готов В.Е., Готова Л.П., Ушаков М.В. Ресурсы подземных вод в долине р. Колыма и их изменения при эксплуатации Колымской ГЭС // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2014. № 1. С. 20–27.
10. Джамалов Р.Г., Сафронова Т.И. Влияние многолетнемерзлых пород на формирование водных ресурсов Восточной Сибири (на примере отдельных рек Восточной Сибири) // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45. № 4. С. 341–352.
11. Долгополова Е.Н., Исупова М.В. Условия формирования стока и гидролого-морфологических процессов в дельтах криолитозоны: дельты рек Лены и Маккензи // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 4. С. 1–17.
12. Климат городов мира: ежемесячные данные. Россия. Черский [Электронный ресурс]. // <https://meteoinfo.ru/climatecities?p=1414> (дата обращения: 02.09.2021)
13. Крайцова В.И., Митькиных Н.С. Устья рек России. Атлас космических снимков. М.: Науч. мир, 2013. 124 с.
14. Магрицкий Д.В. Антропогенные воздействия на сток рек, впадающих в моря российской Арктики // Вод. ресурсы. 2008. Т. 35. № 1. С. 3–16.
15. Месячные и годовые суммы выпавших осадков в Черском [Электронный ресурс]. http://www.pogodaiklimat.ru/history/25123_2.htm (дата обращения: 04.10.2021)
16. Михайлов В.Н. Гидрологические процессы в устьях рек. М.: ГЕОС. 1997. 176 с.
17. Михайлов В.Н. Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее. М.: ГЕОС, 1997. 413 с.
18. Михайлов В.Н. Влияние дельт на среднемноголетний водный сток рек // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 4. С. 389–394.
19. Михайлов В.Н., Исупова М.В., Магрицкий Д.В. Водный баланс крупнейших дельт мира // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 2001. № 5. С. 3–8.
20. Нормы и тренды температуры и осадков для регионов России. [Электронный ресурс]. <http://www.igce.ru/performance/map-data/climate-monitoring-data-for-russian-regions/norms-and-trends-of-temperature-and-precipitation-in-russian-regions/> (дата обращения: 01.04.2021)
21. Реки и озера мира. Энциклопедия. М.: Энциклопедия, 2012. 928 с.
22. Ушаков М.В. Влияние Колымской ГЭС и климатических изменений на гидрологический режим р. Колыма // Вестн. СВНЦ ДВО РАН. 2013. № 2. С. 20–24.
23. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации – Мировой центр данных (ВНИИГМИ-МЦД) [Электронный ресурс]. <http://meteo.ru/> (дата обращения: 11.06.2021)
24. Arctic RIMS (Regional, Integrated Hydrological Monitoring System for Pan-Arctic Land Mass) [Электронный ресурс]. <http://rims.unh.edu/data/station/list.cgi?col=1> (дата обращения: 26.10.2020)
25. Brown J., Ferrians Jr. Circum-arctic map of permafrost and ground ice conditions. Boulder CO: National Snow and Ice Data Center / World Data Center for Glaciology. 2001. [Электронный ресурс]. <https://data.basin.org/datasets/>
26. Hansen J., Sato M., Kharecha P. et al. Young people's burden: Requirement of negative CO2 emissions // Earth Syst. Dynam. 2017. V. 8. P. 577–616.
27. Meredith M., Sommerkorn M., Cassotta S. et al. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. 2019. [Электронный ресурс]. <https://www.ipcc.ch> (дата обращения: 18.10.2021)
28. Piliouras A., Rowland J.C. Arctic river delta morphologic variability and implications for riverine fluxes to the coast // J. Geophys. Res. Earth Surface. 2020. V. 125. e2019JF005250. [Электронный ресурс]. <https://doi.org/10.1029/2019JF005250>
29. Shiklomanov A.I., Holmes R.M., McClelland J.W. et al. Arctic Great Rivers Observatory. Discharge Dataset. Version 2020-12-24. 2020. [Электронный ресурс].

- <https://www.arcticrivers.org/data> (дата обращения: 26.04.2021)
30. *Suzuki K., Hiyama T., Matsuo K. et al.* Accelerated continental-scale snowmelt and ecohydrological impacts in the four largest Siberian River basins in response to spring warming // *Hydrol. Processes*. 2020. V. 34. P. 3867–3881.
31. The official website of the Government of Canada. [Электронный ресурс]. <https://wateroffice.ec.gc.ca> (дата обращения: 21.09.2021)
32. *Walker H.J., Hudson P.F.* Hydrologic and geomorphic processes in the Colville River delta, Alaska // *Geomorphol.* 2003. V. 56. P. 291–303.
33. *Walvoord M.A., Striegl R.G.* Increased groundwater to stream discharge from permafrost thawing in the Yukon River basin: Potential impacts on lateral export of carbon and nitrogen // *Geophys. Res. Lett.* 2007. V. 34. L12402. <https://doi.org/10.1029/2007GL030216>
34. *Welp L.R., Randerson J.T., Finlay J.C. et al.* A high-resolution time series of oxygen isotopes from the Kolyma River: Implications for the seasonal dynamics of discharge and basin-scale water use // *Geophys. Res. Lett.* 2005. V. 32. <https://doi.org/10.1029/2005GL022857>

УДК 556.078;556.042

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ БПЛА ДЛЯ ОЦЕНКИ КОЭФФИЦИЕНТОВ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФФУЗИИ НА НЕБОЛЬШИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ¹

© 2023 г. А. П. Лепихин^а, Ю. С. Ляхин^{а, *}, А. И. Лучников^б

^аПермский ФИЦ УрО РАН, Пермь, 614015 Россия

^бКамский филиал “РосНИИВХ”, Пермь, 614002 Россия

*e-mail: ljahin85@mail.ru

Поступила в редакцию 31.03.2022 г.

После доработки 17.06.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

Небольшие озера и водохранилища, расположенные в зонах активного техногенеза, подвергаются риску различных аварийных ситуаций. Современные вычислительные технологии, включающие в себя гидродинамические расчетные модули, позволяют достаточно эффективно оценивать и прогнозировать их последствия с целью минимизации негативного воздействия. Эти модели требуют задания коэффициентов горизонтальной диффузии. Теоретический анализ этих процессов из-за их специфики весьма затруднен. В России и в других странах очень мало экспериментальных исследований, посвященных оценке этих коэффициентов даже в приближении их однородности и изотропности. Современные технологии измерений, связанные с использованием беспилотных летательных аппаратов, позволяют значительно упростить проведение таких исследований. Обсуждается актуальность таких работ, технология их выполнения и полученные результаты на примере Верхне-Зырянского водохранилища. На основе натурного эксперимента с запуском восьми поплавков получена средняя оценка коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии, равная $0.012 \text{ м}^2/\text{с}$. Обсуждены особенности полученных результатов.

Ключевые слова: коэффициент горизонтальной диффузии, беспилотный летательный аппарат, натурный эксперимент, Лагранжевый подход, водохранилище.

DOI: 10.31857/S0321059623020116, **EDN:** IJVBVM

ВВЕДЕНИЕ

Решение широкого круга как практических, так и теоретических задач, связанных, например, с обеспечением устойчивости водопользования, с формированием гидрохимических полей в поверхностных водных объектах, требует проведения детальных гидродинамических расчетов. В настоящее время имеется достаточное количество программных продуктов, позволяющих проводить расчеты распределения гидродинамических и гидрохимических характеристик по акватории водного объекта. При этом необходимо учитывать, что существенное влияние на результаты расчетов оказывает корректность задания различных исходных параметров водного объекта и параметризация коэффициентов турбулентной диффузии. Построение и параметризация гидро-

динамических моделей для небольших озер и водохранилищ весьма сложны. С одной стороны, эти объекты, как правило, активно используются в хозяйственной деятельности и испытывают значительные антропогенные нагрузки. В то же время гидродинамические модели, позволяющие в значительной мере объективно описывать эти воздействия, с целью их минимизации строятся обычно для крупных водоемов с использованием при этом многих технологических проработок, полученных в океанологии.

Гидродинамике данных объектов и параметризации происходящих в них процессов горизонтального перемешивания посвящено небольшое количество исследований. На это обращается внимание в основном в зарубежных публикациях [21, 28–30]. В России практически единственное исследование, где оценка коэффициентов горизонтальной диффузии в водохранилище дается на основе натурных экспериментальных измерений, — работа Н.В. Буторина [1], выполненная еще в 1968 г. Практически в это же время был выполнен

¹ Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и образования РФ (в рамках соглашения по государственному заданию № 075-03-2021-374 от 29.12.2020 г., номер регистрации 122012000402-4), РФФИ (проект 20-45-596028).

комплекс исследований, включающий и оценку коэффициентов диффузии для оз. Байкал [16]. При решении прикладных задач, например на Камских водохранилищах [6], достаточно часто используются некоторые эмпирические соотношения, предложенные В.А. Знаменским [5], а также расчетные соотношения по оценке коэффициентов диффузии, полученные А.В. Караушевым [11]. Это объясняется как значительной трудоемкостью таких исследований, так и существенным влиянием индивидуальных морфометрических особенностей на характер рассматриваемых процессов. Ставшие классическими закономерности горизонтального обмена, установленные для морей и крупных озер, где создаются необходимые условия для реализации локально-изотропной турбулентности, не работают на небольших водоемах, как подчеркивается целым рядом исследователей, [28–30, 35, 37, 38]. Прямой перенос закономерностей и зависимостей, полученных на крупных водных объектах, на малые, тем более расположенные в зонах активного техногенеза, как правило, оказываются некорректными. Данная ситуация привела к тому, что во многих достаточно широко используемых программных продуктах, например ADH [19], Delft 3D [20], SMS [32], рассматриваются следующие три независимых способа задания коэффициентов горизонтальной дисперсии: самостоятельное задание на основе некоторой априорной информации; оценка на основе числа Пекле-Ре, критические значения которого принимаются укрупненно (таблично) в зависимости от характера водного объекта; автоматический расчет на основе схемы Смагоринского [32]. Однако в этом случае должна использоваться детальная вихре-разрешающая модель. В противном случае нет основания для использования данной схемы.

Поэтому при исследовании таких объектов необходимо сочетание современных отработанных технологий с детальным учетом индивидуальных морфометрических особенностей конкретных водных объектов.

Особое значение приобретает проведение натурных экспериментов по оценке эффективных коэффициентов горизонтального перемешивания. При этом необходимо учитывать, что организация проведения натурных экспериментов с красящими веществами на водных объектах — источниках водоснабжения, активно используемых для целей рекреации и рыбного хозяйства, — весьма затруднительно. Поэтому актуальна задача отработки новых технологий оценки данного коэффициента и установление зависимости рассматриваемых коэффициентов от масштаба явления. Как отмечено в [9, 12, 31], данные задачи весьма эффективно решаются при использовании так называемой Лагранжевой технологии, строящейся на проведении экспериментов с по-

плавками и оценкой интенсивности их “растаскивания”.

Наиболее сложный и ответственный этап данных экспериментов — оперативная фиксация изменения положения поплавков во времени. Использование наземных береговых средств возможно только при проведении экспериментов непосредственно в прибрежной зоне. При наблюдении поплавков на расстоянии существенно >100 м от берега возникают проблемы с оценкой изменения координат их положения во времени. При использовании в эксперименте N поплавков в каждый расчетный момент времени необходи-

мо оценивать $P = \frac{N(N-1)}{2}$ комбинаций расстояний между отдельными поплавками. В океанологии эксперименты с высокотехнологичными поплавками-дрифтерами, проводимые с 1979 г. в рамках глобальной дрифтерной программы, — основной источник исходных данных по крупномасштабной и мезомасштабной океанической диффузии [3, 9]. Однако эксперименты с использованием современных высокотехнологичных дрифтеров, позволяющих весьма точно оценивать динамику перемещения, весьма дорогостоящи и малопригодны для небольших внутренних водоемов. Поэтому актуален поиск новых альтернативных технологий. В качестве современной альтернативы могут быть рассмотрены технологии на основе использования беспилотных летательных аппаратов (БПЛА). Это открывает принципиально новые возможности в проведении подобных экспериментов. Ранее технология с использованием БПЛА успешно отрабатывалась при актуальном исследовании динамики береговых полос рек и водохранилищ [4, 10]. Опыт применения данной технологии для оценки параметров атмосферной турбулентности обсуждается в [17, 18].

ПРОБЛЕМА ПАРАМЕТРИЗАЦИИ КОЭФФИЦИЕНТОВ ТУРБУЛЕНТНОЙ ДИФфуЗИИ ДЛЯ НЕБОЛЬШИХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

В настоящее время вопросы параметризации процессов турбулентного перемешивания наиболее проработаны для локально-изотропной турбулентности и течений с вертикальным сдвигом. Если для крупных водных объектов (морей, больших озер) для описания процессов горизонтального перемешивания весьма эффективны модели на основе локально-изотропной турбулентности, то для рек традиционно используются модели со сдвигом. Если в крупных водоемах основной поставщик энергии турбулентности — ветровые нагрузки, в реках — гидравлические уклоны, то в небольших проточных водохранилищах (озерах)

вклад этих факторов может существенно меняться как во времени, так и по акватории.

Существует несколько взаимосвязанных механизмов горизонтального перемешивания в водных объектах. В крупных водоемах, где в больших масштабах обеспечиваются условия для однородной и изотропной турбулентности, где существуют значительные интервалы, в которых наблюдаются постоянные скорости диссипации турбулентной энергии $\epsilon - [m^2/c^3]$, в соответствии с гипотезой А.Н. Колмогорова [7], исходя из анализа размерностей коэффициент горизонтальной диффузии должен описываться следующими соотношением:

$$K(l) = c\epsilon^{1/3}l^{4/3}, \quad (1)$$

где c — эмпирический коэффициент, l — линейные размеры диффундирующего облака.

Многочисленные экспериментальные исследования показали выполнимость соотношения при больших масштабах данного явления [25–27, 33, 34, 36].

В то же время отмечается, что в мелководных или стратифицированных водоемах зависимость (1) приобретает более общий характер [2, 12–14]:

$$K(l) = bl^\beta, \quad (2)$$

при этом $b = [L^{2-\beta}T^{-1}]$ не зависит от времени и размеров облака l . Так же величина коэффициента β существенно зависит от характера водного объекта и может существенно меняться. В то же время коэффициент β определяется как морфометрией водоема, его стратификации, так и состоянием его водной поверхности и может существенно отклоняться от классических $4/3$ [28–30]. При этом, если в водном объекте доминируют вихревые структуры одного размера, то $\beta \rightarrow 0$, соответственно $K(l) \rightarrow \text{const}$.

Значимые результаты в исследовании горизонтальной диффузии получены А. Окубо (А. Okubo) [25–27]. В работе Н.А. Лабзовского [8] на основе экспериментальных исследований на озерах показано, что величина данного коэффициента зависит от их орографии, трения о дно и расстояния до берега.

Большой интерес для данной задачи представляет оценка влияния скорости ветра на величину коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии. Так как данный коэффициент определяется в первую очередь наличием вихревых структур, изменение только скорости течения не может оказывать влияние на этот коэффициент. В [23–25] представлены экспериментальные данные по влиянию скорости ветра на величину рассматриваемого параметра. Как следует из [23, 24], даже в диапазоне скоростей ветра от 0 до 7.5 м/с отчетливо не прослеживаются эти связи. Теоре-

тический анализ данной проблемы рассмотрен в [2], где указывается: “...разные зависимости коэффициентов турбулентной диффузии пятна примеси от его размера в присутствии волнения могут быть объяснены разным возрастом волн, их эволюцией в связи с изменчивостью ветра”.

В целом, чем меньше водный объект, тем более значимо будут проявляться особенности его морфометрии в характере горизонтальной турбулентной диффузии. Поэтому интерес представляет экспериментальная оценка данных коэффициентов на примере конкретного водного объекта. В настоящей работе эти особенности коэффициента турбулентной диффузии рассматриваются на конкретном примере поверхностного водного объекта, имеющего важное хозяйственное значение, — Верхне-Зырянского водохранилища.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Верхне-Зырянское водохранилище расположено в долине р. Зырянки, образованной в результате слияния рек Извер и Легчим. Бассейн реки расположен на западных предгорьях Уральского хребта в границах Пермского края (рис. 1). Длина реки — 53 км. Площадь водосбора в створе плотины составляет 251 км². Среднегодовой расход воды — 2.42 м³/с, средний многолетний объем стока ~75 млн м³. Зырянка — левобережный приток р. Камы, впадающий в нее в 939 км от устья (в 196 км выше Камского гидроузла) у г. Березники.

Верхне-Зырянское водохранилище образовано низконапорной плотиной и водосбросом (водосливом с широким порогом). Это водохранилище сезонного регулирования стока. Оно введено в постоянную эксплуатацию в 1969 г. [15]. Основные характеристики объекта исследования приведены в табл. 1.

В настоящее время основное назначение Верхне-Зырянского водохранилища — промышленное водоснабжение предприятий г. Березники: Березниковского калийного производственного рудоуправления № 2 (БКПРУ-2), Березниковского калийного производственного рудоуправления № 4 (БКПРУ-4) и рекреации. Суммарный объем сбора воды в 2020 г., по фактическим данным, составил ~6.3 млн м³.

Характерная особенность данного водного объекта — наличие существенной вертикальной неоднородности водных масс. Вертикальная стратификация водных масс этого водоема сильно затрудняет устойчивое техническое водоснабжение из водоема [22].

Распределение глубин по акватории рассматриваемого водного объекта представлено на рис. 1.

В целом, Верхне-Зырянское водохранилище характеризуется следующими параметрами: “характерная глубина” $h \sim 6$ м; толщина верхнего

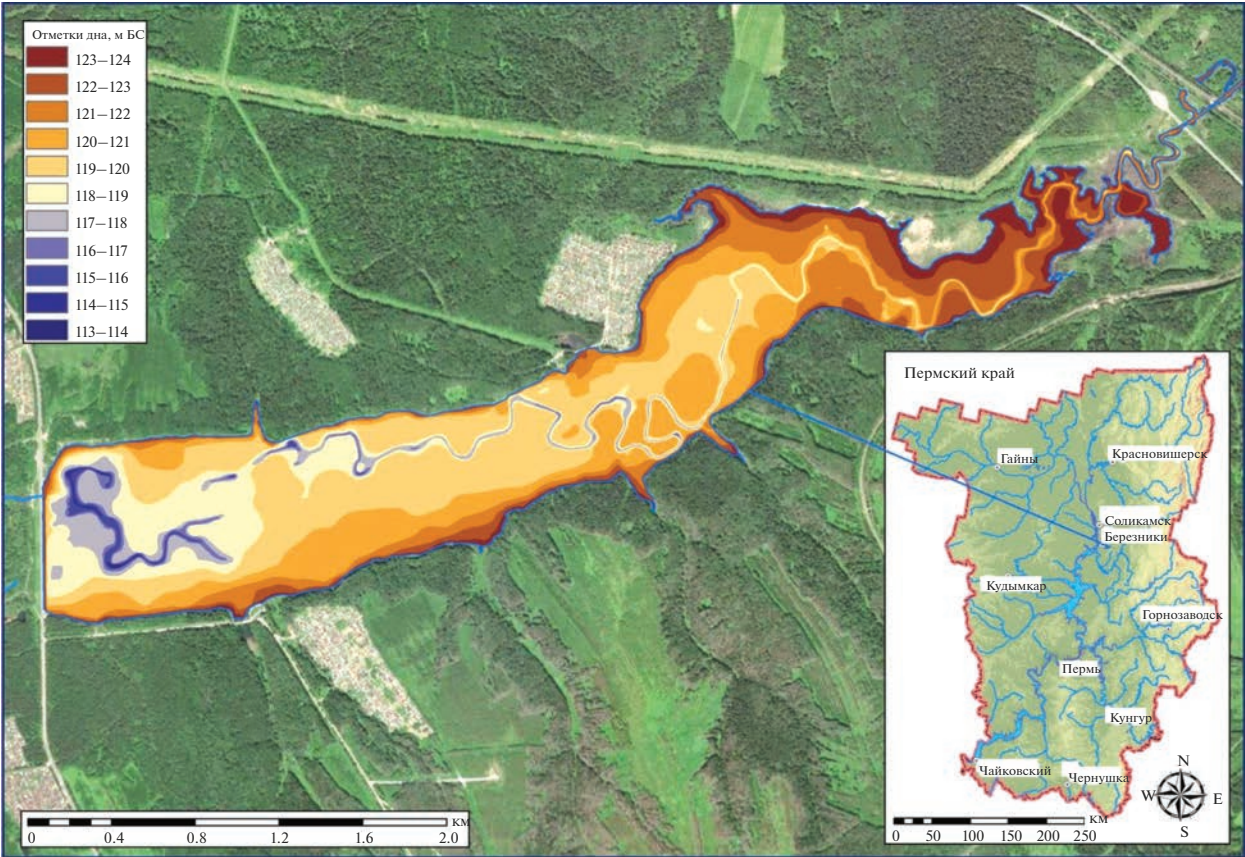


Рис. 1. Распределение глубин в абсолютных отметках по акватории Верхне-Зырянского водохранилища.

“опресненного” слоя $h_0 \sim 3$ м; ширина $L \sim 1000$ м; относительная разница плотностей верхнего и нижнего слоев водных масс $\Delta\rho/\rho \sim 10^{-3}$; характерная скорость течения в штилевых условиях $V \sim 10^{-2} - 10^{-3}$ м/с.

Во время проведения натурного эксперимента (27.09.2021) расход воды в р. Зырянке и гидрологический режим были достаточно близки к многолетним с характерным расходом притока ~ 2 м³/с.

Таблица 1. Основные параметры и характеристики Верхне-Зырянского водохранилища

№ п/п	Наименование параметра	Размерность	Величина
1	Отметка нормального подпорного уровня воды (НПУ)	м БС	124.0
2	Отметка форсированного подпорного уровня (ФПУ)	м БС	124.6
3	Отметка уровня наибольшей сработки (УНС)	м БС	123.0
4	Отметка уровня мертвого объема (УМО)	м БС	121.0
5	Объем воды при НПУ	млн м ³	12.7
6	Площадь акватории при НПУ	км ²	3.5
7	Длина водохранилища	км	6.8
8	Средняя ширина	км	0.51
9	Максимальная ширина	км	0.95
10	Средняя глубина	м	3.65
11	Максимальная глубина	м	11.2



Рис. 2. Используемое оборудование и материалы при выполнении работ.

ТЕХНОЛОГИЯ ПРОВЕДЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТА

Натурный эксперимент по оценке коэффициентов горизонтальной дисперсии был проведен 27.09.2021. Непосредственное начало эксперимента – 12:20 по местному времени. Для решения поставленной задачи на основе использования БПЛА применены следующие оборудование и материалы (рис. 2):

- квадрокоптер “DJI Phantom 4 Pro” (2 комплекта);
- портативная метеостанция “Kestrel 4500”;
- поплавки (9 шт.);
- буйки (4 шт.);
- лодка “Stingray” с двигателем “Yamaha”.

При подготовке к эксперименту на акватории Верхне-Зырянского водохранилища были установлены 4 контрольных буйка. Буйки выполнены из пластиковых емкостей объемом 20 л. Также наверху буйков закреплялись яркие (желтые) планшеты размером 0.45×0.45 м для лучшего определения их на фотографиях. При установке на акватории буйки якорились и пригружались

в воду почти полностью (до планшетов), чтобы получить максимальное вертикальное натяжение.

В качестве поплавков использованы планшеты диаметром ~ 0.6 м, выполненные из OSB-плиты толщиной 6 мм, в форме восьмиугольников, окрашенных в разные цвета (8 шт.). Дополнительно, чтобы оценить степень влияния ветра на движение поплавков, был изготовлен 1 планшет аналогичного размера, выполненный из пенополистирола толщиной 40 мм (плотность ~ 30 кг/м³).

Метеорологические условия

Основные параметры метеорологических условий получены при помощи автоматической портативной метеостанция “Kestrel”, установленной на берегу водохранилища в районе проведения эксперимента. На рис. 3 представлены графики изменения скорости и направления ветра.

Как следует из рис. 3, во время проведения эксперимента наблюдался весьма слабый ветер постоянного направления ($\sim 250^\circ$), что соответствует северо-восточному направлению ветра.

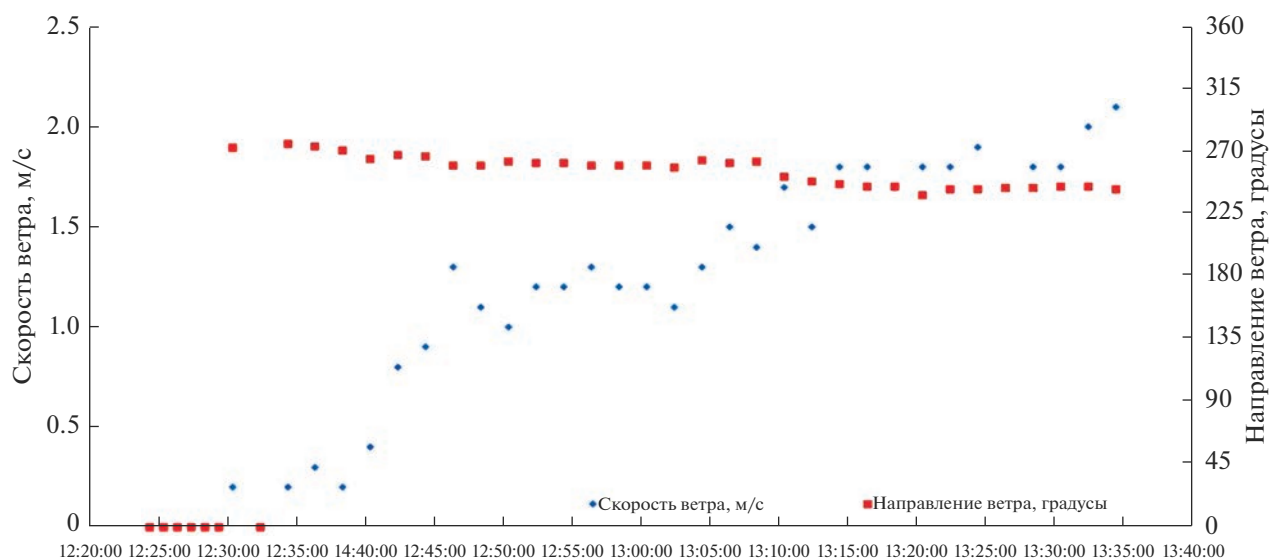


Рис. 3. Графики изменения скорости и направления ветра в период проведения эксперимента.

При этом следует отметить, что если в начале проведения эксперимента наблюдались практически штилевые условия, то к окончанию он усилился до ~ 2 м/с.

Эксперимент состоял из нескольких взаимосвязанных этапов:

1. установка буйков на акватории;
2. установка портативной метеостанции на высоте 2.0 м над поверхностью воды, включение автоматической записи метеопараметров с интервалом 2 мин;
3. подготовка и настройка БПЛА; взлет, позиционирование и зависание квадрокоптера над центром акватории в месте спуска поплавков; режим интервальной съемки — 1 кадр через 60 с; угол съемки — 90° (в надири);
4. спуск поплавков на акваторию с лодки; перемещение лодки к берегу после спуска поплавков осуществлялось плавно, на веслах, чтобы минимизировать воздействие на поверхностный слой водной массы.

Каждые 18–20 мин в непосредственной близости от снимающего квадрокоптера на такую же высоту выводился второй квадрокоптер. Выполнялось позиционирование камеры и перевод в режим интервальной съемки. После этого первый квадрокоптер возвращался на точку взлета для замены аккумуляторной батареи. Всего выполнено 4 взлета, непрерывное время интервальной съемки — 70 мин.

Обработка полученной информации

На первоначальном этапе каждый снимок был обработан в программной среде “ArcMap”.

В частности, каждая фотография была точно переориентирована по сторонам света и масштабирована над акваторией с помощью буйков и береговой линии.

Далее была проведена оцифровка местоположения каждого поплавка на всех снимках в единой системе координат (UTM 40N). Для оцифрованных данных поплавков вычислены плановые координаты. В итоге был получен массив данных плановых координат для девяти поплавков за 70 мин. На рис. 4 представлены фрагменты оригинальных фотографий, по которым проводилась оцифровка.

На рис. 5 представлено перемещение поплавков за весь период времени.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Используемые технологии с применением БПЛА позволяют проводить оцифровку маршрутов (координаты) перемещения каждого поплавка в фиксируемые моменты времени с шагом в несколько секунд и с абсолютной погрешностью определения местоположения < 0.1 м. Это значительно меньше размера самого поплавка. На основе полученных координат перемещающихся поплавков в фиксируемые моменты времени рассчитывались абсолютные скорости перемещения как легкого, так и “тяжелых поплавков”. Скорость их перемещения в зависимости от времени представлена на рис. 6. Скорость перемещения поплавков отражает с определенной инерцией наблюдаемую скорость ветра (рис. 3, 6).

Из данных рис. 6 следует, что скорость перемещения рассматриваемых поплавков меняется мало — от ~ 0.01 м/с в начале эксперимента при усло-

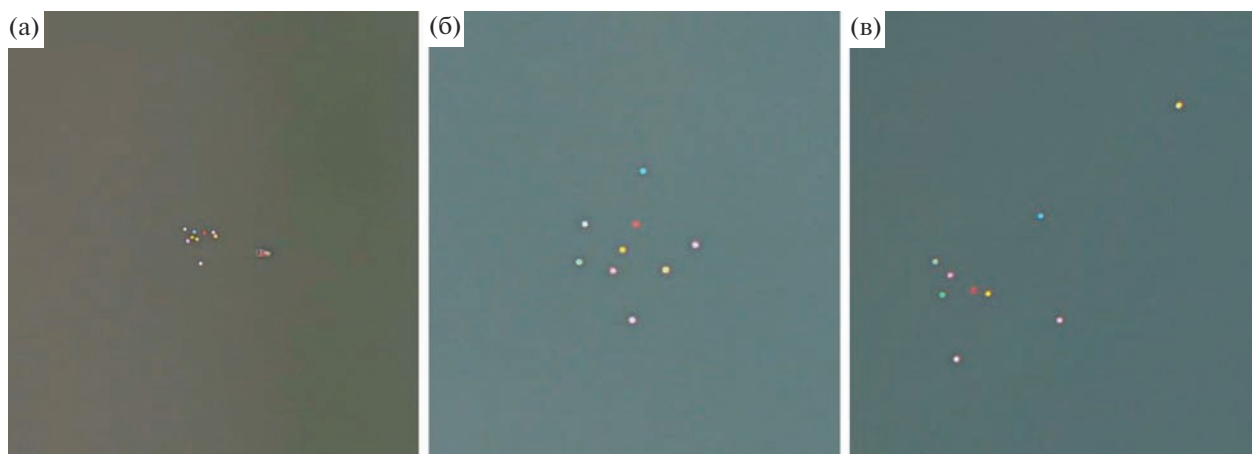


Рис. 4. Фрагменты фотографий в различные периоды времени: а – 5, б – 25, в – 65 мин.

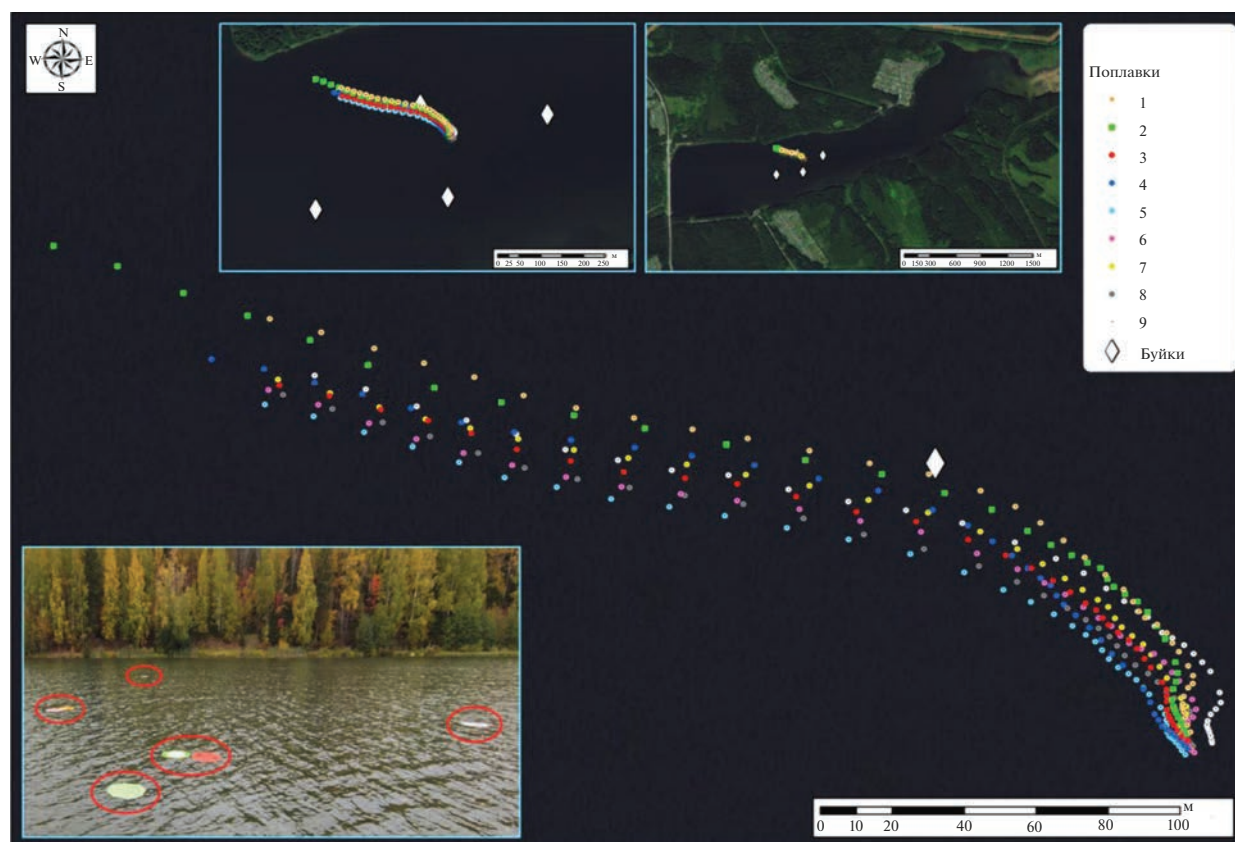


Рис. 5. Картограмма изменения положения поплавков по акватории Верхне-Зырянского водохранилища за 70 мин (зеленый квадрат под № 2 – поплавок из пенополистирола).

виях, близких к штилевым, до ~ 0.12 м/с – при увеличении скорости ветра до 2 м/с.

На завершающей стадии обработки полученной информации по миграции поплавков была оценена динамика изменений дисперсии расстояний между отдельными поплавками. Эта харак-

теристика имеет принципиально важное практическое значение, так как характеризует интенсивность распространения зоны загрязнения. Эти оценки – исходная информация при моделировании различных возможных аварийных ситуаций.

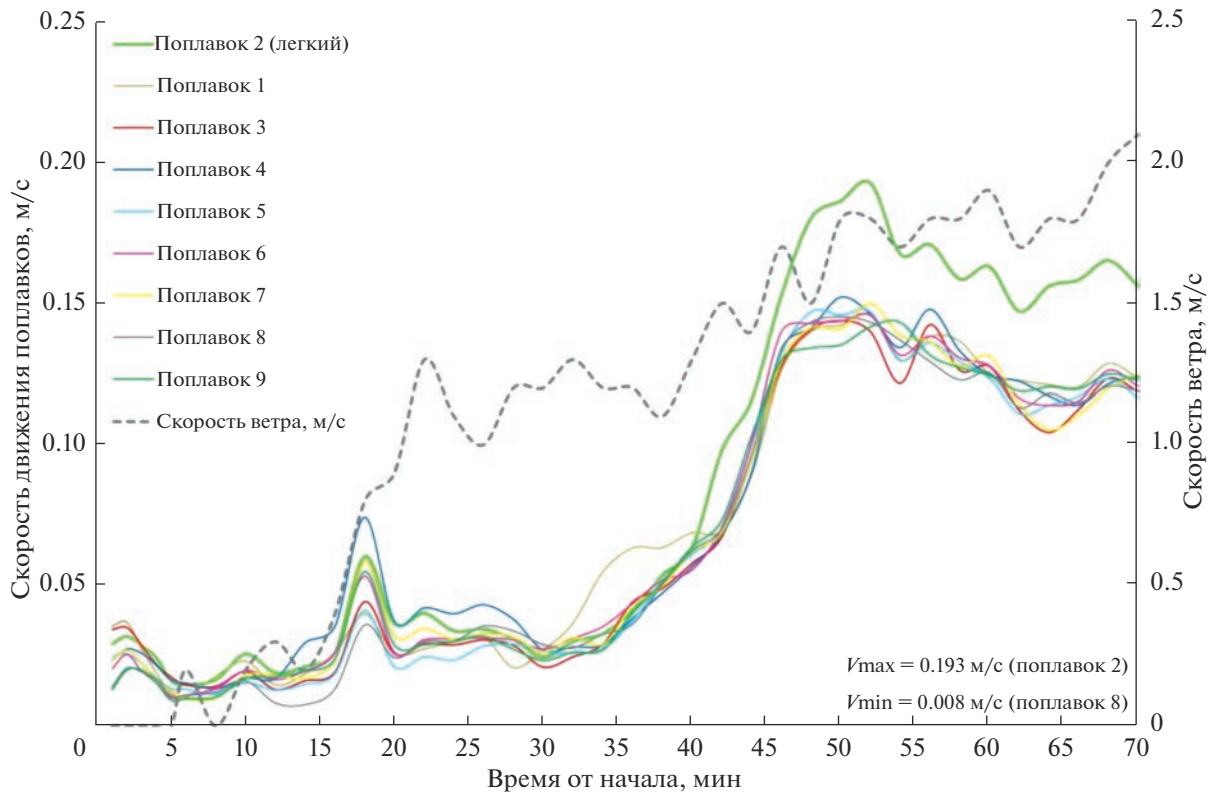


Рис. 6. Зависимость скорости перемещения поплавков во времени.

При этом наряду с оценкой дисперсии поплавков на основе традиционной схемы по Ричардсону [33]

$$\sigma_t^2 = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_{it} - \bar{x}_t)^2 + (y_{it} - \bar{y}_t)^2 \quad (3)$$

рассчитан средний квадрат расстояния между каждой парой поплавков:

$$\langle L_{ijt}^2 \rangle = \langle (x_{it} - x_{jt})^2 + (y_{it} - y_{jt})^2 \rangle. \quad (4)$$

Несложно видеть, что оценки (3) и (4) должны быть тесно связаны между собой, так как

$$\sigma_t^2 \sim \frac{1}{2} \left(\langle L_{ijt}^2 \rangle - 2(r_{xx}\sigma_x^2 + r_{yy}\sigma_y^2) \right), \quad (5)$$

σ_x^2 — дисперсия частиц по оси x , σ_y^2 — дисперсия частиц по оси y , r_{xx} и r_{yy} — коэффициенты корреляции флуктуаций частиц по осям x и y соответственно.

Видно, что если флуктуация поплавков статистически независима, т. е. $r_{xx} \sim r_{yy} \approx 0$, то $\sigma_t^2 = \frac{1}{2} \langle L_{ijt}^2 \rangle$.

Данная особенность поведения поплавков в небольших водоемах хорошо подтверждается результатами расчетов, представленных на рис. 7.

Как следует из рис. 7, в динамике дисперсий достаточно отчетливо выделяются два линейных участка с существенно различающимися углами наклона. При этом коэффициенты линейной регрессии для каждого временного интервала оцениваются как $p_{t2,t1} = \frac{\sigma_{e2}^2 - \sigma_{e1}^2}{t_2 - t_1}$.

Для первого участка протяженностью 0–1500 с — среднее значение $p \sim 0.043$, а для второго протяженностью 1500–4200 с — $p \sim 0.011$. Различие данных коэффициентов представляется статистически значимым (коэффициент Стьюдента — 4.5). В то же время среднеквадратическое отклонение данных коэффициентов для первого временного интервала ($\sigma_{p1} \sim 0.019$) значительно меньше, чем для второго ($\sigma_{p2} \sim 0.028$). Среднее за весь период наблюдений значение $\bar{p} \sim 0.023$.

Так как коэффициент горизонтальной диффузии, согласно схеме Ричардсона [2, 21, 31], $K \sim 1/2 \frac{d\sigma^2}{dt}$, то при степенной аппроксимации $\sigma^2(t) = pt^\gamma$, используемой в большинстве экспериментов, имеем, соответственно, $K = p\gamma t^{\gamma-1}$. При линейной зависимости (если $\gamma = 1$, $\sigma^2 \sim pT$)

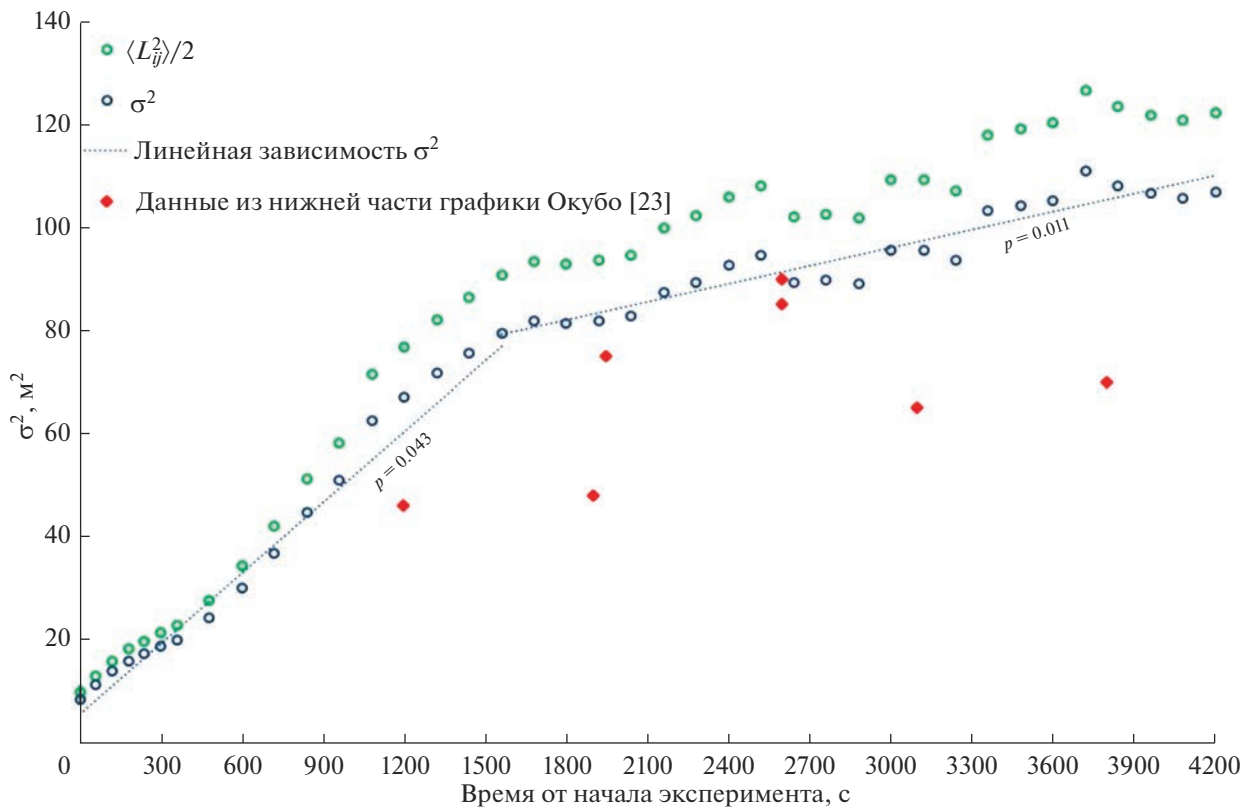


Рис. 7. Динамика дисперсии поплавок по результатам эксперимента.

$K \sim \frac{1}{2}p$, т. е. для первого участка коэффициент диффузии составляет $K_1 \sim 0.023$, для второго — $K_2 \sim 0.005$, а среднее значение за весь период наблюдений $K_{\text{ср}} \sim 0.012 \text{ м}^2/\text{с}$.

По-видимому, оценки, полученные за первый — начальный временной интервал, когда поплавок только приходит в движение, вряд ли могут рассматриваться как достаточно корректные. На их динамику, вероятно, существенное влияние оказывают инерционные силы. В то же время в первом временном интервале наблюдались практически штилевые условия, а во втором скорость ветра усилилась до 1.5–2 м/с. Определенная независимость коэффициентов горизонтальной диффузии от скорости ветра, как отмечалось, показана также в [23]. В целом, объяснение наблюдаемых эффектов должно стать предметом дальнейших междисциплинарных исследований.

На небольших водных объектах в силу ограниченности их масштабов размеры вихревых структур, определяющих интенсивность перемешивания, также должны быть весьма ограничены. Они должны быть значимо меньше размеров самого водного объекта. Установление для рассматриваемых коэффициентов зависимости $K(L) \sim f(L)$ аналогично (1), (2) — весьма затруднено и вряд ли мо-

жет иметь существенное практическое значение. Для таких объектов вполне можно использовать допущение $K(L) \sim \text{const}$.

Так как при решении прикладных задач коэффициент горизонтальной диффузии используется в первую очередь при оценке последствий различных аварийных ситуаций, характеризующихся в активной фазе относительно небольшими временными масштабами, данные оценки могут быть эффективны.

ВЫВОДЫ

Малые и небольшие водные объекты, как правило, в наибольшей степени подвергаются техногенным воздействиям. В то же время гидродинамические модели для данных объектов весьма чувствительны к их морфометрии, при этом наибольшую сложность вызывает параметризация для них коэффициентов горизонтальной турбулентной диффузии. Поэтому весьма актуальна разработка эффективных технологий экспериментальной оценки коэффициентов горизонтальной турбулентной диффузии.

Лагранжевый подход на основе данных дрейфа поплавок — наиболее эффективный инструмент исследования и оценки коэффициентов горизонтальной диффузии в водных объектах. При этом

имеются два принципиально разных подхода к реализации данной технологии. В океанологии основное внимание уделяется повышению технологичности самих поплавков-дрифтеров, в то же время при исследовании малых водоемов основное внимание может быть уделено методам фиксации положения поплавков на основе использования БПЛА.

Современные БПЛА все более активно внедряются в практику полевых гидрологических исследований. Имеется успешный опыт их применения для оценки динамики берегов водных объектов, обследованию водоохраных зон, построению цифровых моделей рельефа и др. Возможность фиксирования с высокой надежностью координат объектов на водной поверхности делает БПЛА весьма эффективным инструментом экспериментальной оценки коэффициентов горизонтальной турбулентной диффузии. Эта возможность рассмотрена на примере Верхне-Зырянского водохранилища, имеющего важное значение в техническом водоснабжении промышленных предприятий Березниковского промузла.

На Верхне-Зырянском водохранилище, расположенном на юго-восточной окраине г. Березники, выполнены эксперименты с использованием 11 поплавков и двух БПЛА, которые позволили определить коэффициент горизонтальной диффузии: $\sim 0.023 \text{ м}^2/\text{с}$ для временного интервала $T < 1500 \text{ с}$, $\sim 0.005 \text{ м}^2/\text{с}$ — для временного интервала $1500 < T < 4200 \text{ с}$ (в среднем за весь период наблюдений $\sim 0.012 \text{ м}^2/\text{с}$).

При увеличении скорости перемещения поплавков на порядок вследствие усиления ветра не наблюдается статистически значимой разницы значений рассматриваемых параметров. Их инвариантность относительно скорости ветра обусловлена тем, что в рассматриваемом случае ветер усиливает только скорость течения в поверхностном слое, но не формирует вихревые структуры.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Буторин Н.В., Литвинов А.С. Расчет коэффициентов турбулентного обмена в Рыбинском водохранилище // Тр. ин-та биологии внутрен. вод АН СССР. Борок, 1968. С. 250–258.
2. Голицын Г.С. Коэффициент турбулентной диффузии примеси на водной поверхности в зависимости от стадии развития волнения // Изв. РАН ФАО. Т. 47. № 3. 2011. С. 426–432.
3. Журбас В.М., Лыжков Д.А., Кузьмина Н.П. Оценка коэффициентов бокового перемещения по данным дрифтеров // Океанология. Т. 15. № 3. 2014. С. 309–317.
4. Зарипов А.С., Лучников А.И. Исследование динамики разрушения берегов Камского и Воткинского водохранилищ в результате абразии по материалам аэрофотосъемки // Геориск. 2021. № 1. С. 58–66.
5. Знаменский В.А. Гидрологические процессы и их роль в формировании качества воды. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 248 с.
6. Китаев А.Б., Девяткова Т.П. Особенности турбулентного обмена вод в Камском и Воткинском водохранилищах и методы его оценки // Геогр. вестн. 2006. № 2. С. 67–75.
7. Колмогоров А.Н. Локальная структура турбулентности в несжимаемой жидкости при очень больших числах Рейнольдса // ДАН СССР. Т. 30. № 4. 1941. С. 299–303.
8. Лабзовский Н.А. Турбулентная диффузия в озерах // Изменчивость гидрофизических полей в озерах. Л.: Наука, 1978. С. 117–146.
9. Лаврова О.Ю., Соловьев Д.М., Строчков А.Я., Назирова К.Р., Краюшкин Е.В., Жук Е.В. Использование мини-дрифтеров для проведения подспутниковых измерений параметров прибрежных течений // Исследование земли из космоса. 2019. № 5. С. 36–49.
10. Лучников А.И., Ляхин Ю.С., Лепихин А.П. Опыт применения беспилотных летательных аппаратов для оценки состояния берегов поверхностных водных объектов // Вод. хоз-во России. 2018. № 1. С. 37–46.
11. Методические основы оценки антропогенного влияния на качество поверхностных вод // Под ред. А.В. Караушева. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 176 с.
12. Озмидов Р.В. Экспериментальное исследование горизонтальной турбулентной диффузии в море и искусственном водоеме небольшой глубины // Изв. АН СССР. Сер. геофизическая. 1957. № 6. С. 756–764.
13. Озмидов Р.В. Диффузия примесей в океане. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 278 с.
14. Окубо А., Озмидов Р.В. Эмпирические соотношения между коэффициентами горизонтальной диффузии и масштабом явления // Изв. АН СССР. ФАО. 1970. Т. 6. № 5. С. 534–536.
15. Правила использования водных ресурсов Верхне-Зырянского и Нижне-Зырянского водохранилищ. Екатеринбург: РосНИИВХ, 2021. 75 с.
16. Течения и диффузия вод Байкала // Тр. Лимнол. ин-та СО АН СССР. 1970. Т. 14/34. 214 с.
17. Чечин Д.Г., Артамонов А.Ю., Бодунков Н.Е., Живоглозов Д.Н., Зайцева Д.В., Калягин М.Ю., Кузнецов Д.Д., Кунашук А.А., Шевченко А.М., Шестакова А.А. Опыт исследования турбулентной структуры атмосферного пограничного слоя с помощью беспилотного летательного аппарата // Изв. РАН. Физика атмосферы и океана. Т. 57. № 5. 2021. С. 602–610. <https://doi.org/10.31857/S0002351521050047>
18. Шелехов А.П., Афанасьев А.Л., Шелехова Е.А., Кобзев А.А., Тельминов А.Е., Молчунов А.Н., Поплевина О.Н. Использование малоразмерных БПЛА для измерения турбулентности в атмосфере // Изв. РАН. Физика атмосферы и океана. 2021. Т. 57. № 5. С. 611–624. <https://doi.org/10.31857/S0002351521050138>

19. *Berger R.C., Tate J.N., Brown G.L., Savant G.* Adaptive Hydraulics (AdH) Version 4.5. // Hydrodynamic User Manual. 2015.
20. *Delft 3D-Flow Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments User Manual.* Delft Deltares. 2011. 672 p.
21. *Imboden D.M., Wuest A.* Mixing mechanisms in lakes, in *Physics and Chemistry of Lakes* / Eds *A. Lerman, D. Imboden, J. Gat*. New York: Springer-Yerlag, 1995. P. 83–138.
22. *Lyubimova T., Lepikhin A., Parshakova Y., Bogomolov A., Lyakhin Y., Tiunov A.* Peculiarities of hydrodynamics of small surface water bodies in zones of active technogenesis (on the example of the Verkhne-Zyryansk reservoir, Russia) // *Water. Switzerland*. 2021. T. 13. № 12. <https://doi.org/10.3390/w13121638>
23. *Matsuzaki Y., Fujita I.* Horizontal turbulent diffusion at sea surface for oil transport simulation // *Coastal Management, Environment, and Risk*. 2014. № 34. P. 1–10. <https://doi.org/10.9753/icce.v34.management.8>
24. *Matsuzaki Y., Fujita I.* In situ estimates of horizontal turbulent diffusivity at the sea surface for oil transport simulation // *Mar. Pollution Bull.* 2017. V. 117. P. 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.026>
25. *Okubo A.* Some remarks on the importance of the “Shear effect” on horizontal Jusion // *Oceanogr.* 1968. №. 24. P. 60–69.
26. *Okubo A.* Some speculation on oceanic diffusion diagrams. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 1974. V. 167. P. 77–85.
27. *Okubo A., Ebbesmeyer C.C.* Determination of vorticity, divergence, and deformation rates from analysis of drogue observations // *Deep Sea Res. Oceanogr. Abstr.* 1976. V. 23. P. 349–352.
28. *Pal K.P., Murthy R., Thomson R.E.* Lagrangian measurements in Lake Ontario // *Lakes Res.* 1998. V. 24. P. 681–697.
29. *Peeters F.* Horizontale Mischung in Seen (Horizontal mixing in lakes) // Ph. D. Thesis. Zurich: Eidgenossische Technische Hochschule, 1994. 147 p.
30. *Peeters F., Wues A., Piepke G., Imbode D.* Horizontal mixing in lakes // *J. Geophys. Res. Oceans.* 1996. V. 101. P. 361–375.
31. *Pinton J.F., Sawford B.L.* Lagrangian view of turbulent dispersion and mixing. In *Ten Chapters in Turbulence* / Eds *P.A. Davidson, Y. Kaneda, K.R. Sreenivasan*. New York: Cambridge Univ. Press, 2012. P. 132–175.
32. Reference Manual “River Flow 2D Two-Dimensional River Dynamics Model”. Hydronia LLC. 2016. 21 p.
33. *Richardson L.F., Stommel H.* Note on eddy diffusion in the Sea // *J. Meteorol.* 1948. V. 5. P. 238–240.
34. *Shaha D., Cho Y.K., Kwak M.T., Kundu S., Jung K.* Spatial variation of the longitudinal dispersion coefficient in an estuary // *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2011. V. 15. P. 3679–3688.
35. *Stocke R., Imberge J.* Horizontal transport and dispersion in the surface layer of a medium-sized lake // *Limnol. Oceanogr.* 2003. V. 48 (3). P. 971–982.
36. *Stommel H.* Horisotal diffusion due to oceanic turbulence // *J. Marine Res.* 1949. V. 8. № 3. P. 199–225.
37. *Suara K., Mardani N., Fairweather H., McCallum A., Allan C., Roy S., Brown R.* Observation of the Dynamics and Horizontal Dispersion in a Shallow Intermittently Closed and Open Lake and Lagoon (ICOLL) // *Water*. 2018. V. 10 (6). 776. <https://doi.org/10.3390/w10060776>
38. *Suara K., Brown R., Borgas M.* Eddy diffusivity: A single dispersion analysis of high resolution drifters in a tidal shallow estuary. *Environ. // Fluid Mech.* 2016. V. 16. P. 923–943.

МОДЕЛИРОВАНИЕ РУСЛОВЫХ ДЕФОРМАЦИЙ И РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НА РЕКАХ КРИОЛИТОЗОНЫ С ЛОКАЛЬНЫМИ ИСКРИВЛЕНИЯМИ РУСЛА¹

© 2023 г. Е. И. Дебольская^{a, *}, В. К. Дебольский^a, И. И. Грицук^{a, b, c}

^aИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^bРоссийский университет дружбы народов, Москва, 117198 Россия

^cМосковский автомобильно-дорожный государственный технический университет, Москва, 125319 Россия

*e-mail: e_debolskaya@yahoo.com

Поступила в редакцию 21.04.2022 г.

После доработки 06.10.2022 г.

Принята к публикации 10.10.2022 г.

Представлены результаты лабораторного и математического моделирования распространения загрязняющих примесей из оттаивающих источников, расположенных в береговых склонах на криволинейных участках рек криолитозоны. Особое внимание уделено изучению влияния русловых деформаций, обусловленных термоэрозией, на скорость и характер распространения пятна примеси. Основной целью лабораторных экспериментов, проведенных в гидравлическом лотке, было определение различия в динамике деформаций и распространения примеси из оттаивающих источников при разных формах искривления русла для дальнейшего использования этих данных в качестве входных параметров в математической модели и ее верификации. На основе анализа серии численных расчетов в масштабах лабораторного эксперимента и реального природного объекта получены выводы о влиянии морфометрических характеристик русла, гидрологических и термических параметров водного потока, характеристик мерзлого руслоформирующего грунта на динамику распространения примеси на криволинейных участках рек криолитозоны.

Ключевые слова: русловые деформации, термоэрозия, криволинейное русло, криолитозона.

DOI: 10.31857/S0321059623020037, **EDN:** IOHXRE

ВВЕДЕНИЕ

Многочисленные исследования последних десятилетий показали, что Арктика нагревается в разы быстрее, чем планета в целом [8, 17]. Это приводит к резкому таянию морского льда, ледников и снежного покрова, а также к деградации вечной мерзлоты [21, 22, 26]. С 1971 по 2019 г. среднегодовая температура в Арктике выросла на 3.1°C по сравнению с 1°C в целом на планете [16]. Изменения свойств мерзлоты могут повлиять на гидрологическую систему через поверхностную инфильтрацию, дренаж почвы и подземный сток, приводя к изменениям динамики подземных вод и поверхностного стока [25]. Деградация мерзлоты вызывает усиление взаимодействия между поверхностными и грунтовыми водами [14]. Ландшафты вечной мерзлоты чувствительны к

глобальному повышению температуры и могут подвергнуться широкомасштабной деградации [7, 12]. Побережья и берега рек в Арктике подвержены термоэрозионным процессам, вызванным морской или речной водой, в сочетании с механической эрозией от волн, течений и подвижного льда [6, 13]. Сильный размыв берегов рек и прибрежных участков приводит к большим поступлениям наносов и органических веществ в арктические реки и Северный Ледовитый океан [9, 18, 20].

Загрязнение окружающей среды стойкими органическими соединениями и другими веществами, которые годами накапливались на территориях арктического региона, становится все более острой проблемой. При деградации мерзлоты возрастает опасность поступления токсичных веществ из мест захоронения химических и радиоактивных отходов. Элементы сооружений для захоронения мусора и загрязняющих веществ зачастую были рассчитаны на непроницаемую структуру слоев вечной мерзлоты, и таяние в этих

¹ Часть работы, связанная с математическим моделированием, выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001). Часть работы, связанная с проведением лабораторных экспериментов, выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 20-08-00807 А).

районах может привести к существенному загрязнению водных ресурсов. Задача расчета распространения загрязнений в руслах рек криолитозоны усложняется необходимостью учета деформаций берегов, сложенных тающими породами. Лабораторные эксперименты и натурные наблюдения показали, что термоэрозия играет существенную, а подчас и более значительную роль, чем механическая эрозия в процессе деформирования русел, сложенных многолетнемерзлыми породами [10, 19]. Деграция богатых льдом отложений вечной мерзлоты может привести к высвобождению ранее замороженного углерода и азота и иметь как локальные воздействия на речные и прибрежные экосистемы, так и глобальные в виде выброса парниковых газов в атмосферу. В работе [11] для утеса на о. Собо-Сисе в дельте Лены, одного из самых быстро разрушающихся объектов вечной мерзлоты в Арктике, проведено исследование флювиальной термоэрозии с использованием анализа временных рядов на основе дистанционного зондирования, охватывающего 53 года. Изучение динамики процесса термоэрозии позволяет проследить его ускорение, связанное с климатическими изменениями последних десятилетий, а полученные авторами оценки скорости эрозии до 22 м в год и средних потерь углерода 5.2×10^6 кг и азота 0.4×10^6 кг в год (2015–2018 гг.) дают представление как о существенных деформационных процессах, так и о значительных величинах биогеохимических потоков, ими обусловленных.

Дополнительным источником загрязняющих веществ становятся грунтовые воды. Прогнозы показывают, что вклад расхода грунтовых вод в водоток из-за таяния мерзлоты продолжит увеличиваться с развитием глобального потепления. Это означает, что речные бассейны со значительным содержанием мерзлоты более чувствительны к потеплению климата [15]. В настоящее время повышение температуры на 1°C приводит к увеличению расхода подземных вод на 6.1–10.5% в зависимости от состояния вечной мерзлоты [24].

Гидравлические исследования традиционно проводились с использованием физических моделей, которые воспроизводят явления потока в уменьшенном масштабе с динамическим подобием. Сегодня численные модели все чаще используются вместо физических. Эти модели основаны на математическом описании сложных турбулентных процессов и граничных условий, но могут быть дешевыми и универсальными. У физических и численных моделей есть свои сильные и слабые стороны [23], и их достоинства следует сравнивать с преимуществами теоретического анализа и измерений, проводимых в полевых условиях. Один инструмент не может адекватно воспроизвести сложные процессы и заменить все остальные.

Проведение натурных исследований в бассейнах рек криолитозоны представляет собой большую, трудноразрешимую и крайне дорогостоящую проблему в виду технических, организационных и объективных сложностей, обусловленных суровыми климатическими условиями. Цель работы – изучение процесса переноса примесей на криволинейных участках речных русел, находящихся под воздействием механической и термической эрозии, на основе лабораторного и математического моделирования.

ЛАБОРАТОРНЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТЫ

Цель лабораторных экспериментов, проведенных в гидравлическом лотке, заключалась в оценке характера русловых деформаций, вызванных термоэрозией, и скорости распространения примеси при разных формах искривления русла и дальнейшего использования полученных данных для верификации математической модели. При постановке задачи подразумевалось, что процесс термоэрозии, обусловленный таянием, протекает в основном при положительной температуре окружающей среды, например при прохождении волны весеннего половодья. Источниками примеси служили пластинки, полученные заморозкой при температуре -18°C разбавленного красителя. Размеры пластинок $0.24 \times 0.14 \times 0.025$ м. Проведено две серии экспериментов (по три эксперимента в каждой серии) с заложением пластинки из замороженной примеси в центральную часть прямолинейного (условный фактор формы $kg = 0$), выпуклого ($kg = 1$) и вогнутого ($kg = -1$) берегового склона. В каждой серии на прямолинейном участке ширина поперечного сечения по дну и по урезу была $B_d = 0.16$ м и $B_y = 0.39$ м соответственно, так что угол берегового склона был постоянным. В случае расширяющегося русла ($kg = 1$) ширина по урезу $B_y = 0.52$ м, при сужающемся русле ($kg = -1$) $B_y = 0.25$ м. Длина искривленного участка при $kg \neq 0$ в обоих случаях равна 0.65 м. Глубина потока во всех экспериментах была 0.11 м. Расход воды подбирался таким образом, чтобы средняя скорость потоков во всех экспериментах была примерно одинаковой и равной 0.14 м/с. Все вышеприведенные характеристики водного потока, русла и ледяных включений использовались как входные параметры в математической модели. Схема эксперимента представлена на рис. 1. На рис. 2 приведены фото начального состояния русел с разными типами искривлений, береговых деформаций и пятен примеси в потоках через 25 мин после начала двух серий экспериментов.

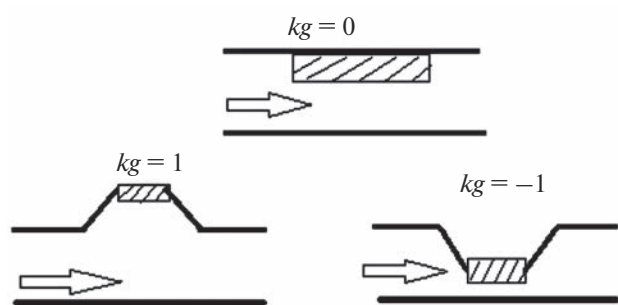


Рис. 1. Схема экспериментов в плане.

Различия динамики таяния, деформаций и распространения примеси при разных формах русла по данным лабораторных наблюдений

Прямое русло ($kg = 0$)

В прямом русле в первой серии через несколько минут после начала эксперимента под ледяной пластиной начала образовываться ниша вытаивания. Через 25 мин льдина опустилась на дно ниши. Деформации и распространение примеси происходят неравномерно по длине пластины. Наи-

большие деформации наблюдаются у нижнего по течению края пластины, но примесь наиболее интенсивно распространяется из-под верхнего края пластины. После окончания процесса таяния характер деформаций изменился с эрозийного на аккумулятивный: образовавшиеся пустоты в береговом склоне затянулись песком. Этот эффект воспроизводился и в численных экспериментах.

Во второй серии экспериментов процессы образования ниши вытаивания, дальнейшего опускания льдины и характер распространения примеси были аналогичными, деформации имели более равномерный характер.

Русло с расширением ($kg = +1$)

Как в первой, так и во второй сериях экспериментов ниша начала образовываться, но ее быстро занесло песком, переносимым обратным течением. В первой серии, в отличие от случая с прямым руслом, более интенсивно идет процесс обрушения. Во второй серии образующаяся в процессе таяния полость быстрее заносится песком, обрушения практически не происходит, деформации более симметричны относительно се-

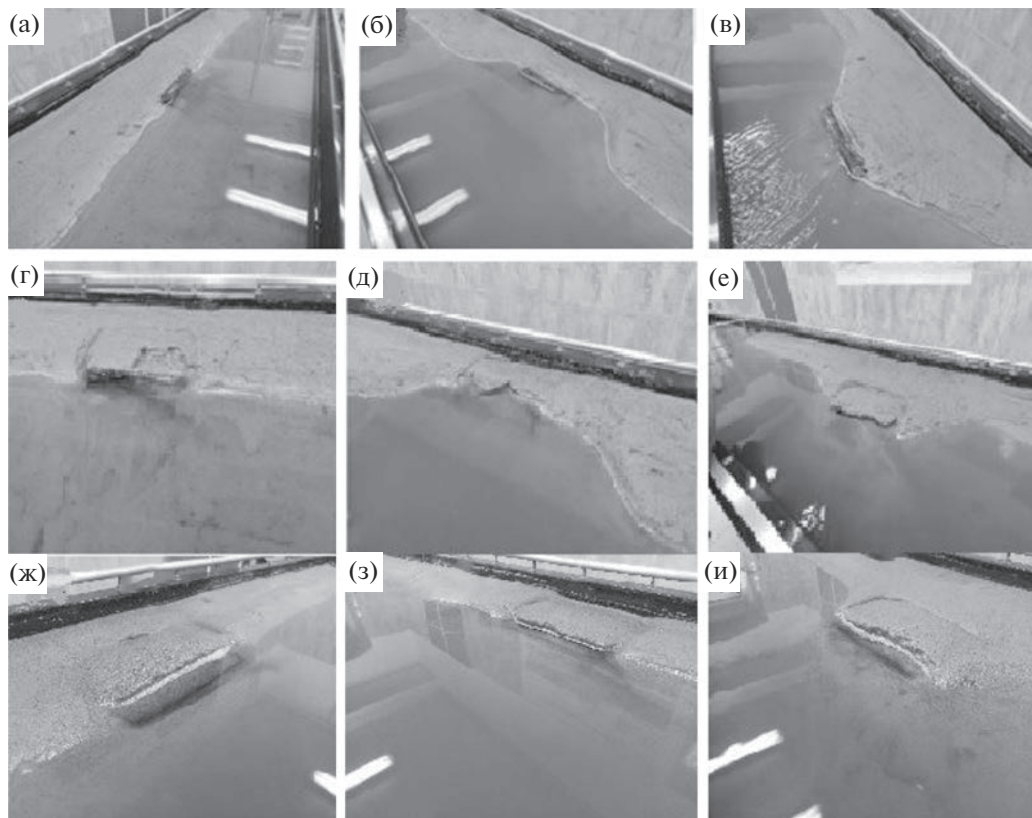


Рис. 2. Фото начальных состояний потоков (а, б, в), береговых деформаций и пятен примеси через 25 мин после начала первой (г, д, е) и второй (ж, з, и) серий экспериментов — в прямом (а, г, ж), расширяющемся (б, д, з) и сужающемся (в, е, и) руслах.

редины льдины и максимальны в ее центральной части. В обоих экспериментах льдина довольно долго сохраняется из-за того, что находится в занесенном состоянии и имеет минимальный контакт с водным потоком. Благодаря этому время нахождения примеси в потоке увеличивается; по визуальным оценкам, ее концентрация в каждый момент времени гораздо меньше, чем в прямом русле. Этот эффект получился и в численных экспериментах.

Русло с сужением ($kg = -1$)

В случае с сужающимся руслом как в первой, так и во второй сериях деформации развиваются наиболее равномерно и распространение примеси происходит быстрее и интенсивнее. Обрушение происходит интенсивно и равномерно по длине пластины. Таяние также идет равномерно, форма пластины сохраняется практически в течение всего эксперимента. Происходит значительная аккумуляция наносов в русле на участке, прилегающем к нижнему по течению краю пластины. Эти эффекты воспроизводятся и в численной модели.

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ

Численные расчеты проводились на модели водного потока в русле с трапецеидальным поперечным сечением. Угол заложения берегового склона — α . Описание математической модели, состоящей из теплового, гидродинамического, деформационного блоков и блока переноса примеси, дано в работах [2, 3]. В гидродинамическом блоке модели использовались двухмерные уравнения движения жидкости и уравнение неразрывности. В деформационном модуле рассчитываются изменения отметок дна из уравнения русловых деформаций. В тепловом модуле для расчета температуры грунта используется одномерное уравнение теплопроводности. В новой версии предусмотрена возможность изменения льдистости в мерзлых включениях, кроме изменения положения поверхности, контактирующей с водой, учтено изменение положения поверхностей, граничащих с теплым грунтом. При расчете положения границы вода — лед / мерзлый грунт в условие Стефана добавлен конвективный член, ответственный за перенос оттаявших частиц потоком воды, как это сделано в модели [4]. Блок переноса примеси основан на решении двухмерного нестационарного уравнения переноса примеси. Источник примеси задается в мерзлом включении и начинает действовать, когда температура грунта достигает нулевого значения. Уравнение переноса примеси дополнено двумя слагаемыми, отвечающими за фильтрацию, обуслов-

ленную градиентами давления по направлению основного русла и берегового склона [5].

Проведены эксперименты с разными формами русла, размером и расположением ледяного включения. Форма русла менялась в соответствии с синусоидальной зависимостью ширины русла от длины. Каждому виду соответствовал фактор формы kg : $kg = 0$ — прямое русло, $kg = 1$ — половина синусоиды при ее возрастании (вогнутый берег), $kg = -1$ — половина синусоиды при ее убывании (выпуклый берег), $kg = 2$ — целая синусоида. Для математического моделирования распространения примеси на криволинейном участке использованы масштабы и параметры вышеописанных лабораторных экспериментов.

Сравнение результатов численных расчетов по модели с данными лабораторного эксперимента

Для оценки деформаций проведены визуальные наблюдения и измерения образовавшегося рельефа непосредственно в процессе проведения эксперимента.

На рис. 3 представлены фото и поверхности русел с разными видами искривлений, рассчитанные по модели с входными данными, соответствующими лабораторным экспериментам. Из рис. 3 видно, что поверхности дна, рассчитанные по модели, находятся в удовлетворительном соответствии с поверхностями, реализованными в лабораторных экспериментах. Кроме того, следует отметить, что динамические картины деформаций в лабораторном и численном экспериментах во всех трех случаях также хорошо соответствовали. Это можно было наблюдать по сделанным во время экспериментов видеосъемкам.

Для получения более точных количественных характеристик рассчитаны объемы и массы перемещенного песка на площадях, занимаемых мерзлым включением, по данным фото и отдельных кадров видеосъемок. Эти участки выбраны для оценки исходя из того факта, что в процессе экспериментов они не были покрыты водой и их можно было свободно наблюдать и фиксировать изменения их рельефа с помощью фото- и видеосъемки. При математическом моделировании также были рассчитаны массы перенесенного берегообразующего грунта именно с этих выделенных участков. Для сравнения данных, полученных при лабораторном и численном моделировании, построены кривые изменения во времени массы перенесенного материала в руслах с разной формой (рис. 4).

Для сравнения результатов математического моделирования распространения примеси с лабораторным экспериментом использовался параметр времени нахождения примеси в потоке. Он оценивался по времени обнуления осредненной по

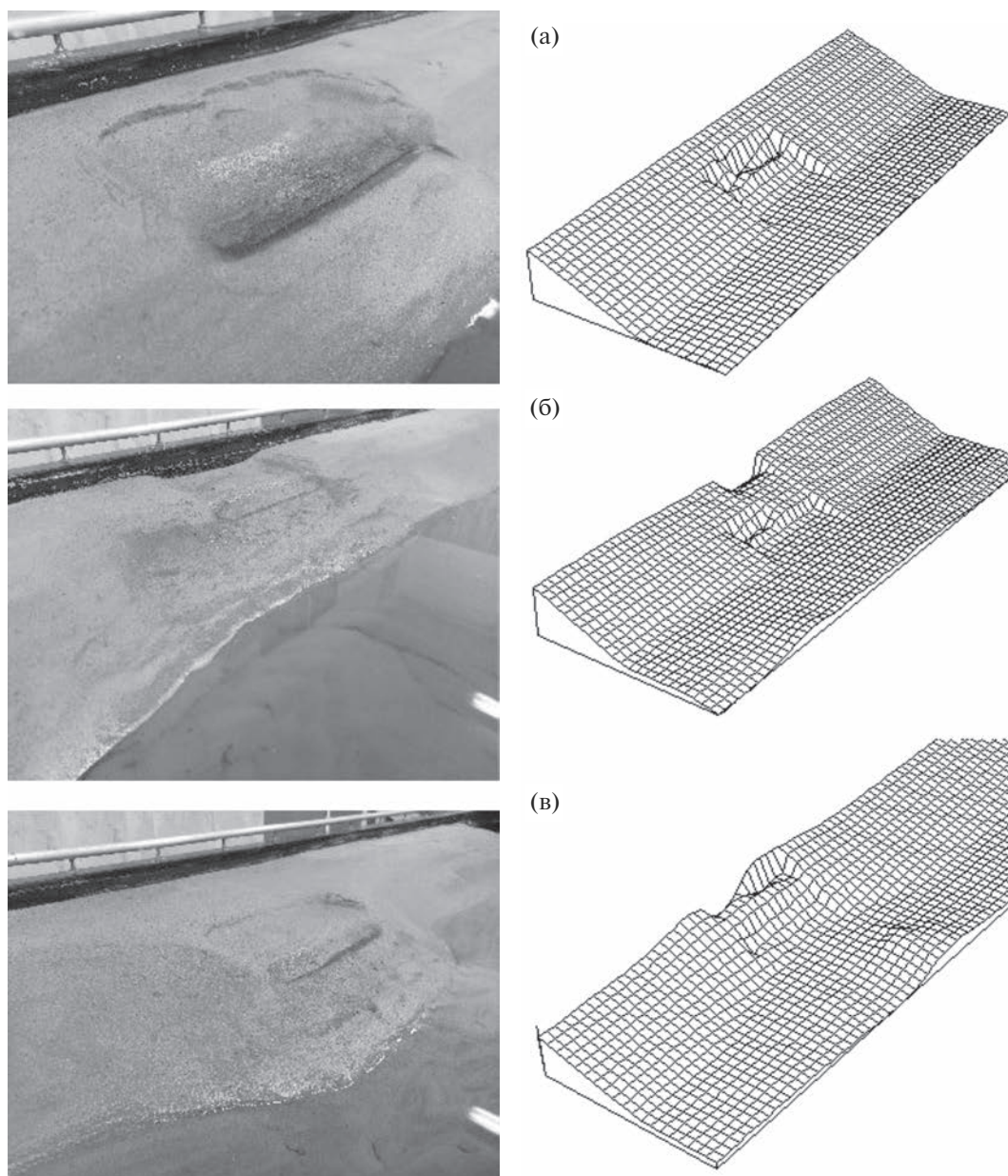


Рис. 3. Фото и рассчитанные поверхности русел с разными видами искривлений по окончании второй серии экспериментов для участков: прямого $kg = 0$ (а), с расширением $kg = 1$ (б), с сужением $kg = -1$ (в).

объему концентрации примеси или осредненной по площади поперечного сечения концентрации примеси в крайнем створе. В табл. 1 приведены результаты сравнения времени исчезновения примеси из потока по данным второго лабораторного и численного экспериментов в зависимости от формы русла. При моделировании нагревания и таяния ледяного включения использовалось известное уравнение переноса тепла:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \left(\frac{\lambda}{\rho c_p} \right) \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial T}{\partial x} \right) \quad x \geq s(t), \quad (1)$$

где λ , ρ , c_p — соответственно теплопроводность, плотность и удельная теплоемкость мерзлого образца. В процессе проведения модельных расчетов выяснилось, что, если эти характеристики принимать равными для разных случаев искривления русла, то достичь одинакового соответствия времени нахождения примеси в потоке по данным численных и лабораторных экспериментов не удается. Исследования мерзлых и талых пород, описанные в работе [1], показывают, что значения коэффициента теплопроводности λ для песков в мерзлом и талом состоянии различаются мало, в то время как удельная теплоемкость c_p

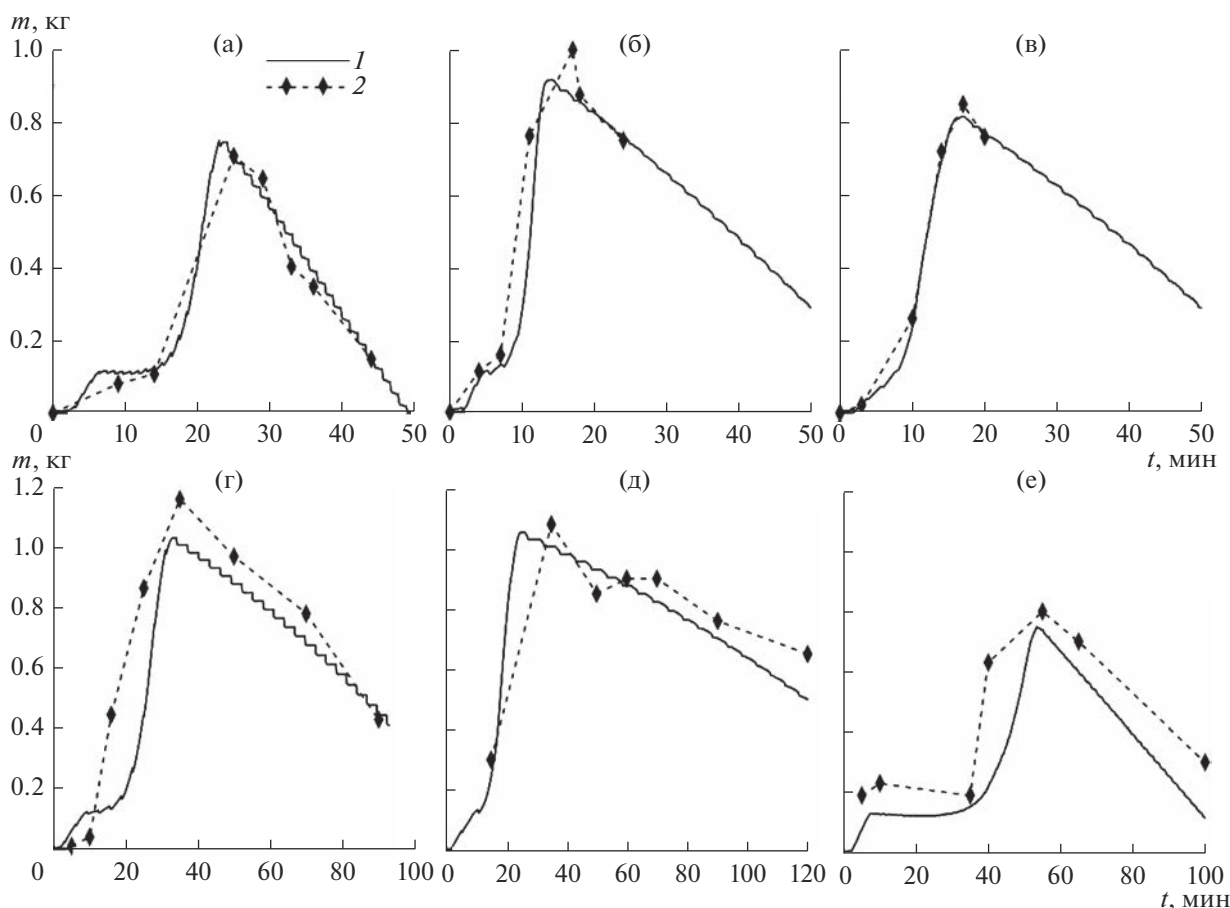


Рис. 4. Изменения во времени массы перенесенного в процессе деформаций песка с выделенных участков в потоках с прямым (а, г), расширяющимся (б, д) и сужающимся (в, е) руслами: 1 – по данным численных расчетов, 2 – по данным измерений в первой (а–в) и второй (г–е) сериях лабораторных экспериментов.

в том диапазоне влажности, который соответствовал условиям проведения лабораторных экспериментов, при переходе образца из мерзлого состояния в талое увеличивается в 1.5 раза. Изменение температуры в центральной точке мерзлого образца по данным модельных расчетов (рис. 5) показывает, что в русле с сужением переход образца в талое состояние происходит гораздо быстрее, чем в прямом русле и в русле с расширением. Соответствующая корректировка удельной теп-

лоемкости позволила уточнить время нахождения примеси в потоке.

Следует отметить, что после окончания экспериментов значительная часть примеси оставалась в донном материале в результате фильтрации. Это учтено в модели путем добавления в уравнение переноса примеси двух слагаемых, отвечающих за фильтрацию, обусловленную градиентами давления по направлению основного русла и берегового склона.

Таблица 1. Время исчезновения примеси из потока $t_{C=0}$ (мин) в зависимости от формы русла

Форма русла	Изменение температуры воды в течение эксперимента, °С	Лабораторный эксперимент	Численная модель
Прямое	14–16	90	87
С расширением	14–17	120	125
С сужением	15–16	100	98

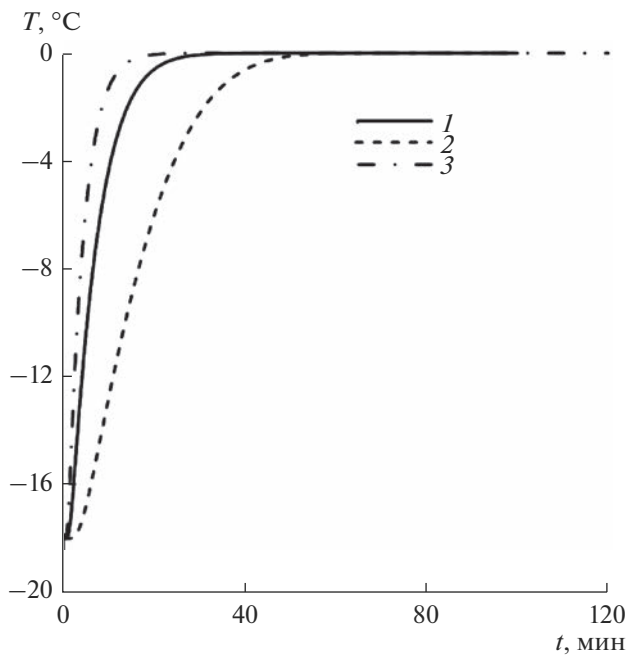


Рис. 5. Изменение температуры ледяного включения в его центральной точке во времени в руслах разной формы (1 – прямое, 2 – с сужением, 3 – с расширением) по результатам численных экспериментов.

Сравнение с аналитическим решением одномерной задачи

Для оценки достоверности рассчитанного с помощью математической модели порядка величины концентрации проведено сравнение данных численного эксперимента с результатами анали-

тического решения одномерного уравнения переноса примеси [26]

$$C = \frac{C_0}{2t\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4Dt}\right), \quad (2)$$

где C_0 – концентрация источника, D – коэффициент диффузии, t – время, x – расстояние от источника, u – скорость водного потока.

На рис. 6 показаны поля концентраций красителя через 4 мин после начала действия источника, рассчитанные по двумерной модели и по формуле (2), представляющей решение одномерного уравнения по координате x для каждого фиксированного значения координаты y . При этом скорости $u = u(x, y)$ и коэффициенты диффузии $D = D(x, y)$ – функции двух координат. Из рис. 6 видно, что сравнение результатов расчетов по модели с результатами расчетов по формуле (2), преобразованной для двумерного случая, показало совпадение по порядку величин концентраций для двух этих расчетов.

РЕЗУЛЬТАТЫ ЧИСЛЕННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В МАСШТАБЕ ЛАБОРАТОРНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Зависимость от фактора формы русла kg

На рис. 7 представлены поверхности деформаций, т. е. отклонений отметок дна от первоначального положения (не рельефы), векторное поле скоростей, изолинии модуля скорости и распределения осредненной по глубине концентрации примеси, рассчитанные для разных видов

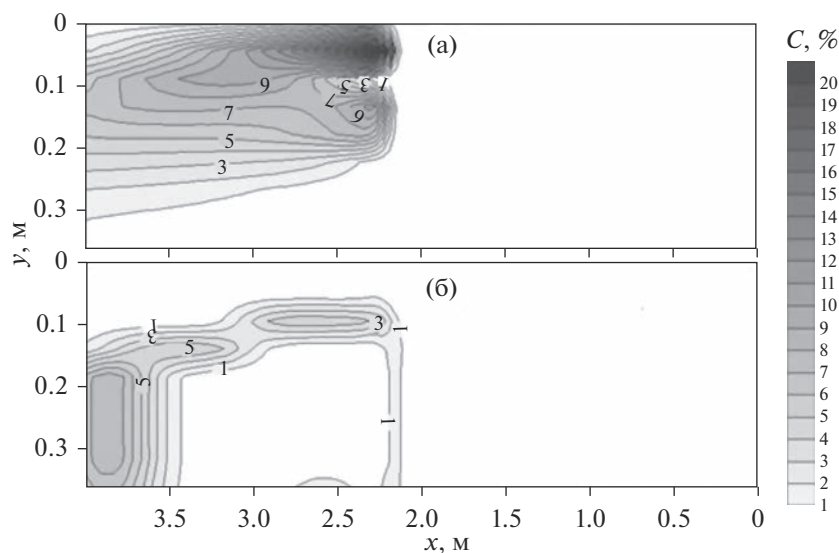


Рис. 6. Распределение концентраций красителя в горизонтальной плоскости потока, рассчитанных по двумерной модели (а) и по формуле (1) (б).

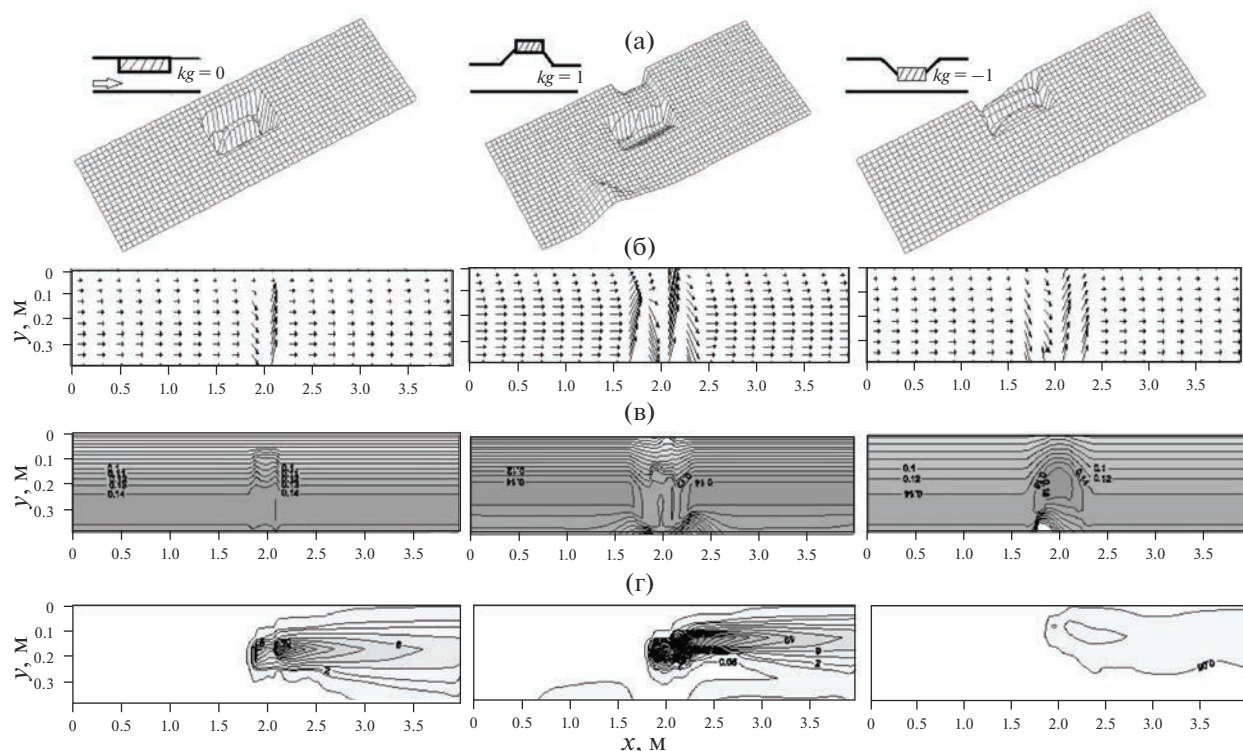


Рис. 7. Поверхности деформаций (отклонений отметок дна от первоначального положения) (а), векторное поле скоростей (б), изолинии модуля скорости (в), распределение осредненной по глубине концентрации примеси (г), рассчитанные для различных видов искривления русла через 20 мин после начала численных экспериментов.

искривления русла через 20 мин после начала численных экспериментов. Анализ рис. 7 позволяет сделать вывод о том, что существенную роль в распределении примеси играют скоростные характеристики и поперечный перенос. Это подтверждается и приведенными на рис. 8 распределениями поперечной скорости водного потока для трех видов формы русла. Очевидно, что в прямом русле ($kg = 0$) поперечные скорости возникают только за счет протаявшей области на месте расположения мерзлого включения. В случае искривленных русел ($kg = \pm 1$) поперечные скорости возникают также и за счет кривизны берега. Для выпуклого и вогнутого русла возникновение поперечных скоростей приводит к развитию вихрей, которые имеют противоположное воздействие, тормозя распространение примеси в одном случае и ускоряя в другом.

Фактор формы kg служит только для определения направления искривления русла от прямолинейной формы в сторону расширения или сужения. Для выяснения более точной зависимости от формы искривления введены коэффициенты искривления по ширине rb и по длине alb русла.

Зависимость от коэффициента искривления по ширине русла

Коэффициент искривления по ширине русла определен как отношение максимальной ширины потока по урезу на криволинейном участке (в данном случае это амплитуда синусоиды) к ширине по урезу на прямолинейном участке. Очевидно, что значения $rb < 1$ соответствуют случаям, при которых фактор формы $kg = -1$, при $rb > 1$ всегда $kg = +1$. При $rb = 1$ $kg = 0$. На рис. 9 приведены изменения во времени осредненных по сечению концентраций примеси в последнем расчетном створе для разных форм искривления русла и зависимости средних и максимальных во времени концентраций примеси от коэффициента искривления по ширине русла rb . Очевидно, что увеличение параметра rb приводит к уменьшению средней концентрации в каждый момент времени и к увеличению времени нахождения примеси в потоке. Хотя осредненные во времени характеристики не значительно различаются для всех сценариев, максимальные во времени концентрации, осредненные как по объему, так и по площади поперечного сечения, в последнем створе в зависимости от коэффициента искривления изменяются в несколько раз.

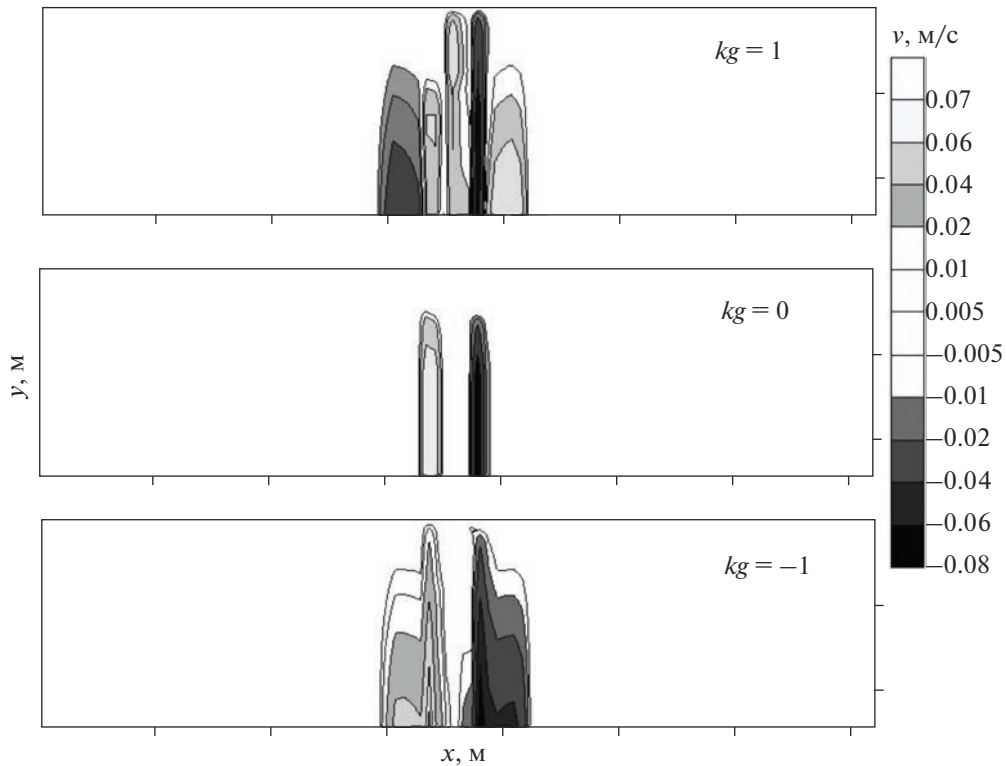


Рис. 8. Распределение поперечной скорости потока в его горизонтальной плоскости для различных случаев искривления русла по данным численных расчетов.

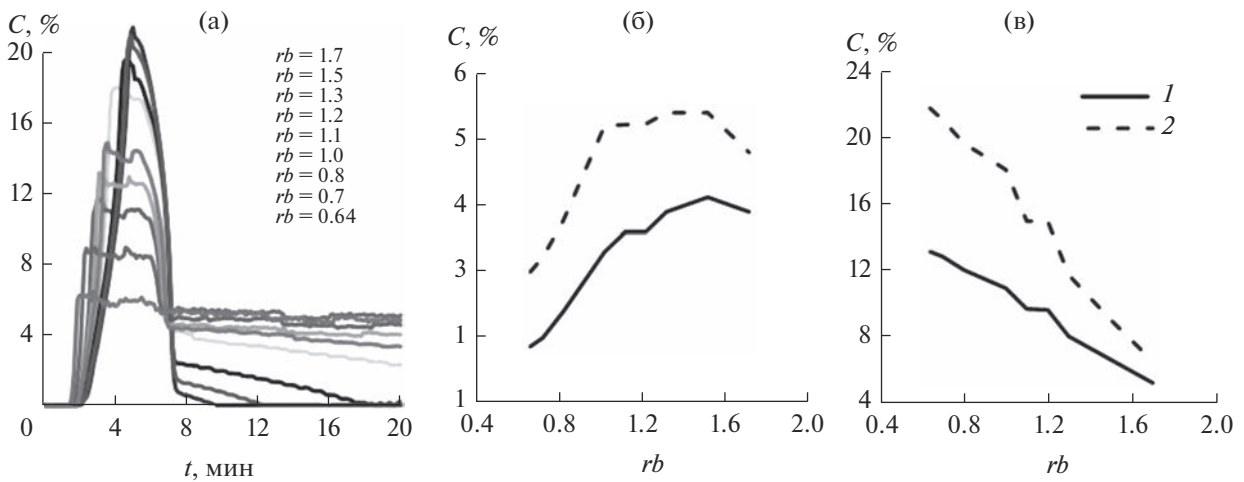


Рис. 9. Изменение во времени осредненных по сечению концентраций примеси в последнем расчетном створе для разных форм искривления русла (а). Зависимости средних во времени (б) и максимальных во времени (в) концентраций примеси от коэффициента искривления по ширине русла rb : 1 — значения концентраций, осредненных по объему, 2 — значения концентраций, осредненных по сечению в последнем створе.

Зависимость от коэффициента искривления по длине русла

Коэффициент искривления по длине русла определен как отношение длины искривленного участка (в данном случае — длины полусинусоиды) к любому постоянному пространственному

размеру. В рассматриваемом случае это либо ширина русла на прямолинейном участке, либо длина расчетного участка. Моделирование сценариев с различными коэффициентами искривления по длине русла показало, что время нахождения примеси в потоке обратно пропорционально дли-

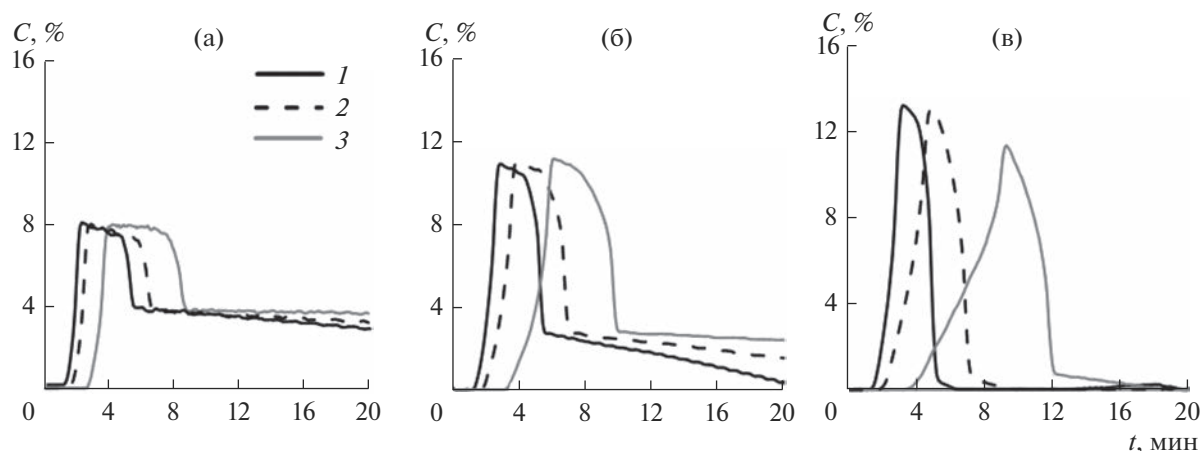


Рис. 10. Изменение средней концентрации C примеси во времени для разных форм искривления русла: с расширением (а), прямого (б) и с сужением (в); и для температуры воды T_B : 1 – $T_B = 15^\circ\text{C}$, 2 – $T_B = 10^\circ\text{C}$, 3 – $T_B = 5^\circ\text{C}$.

не искривленного участка, средние по времени величины концентраций не значительно различаются.

Зависимость от температуры воды

Температура воды – один из основных внешних факторов в процессе термоэрозии; следовательно, она должна влиять и на распространение примеси. Численные эксперименты продемонстрировали, что при увеличении температуры воды в потоке с разными формами русла начало распространения примеси, как и следовало ожидать, наступает раньше. Время нахождения примеси в потоке при увеличении температуры воды для прямого ($kg = 0$) и выпуклого ($kg = -1$) русел значительно уменьшается, для вогнутого ($kg = +1$) меняется незначительно. Максимальные и средние значения концентраций для всех сценариев, как и ход изменения концентраций во времени, меняются незначительно, за исключением случая с выпуклой формой русла. При низкой температуре динамика распространения примеси в сценарии с $kg = -1$ существенным образом отличается: нарастание концентраций происходит медленнее, их максимальное значение существенно ниже, время нахождения примеси в потоке увеличивается (рис. 10).

Влияние формы русла при различном расположении мерзлого включения

Анализ результатов численных экспериментов для случая разного расположения пластинки показал, что при расположении мерзлого включения (МВ) с примесью в начале расчетного участка его форма незначительно влияет на среднюю величину концентрации примеси, при расположении МВ в центральной части моделируемого

участка русла зависимость концентрации примеси от фактора формы более выражена и обусловлена в первую очередь деформациями.

Влияние размера мерзлого включения

Для оценки степени влияния размера ледяного включения при разных формах русла проведены численные эксперименты, имитирующие сценарий, в котором примесь заполняет одинаковый объем, независимо от размера ледяной пластины. В случае короткой пластины она занимает весь ее объем, в случае длинной пластины примесь вморожена в средней части. Анализ результатов моделирования позволяет сделать вывод о том, что чем меньшую часть ледяного включения занимает участок с замороженной примесью, тем меньше зависимость от формы руслового участка. Этот вывод может быть объяснен тем, что из ледяного включения большей длины вынос примеси водным потоком за пределы расчетного участка русла происходит интенсивнее.

Взаимное влияние начальной температуры и размера мерзлого включения

Воздействие повышения температурного фона на характер распространения примеси от мерзлого источника исследовалось для прямолинейного русла для пластинок разной длины. Численные эксперименты показали, что в прямолинейном русле характер изменения средней концентрации во времени не зависит от размера МВ, если их начальная температура близка к нулю, отличаются лишь концентрации. Характерно, что в широком диапазоне отрицательной температуры динамика распространения примеси почти не зависит от первоначальных значений температуры МВ, но значительно отличается от динамики в случае,

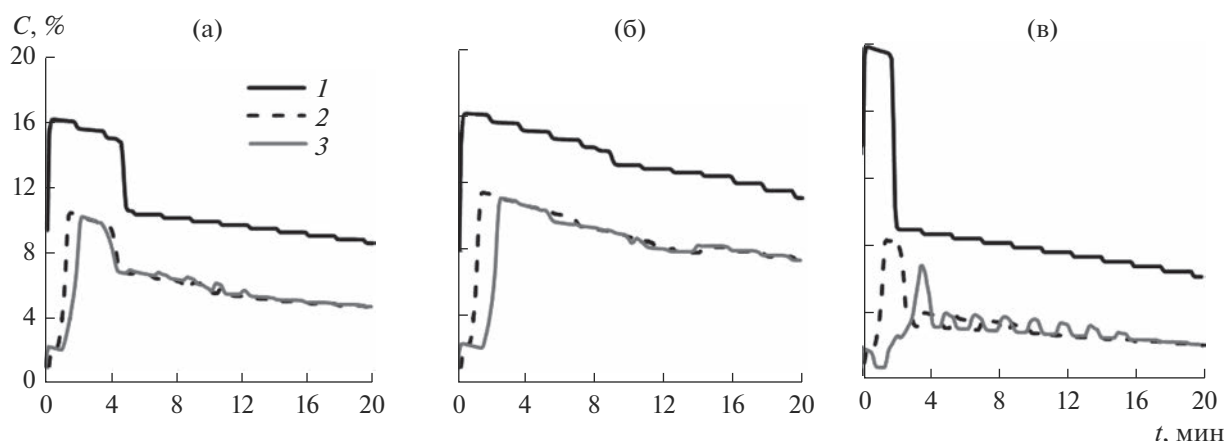


Рис. 11. Изменение во времени осредненной по объему концентрации примеси в прямом (а), расширяющемся (б) и сужающемся (в) руслах с разной начальной температурой мерзлого включения T_{MB} : 1 – $T_{MB} = 0^\circ\text{C}$, 2 – $T_{MB} = -5^\circ\text{C}$, 3 – $T_{MB} = -15^\circ\text{C}$.

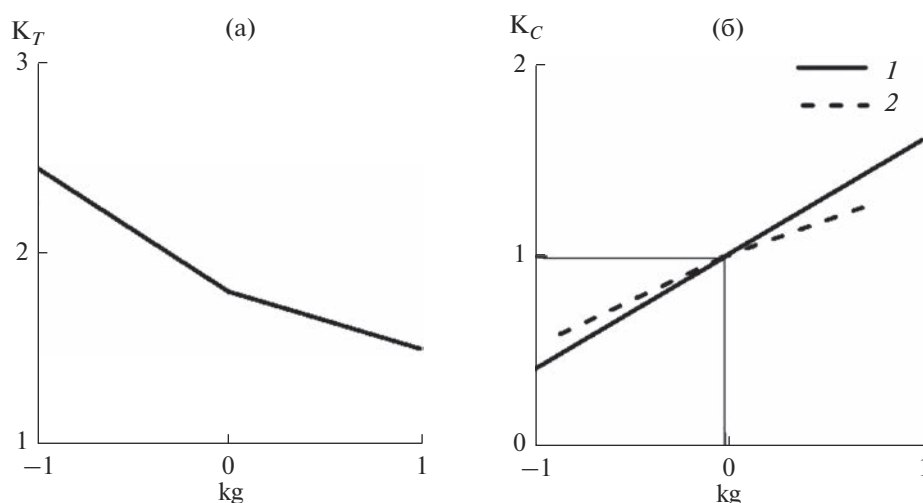


Рис. 12. Зависимости коэффициента изменения концентрации за счет повышения начальной температуры мерзлого включения до нуля K_T (а) и коэффициента изменения концентрации за счет изменения формы русла относительно прямолинейного K_C (б) от коэффициента формы. 1 – $T < 0^\circ\text{C}$, 2 – $T = 0^\circ\text{C}$.

когда первоначальная температура МВ близка к нулю. Это может свидетельствовать о том, что при приближении к температуре фазового перехода русловые деформации, вызванные термоэрозией, и высвобождение примеси существенно ускоряются.

Влияние начальной температуры мерзлого включения при разных формах русла

Зависимости осредненных по объему концентраций примесей от времени для МВ в виде короткой пластинки, расположенной в середине участков русла разной кривизны и целиком заполненной примесью, с начальной нулевой и отрицательной температурой представлены на рис. 11.

Максимальные концентрации примеси в начале таяния незначительно различаются для разных форм русла как при нулевой начальной температуре МВ, так и при отрицательной. В процессе таяния и деформаций русла его форма начинает заметно влиять на характер изменений концентрации. При этом индекс K_T , обозначающий изменение средней по времени и пространству концентрации примеси за счет увеличения начальной температуры оттаявшего МВ, существенным образом зависит от того, на участке какой формы он расположен (рис. 12а).

Так, для участка с сужением ($kg = -1$) при повышении начальной температуры расположенного в нем МВ до нулевых значений средние концентрации увеличиваются почти в 2.5 раза. Но

как при нулевых начальных значениях температуры, так и при отрицательных изменение средней концентрации примеси в определенный момент времени (например, через 20 мин) при переходе от прямолинейного участка к вогнутому, обозначаемое индексом $K_C = C_{20\text{мин}}(kg = i)/C_{20\text{мин}}(kg = 0)$, $i = 1, -1$, — уменьшается (рис. 126), как бы компенсируя эффект нагревания.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе данных новых лабораторных экспериментов в разработанные ранее математические модели добавлена возможность расчетов распространения примеси из оттаявших источников, расположенных на участках русла с различными формами искривления. Практическая цель исследования состоит в возможности оценки наиболее оптимальных мест расположения вероятных источников загрязнения на берегах рек с целью минимизации экологического ущерба при их оттаивании. К конкретным результатам относятся выводы о влиянии на динамику распространения загрязнений расположения ледяного включения с примесью на участке с искривлением, размера ледяного включения, формы руслового участка, начальной температуры мерзлого включения, температуры воды в потоке.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексютина Д.М., Мотенко Р.Г.* Состав, строение и свойства мерзлых и талых отложений побережья Байдарацкой губы Карского моря // Криосфера Земли. 2017. Т. XXI. № 1. С. 13–25.
2. *Дебольская Е.И.* Математическая модель русловых деформаций рек криолитозоны // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 5. С. 496–506.
3. *Дебольская Е.И., Грицук И.И., Дебольский В.К. и др.* Влияние береговых деформаций на распространение примесей в реках криолитозоны (лабораторное и математическое моделирование) // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45. № 4. С. 396–407.
4. *Дебольская Е.И., Иванов А.В.* Сравнительный анализ применимости моделей русловых деформаций, обусловленных термоэрозией, на реках криолитозоны // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 1. С. 45–56.
5. *Дебольская Е.И., Иванов А.В., Остякова А.В.* Особенности распространения примеси в руслах рек криолитозоны (лабораторное и математическое моделирование) // Гидротехн. стр-во. 2021. № 4. С. 48–54.
6. *Are F.E.* Thermal abrasion of coasts. Proc. 4th Int. Conf. Permafrost. Washington D.C: National Acad. Press, 1983. P. 24–28.
7. *Biskaborn B.K., Smith S.L., Noetzi J. et al.* Permafrost is warming at a global scale // Nat. Commun. 2019. 10 (264). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08240-4>
8. *Cohen J., Screen J.A., Furtado J.C. et al.* Recent Arctic amplification and extreme midlatitude weather // Nature Geosci. 2014. V. 7. P. 627–637. <https://doi.org/10.1038/ngeo2234>
9. *Couture N.J., Irrgang A., Pollard et al.* Coastal erosion of permafrost soils along the Yukon Coastal Plain and fluxes of organic carbon to the Canadian Beaufort Sea // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2018. V. 123. P. 406–422. <https://doi.org/10.1002/2017JG004166>
10. *Dupeyrat L., Costard F., Randriamazaoro R. et al.* Effects of ice content on the thermal erosion of permafrost: Implications for coastal and fluvial erosion // Permafrost and periglacial processes. 2011. 22 (2). P. 179–187. <https://doi.org/10.1002/ppp.722>
11. *Fuchs M., Nitze I., Strauss J., Günther F. et al.* Rapid Fluvio-Thermal Erosion of a Yedoma Permafrost Cliff in the Lena River Delta // Front. Earth Sci. 2020. V. 8. P. 336. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00336>
12. *Grosse G., Goetz S., McGuire A.D. et al.* Review and synthesis: changing permafrost in a warming world and feedbacks to the Earth System // Environ. Res. Lett. 2016. 11:040201. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/040201>
13. *Günther F., Overduin P.P., Sandakov A.V. et al.* Short- and long-term thermo-erosion of ice-rich permafrost coasts in the Laptev Sea region // Biogeosci. 2013. V. 10. P. 4297–4318. <https://doi.org/10.5194/bg-10-4297-2013>
14. *Lamontagne-Hallé P., McKenzie J.M., Kurylyk B.L. et al.* Changing groundwater discharge dynamics in permafrost regions // Environ. Res. Lett. 2018. V. 13 (8). 084017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad404>
15. *Liu J., Hayakawa N., Lu M. et al.* Hydrological and geocryological response of winter streamflow to climate warming in Northeast China // Cold Reg. Sci. Technol. 2003. V. 37. P. 15–24.
16. *Ono J., Watanabe M., Komuro Y. et al.* Enhanced Arctic warming amplification revealed in a low-emission scenario // Commun. Earth Environ. 2022. V. 3 (27). <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00354-4>
17. *Polyakov I.V., Alekseev G.V., Bekryaev R.V. et al.* Observationally based assessment of polar amplification of global warming // Geophys. Res. Lett. 2002. V. 29 (18). 1878. <https://doi.org/10.1029/2001GL011111>
18. *Rachold V., Grigoriev M.N., Are F.E. et al.* Coastal erosion vs riverine sediment discharge in the Arctic Shelf seas // Int. J. Earth Sci. 2000. V. 89. P. 450–460. <https://doi.org/10.1007/s005310000113>
19. *Randriamazaoro R., Dupeyrat L., Costard F. et al.* Fluvial thermal erosion: Heat balance integral method // Earth Surface Processes and Landforms. 2007. V. 32 (12). P. 1828–1840. <https://doi.org/10.1002/esp.1489>
20. *Rowland J.C., Schwenk J., Shelef E. et al.* Pan-arctic flux of soil organic carbon to rivers by river bank erosion // Proc. AGU Fall Meeting Abstracts. 2018.
21. *Serreze M.C., Stroeve J.* Arctic sea ice trends, variability and implications for seasonal ice forecasting. Philo-

- sophical Transactions of the Royal Society. 2015. V. 373. 20140159.
<https://doi.org/10.1098/rsta.2014.0159>
22. *Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K. et al.* Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press. 2014.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
23. *Van Mierlo F.A.J.M.* Numerical modelling of wave penetration in ports // MsC Thesis Delft. Unive. Technol. 2014. 119 p.
24. *Wang P., Huang Q., Pozdniakov S. et al.* Potential role of permafrost thaw on increasing Siberian river discharge // Environ. Res. Lett. 2021. V. 16. 034046.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe326>
25. *Yamazaki Y., Kubota J., Ohata T. et al.* Seasonal changes in runoff characteristics on a permafrost watershed in the southern mountainous region of eastern Siberia // Hydrological Processes. 2006. V. 20. P. 453–467.
<https://doi.org/10.1002/hyp.5914>
26. *Zhang T., Frauenfeld O.W., Serreze M.C. et al.* Spatial and temporal variability in active layer thickness over the Russian Arctic drainage basin // J. Geophys. Res. 2005. V. 110. D16101.
<https://doi.org/10.1029/2004JD005642>

УДК 556.3.01

ОСОБЕННОСТИ ИНФИЛЬТРАЦИИ ВЛАГИ В ГРУНТ ПРИ ОСЦИЛЛИРУЮЩИХ РЕЖИМАХ ВЫПАДЕНИЯ ОСАДКОВ¹

© 2023 г. А. Ю. Беляев^a, *, И. О. Юшманов^a

^aИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: beliaev@iwp.ru

Поступила в редакцию 19.07.2022 г.

После доработки 08.10.2022 г.

Принята к публикации 31.10.2022 г.

На примерах аналитического исследования задач об инфильтрации влаги в однородный ненасыщенный грунт показано, что при периодическом по времени поступлении влаги происходит стабилизация потока к равномерному с ростом глубины. Установлено, что стабилизация потока происходит под влиянием двух факторов: капиллярной диссипации и нелинейности. Роль каждого из этих факторов исследована посредством построения подходящих точных решений. Предложена оценка глубины, на которой колебания потока становятся несущественными. Эта оценка учитывает совместное влияние обоих факторов. Явное выражение для нее содержит фильтрационные параметры грунта и основные характеристики режима поверхностного питания. В работе также исследован пампинг-эффект и доказано, что при предположениях о естественных фильтрационных свойствах грунта он проявляется в том, что среднее по времени водосодержание в верхних слоях грунта оказывается меньше, чем на глубине.

Ключевые слова: уравнения Ричардса, пампинг-эффект, модель Грина и Ампта, фильтрация, ненасыщенный грунт, осцилляции.

DOI: 10.31857/S0321059623020025, **EDN:** ISVVLR

ВВЕДЕНИЕ

Математические исследования движения влаги в ненасыщенной среде связаны с анализом уравнений Ричардса [1, 15]. Соответствующие задачи призваны отвечать на практические вопросы, связанные с восполнением запасов подземных вод, со степенью их защищенности от поступающих с поверхности загрязнений, с потребностями сельского хозяйства. В предлагаемой работе рассматриваются одномерные нестационарные процессы инфильтрации при осциллирующих режимах поступления влаги в ненасыщенный грунт. Исследование проведено методами математического анализа с построением явных решений.

При осциллирующем поступлении влаги в грунт происходит уменьшение амплитуды флуктуаций потока с ростом глубины. Мощность зоны, в которой флуктуации остаются существенными, зависит от фильтрационных параметров грунта и характеристик режима поверхностного питания. Ниже этой зоны поток стабилизируется и приближается к стационарному. Один из основных результатов предлагаемого исследования — вывод эффективной оценки для глубины,

начиная с которой флуктуации потока становятся пренебрежимо малыми. Предложенное явное выражение для этой глубины содержит, помимо фильтрационных параметров грунта, основные характеристики режима поступления влаги: частоту колебаний, величину среднего потока и амплитуду флуктуаций водонасыщенности у поверхности.

К стабилизации потока приводят два физических механизма: капиллярная диссипация и нелинейная дисперсия неровностей профиля влажности. Если эти механизмы действуют совместно, то описать в явной форме стабилизацию решений невозможно, так как у уравнений Ричардса нет ни подходящих для рассматриваемой проблемы точных автомодельных решений, ни, тем более, общих выражений, позволяющих найти решение для заданного нестационарного инфильтрационного потока на поверхности грунта. Это делает проблему построения оценок искомой глубины стабилизации нетривиальной.

Когда нелинейность либо капиллярность доминирует, а другим фактором можно пренебречь, исходная задача приобретает удобный для анализа вид. Учет влияния на стабилизацию потока только капиллярных сил приводит к линеаризо-

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

ванной версии уравнений Ричардса. Если же пренебречь капиллярными силами, то понизится порядок этих уравнений. Для этих предельных случаев в работе построены подходящие семейства точных периодических по времени решений, для которых скорости затухания флуктуаций с ростом глубины найдены в явной форме. В общей ситуации, когда оба фактора действуют совместно, для построения оценок мощности нестационарной зоны потока использован метод декомпозиции, предложенный ранее в работе [10], где исследовалась нестационарная инфильтрация при импульсном поступлении влаги в грунт. Этот метод заключается в том, чтобы стабилизирующие эффекты от капиллярной диссипации и нелинейного рассеяния учесть по отдельности, а затем определенным образом сложить.

В предлагаемой работе также исследуется важное свойство осциллирующих режимов инфильтрации, которое заключается в том, что средняя по времени водонасыщенность грунта отличается от той, которая формируется на большой глубине в результате стабилизации потока. В частности, показано, что при естественных предположениях на фильтрационные параметры грунта среднее влагосодержание в верхней зоне течения, где колебания существенны, меньше, чем на глубине. Математически это свойство аналогично пампинг-эффекту, изучавшемуся в работах [4–6] в связи с некоторыми другими нелинейными геофизическими процессами.

Для процессов инфильтрации при осциллирующих режимах поверхностного питания пампинг-эффект приводит к тому, что типичная скорость частиц влаги в нестационарной зоне течения оказывается выше, чем в соответствующем стационарном потоке. Это обстоятельство может иметь значение для оценок защищенности грунтовых вод от загрязнений, поступающих с поверхности, так как один из определяющих параметров в таких оценках – время добегающих загрязняющих примесей до поверхности грунтовых вод.

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Рассматривается одномерная задача об инфильтрации влаги в однородный грунт бесконечной глубины. Требуется определить зависимость водонасыщенности θ и потока влаги q от времени t и глубины z . Предполагается везде далее, что ось z направлена вертикально вниз и значение $z = 0$ соответствует поверхности грунта. Предполагается также, что инфильтрация безнапорная и всюду в грунте $\theta < 1$. Тогда уравнения Ричардса для искоемых функций имеют следующий вид:

$$m \frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial z} = 0, \quad q = K(\theta) \left(1 + \frac{\partial}{\partial z} P^c(\theta) \right), \quad (1)$$

m – пористость, $K(\theta)$ – коэффициент фазовой проницаемости влаги в ненасыщенном грунте, $P^c(\theta)$ – капиллярное давление, нормированное на удельный вес воды. Для функций $P^c(\theta)$ и $K(\theta)$ примем эмпирические выражения Брукса и Кори [1, 12]:

$$K(\theta) = K\theta^\beta, \quad P^c(\theta) = h\theta^{-\gamma}, \quad (2)$$

где K – коэффициент фильтрации насыщенного грунта; h – размерная константа, определяющая масштаб капиллярных сил; β и γ – некоторые положительные показатели. В дальнейшем важна выпуклость функции $K(\theta)$, т. е. $\beta > 1$ (наиболее употребительное в гидрогеологии значение – $\beta = 3$).

Пусть на поверхности $z = 0$ задан инфильтрационный поток $q(t, 0) = R(t) \geq 0$, осциллирующий периодически по времени с некоторым периодом T (необходимо также ограничение $R(t) \leq K$, чтобы в грунте не возникало насыщенных зон). Рассмотрим для уравнений (1) задачу об установившихся, т. е. периодических по времени с тем же периодом T , режимах инфильтрации. В этом случае для единственности решения начальных условий не требуется, а при $z \rightarrow +\infty$ достаточно потребовать ограниченности решений.

Будем обозначать угловыми скобками $\langle \rangle$ среднее значение периодических функций по времени. Из уравнений (1) следует, что среднее значение потока влаги $q(t, z)$ не зависит от глубины и совпадает со средним значением заданной функции $R(t)$:

$$\langle q(\cdot, z) \rangle \equiv \langle R(\cdot) \rangle := R_0.$$

К этому значению поток $q(t, z)$ стабилизируется при $z \rightarrow +\infty$, а соответствующее предельное значение водонасыщенности θ_0 определяется соотношением $R_0 = K(\theta_0) = K\theta_0^\beta$. Отметим, что из-за нелинейности задачи среднее значение водонасыщенности $\langle \theta(\cdot, z) \rangle$ не обязано быть постоянным по глубине и равным этому предельному значению. В исходной задаче в качестве краевого условия на поверхности $z = 0$ можно задавать не поток $q(t, 0)$, а водонасыщенность $\theta(t, 0)$, которая на практике проще измеряется. В этом случае, однако, предельные значения θ_0 и R_0 , к которым решение стабилизируется при $z \rightarrow +\infty$, не определяются непосредственно по краевому условию, а вычисляются в результате полного решения задачи.

Разница $\theta_0 - \langle \theta(t, 0) \rangle$ может интерпретироваться как дополнительная влага, закачанная в грунт (или, в зависимости от знака, откачанная из грунта). В работах [4–6] аналогичный пампинг-эффект исследован для нелинейных задач о нестационарных потоках тепла в разные среды.

В качестве иллюстрации на рис. 1 показан численный пример определения профилей водона-

сыщенности $\theta(t, z)$ для установившихся вынужденных колебаний в разные моменты времени внутри одного периода. В этих расчетах принимался период колебаний $T = 10$ сут, а инфильтрация с поверхности $R(t)$ представляла собой периодическую кусочно-постоянную функцию, принимающую значение $R = 0.2$ м/сут в течение одних суток и равная 0 в оставшейся части периода. Для остальных параметров задачи принимались значения $m = 0.3$, $K = 0.2$ м/сут, $p = 0.3$ м, $\beta = 3$, $\gamma = 1$. В этом примере средняя инфильтрация составляет $R_0 = 0.02$ м/сут, а соответствующая предельная водонасыщенность $\theta_0 = 0.464$.

Выразим зависящую от глубины амплитуду колебаний водонасыщенности $\theta(t, z)$ равенством

$$A(z) = \max_t \theta(t, z) - \min_t \theta(t, z). \quad (3)$$

Из принципа максимума для параболических уравнений следует, что эта функция убывает с глубиной монотонно. Если бы для $A(z)$ было известно явное выражение через параметры задачи, то зону влияния флуктуаций поверхностного питания можно было бы определить неравенством $A(z) \geq \varepsilon$, в котором $\varepsilon > 0$ — заданное пороговое значение амплитуды, ниже которого колебания можно считать несущественными. К сожалению, задача не допускает явного решения не только в общем случае, но и для частных примеров периодических функций $R(t)$. Ниже для $A(z)$ будут построены некоторые приближенные выражения. Следует отметить, что в практических приложениях точность измерения параметров грунта и особенно — величины поверхностного питания бывает невысока. Более того, предположения об однородности среды и периодичности процесса по времени сильно упрощают реальные ситуации. Поэтому даже точное выражение для $A(z)$, если бы такое существовало, годилось бы только для грубых оценок. Это служит еще одним доводом в пользу поиска приближенных решений задачи.

ЛИНЕЙНАЯ АППРОКСИМАЦИЯ

Рассмотрим периодические решения уравнений (1) с малой амплитудой флуктуаций. Пусть $\theta = \theta_0 + \theta'(t, z)$ и $|\theta'(t, z)| \ll \theta_0$, $|\theta'(t, z)| \ll \theta_0$. В линейном по возмущениям приближении уравнения (1) принимают вид

$$m \left(\frac{\partial}{\partial t} \theta' + V_0 \frac{\partial}{\partial z} \theta' \right) = D_0 \frac{\partial^2}{\partial z^2} \theta', \quad (4)$$

где $mV_0 = dK(\theta_0)/d\theta = \beta K_0^{\beta-1}$, $D_0 = D(\theta_0) = K(\theta_0)dP^c(\theta_0)/d\theta = \gamma K h \theta_0^{\beta-\gamma-1}$. В силу уравнения (4) среднее $\langle \theta'(\cdot, z) \rangle$ не зависит от глубины, и без ограничения общности его можно принять равным

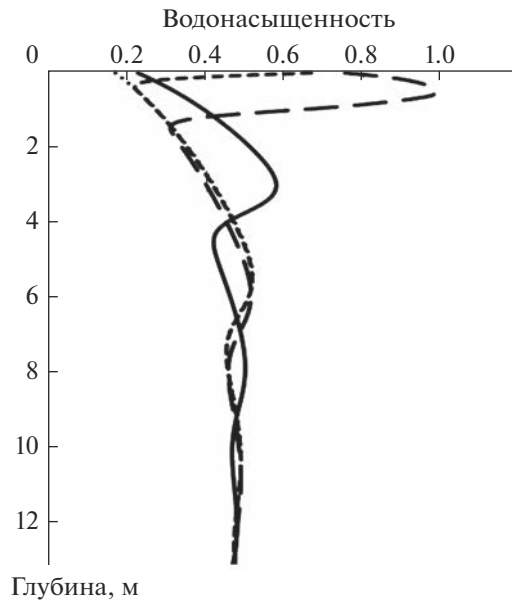


Рис. 1. Профили водонасыщенности при установившейся периодической инфильтрации.

нулю. Одно из периодических решений уравнения задается выражением

$$\theta' = a \exp(-\lambda z) \cos(\omega(t - t_0) - kz), \quad (5)$$

в котором $a > 0$ и t_0 — произвольные константы, $\omega = 2\pi/T$ — циклическая частота колебаний, значения $\lambda > 0$ и k зависят от ω и вычисляются подстановкой в уравнение (4). В частности, для λ получается формула

$$\lambda = \lambda(\omega) = \frac{mV_0}{2D_0} \operatorname{Re} \left(\left(1 + \frac{4\omega D_0}{mV_0^2} i \right)^{1/2} - 1 \right) = \frac{mV_0}{2D_0} \left(\left(\left(1 + \left(\frac{4\omega D_0}{mV_0^2} \right)^2 \right)^{1/2} + 1 \right)^{1/2} 2^{-1/2} - 1 \right).$$

Для этого решения амплитуда колебаний (3) выражается формулой $A(z) = 2a \exp(-\lambda z)$, а скорость затухания колебаний удовлетворяет равенству

$$dA/dz = -\lambda A. \quad (6)$$

Произвольное периодическое решение линейного уравнения (4) может быть представлено в виде ряда Фурье, в котором слагаемые задаются выражениями, аналогичными (5), с частотами ω , 2ω , 3ω , и т. д. Показатели затухания $\lambda = \lambda(\omega)$ возрастают с ростом частоты, поэтому на большой глубине основной вклад в решение $\theta'(t, z)$ будет вносить первое слагаемое, а остальные будут по сравнению с ним экспоненциально малы. Таким образом, при $z \rightarrow +\infty$ равенство (6) асимптотически верно описывает скорость затухания колеба-

ний. Более того, этот вывод остается в силе для исходных нелинейных уравнений (1), так как с ростом глубины роль нелинейности уменьшается.

Решения уравнений (1), близкие к равномерному потоку, можно исследовать методом возмущений, раскладывая решение в ряд по степеням амплитуды колебаний: $\theta = \theta_0 + \theta'(t, z) + \theta''(t, z) + \dots$. При подстановке этого разложения в уравнения (1) первым приближением является уравнение (4), а для квадратичного по амплитуде слагаемого $\theta''(t, z)$ получаются соотношения

$$m \frac{\partial \theta''}{\partial t} + \frac{\partial q''}{\partial z} = 0, \quad q'' = m V_0 \theta'' + \frac{d^2 K(\theta_0)}{2d\theta^2} (\theta')^2 - D_0 \frac{\partial}{\partial z} \theta'' - \frac{dD(\theta_0)}{2d\theta} \frac{\partial}{\partial z} (\theta')^2. \quad (7)$$

В отличие от линейного приближения $\theta'(t, z)$, квадратичная поправка к водонасыщенности $\theta''(t, z)$ содержит не только осциллирующие по времени слагаемые. Для среднего значения $\langle \theta''(\cdot, z) \rangle$ из соотношений (7) следует равенство

$$m V_0 \langle \theta''(\cdot, z) \rangle - D_0 \frac{d}{dz} \langle \theta''(\cdot, z) \rangle = - \frac{d^2 K(\theta_0)}{2d\theta^2} \langle (\theta')^2(\cdot, z) \rangle + \frac{dD(\theta_0)}{d\theta} \frac{d}{dz} \langle (\theta')^2(\cdot, z) \rangle.$$

Если линейная поправка к водонасыщенности $\theta'(t, z)$ задана выражением (5), то для $\langle \theta''(\cdot, z) \rangle$ из этого равенства следует формула

$$\langle \theta''(\cdot, z) \rangle = -a^2 \frac{d^2 K(\theta_0)/d\theta^2 + 2\lambda dD(\theta_0)/d\theta}{4(2\lambda D_0 + m V_0)} \exp(-2\lambda z). \quad (8)$$

Лабораторные наблюдения показывают, что для большинства грунтов, смачиваемых водой, коэффициент фазовой проницаемости влаги $K(\theta)$ — выпуклая функция, а коэффициент капиллярной диффузивности $D(\theta)$ — возрастающая функция водонасыщенности θ [1]. В частности, для соотношений Брукса и Кори (2) эти свойства выполнены, если $\beta > \gamma + 1$. При таком условии выражение (8) — отрицательное. Следовательно, при установившемся осциллирующем режиме инфильтрации средняя по времени водонасыщенность в верхней части грунта меньше, чем в соответствующем равномерном потоке, по крайней мере в случае малых флуктуаций.

Этот вывод остается в силе, если линейная поправка к водонасыщенности $\theta'(t, z)$ — периодическая функция времени общего вида и представлена рядом Фурье слагаемых вида (5) с кратными частотами ω , 2ω , 3ω и т. д. В этом случае среднее значение квадратичной поправки $\langle \theta''(\cdot, z) \rangle$ равно сумме слагаемых, аналогичных выражению (8), с разными коэффициентами a и соответствующими

значениями показателей $\lambda = \lambda(\omega)$, $\lambda(2\omega)$, $\lambda(3\omega)$ и т. д.

БЕСКАПИЛЛЯРНАЯ АППРОКСИМАЦИЯ

Если действие капиллярных сил в уравнениях Ричардса (1) устремить к нулю, то получится модель фильтрации Грина и Ампта [13]. Эта упрощенная модель фильтрации предложена в статье [16] на основе анализа экспериментов по инфильтрации, приведенного в работе [11]. Математические обоснования предельного перехода от уравнений Ричардса к бескапиллярной модели Грина и Ампта в рамках различных предположений предлагались в работах [7–9, 11], а экспериментальные исследования по определению параметров модели приведены, например, в [14]. При безнапорной инфильтрации бескапиллярное приближение уравнений (1) сводится к простейшему нелинейному уравнению первого порядка (уравнению Римана):

$$q = K(\theta), \quad m \frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial z} K(\theta) = 0. \quad (9)$$

Такое уравнение возникает во многих физических приложениях, связанных с аэродинамикой, сорбционными процессами и др. Свойства и способы построения его решений хорошо известны (например, в [2, 3]). Уравнение (9) может иметь разрывные решения и должно быть дополнено условиями на скачках водонасыщенности. Если закон движения скачка на плоскости (t, z) имеет вид $z = z(t)$ и значения водонасыщенности и потока до и после скачка в момент времени t равны θ_1 , q_1 и θ_2 , q_2 соответственно, то из закона сохранения массы следует равенство

$$m \frac{dz}{dt} = \frac{q_2 - q_1}{\theta_2 - \theta_1}. \quad (10)$$

Для функций $K = K(\theta)$ с выпуклым вниз графиком те скачки, для которых $\theta_2 < \theta_1$, не являются эволюционными, т. е. не могут образовываться в результате эволюции непрерывного профиля водонасыщенности. Для обеспечения единственности решения задачи такие скачки следует исключить из рассмотрения. Таким образом, условие на скачке (10) должно быть дополнено неравенством $\theta_2 > \theta_1$.

Осциллирующие по времени решения бескапиллярного уравнения (9) демонстрируют пампинг-эффект, который выражается неравенством

$$K(\langle \theta(\cdot, z) \rangle) < \langle K(\theta(\cdot, z)) \rangle \equiv R_0 = K(\theta_0).$$

Это неравенство выполняется для колебаний любой амплитуды. Оно следует из геометрического свойства графиков выпуклых функций и выражает собой тот факт, что центр масс системы материальных точек, распределенных на графике

функции $q = K(\theta)$, должен лежать выше этого графика. Неравенство $\langle \theta(\cdot, z) \rangle < \theta_0$ обосновано выше и при наличии капиллярных сил, но только для решений с малыми осцилляциями.

Чтобы исследовать влияние фактора нелинейности на процесс стабилизации потока с ростом глубины, построим семейство точных периодических решений уравнения (9), зависящее от амплитуды флуктуаций водонасыщенности у поверхности. Для этого проведем нормировку переменных следующим образом:

$$\Theta = \theta/\theta_0, \quad Q = q/R_0, \quad \tau = t/T, \quad x = m\theta_0 z/(R_0 T).$$

В новых переменных равенства (9) примут следующий вид:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial \tau} + \frac{\partial}{\partial x} Q = 0, \quad Q = \Theta^\beta. \quad (11)$$

Пусть краевое условие для этих уравнений при $x = 0$ следующее:

$$Q(\tau, 0) = \sum_{n=-\infty}^{+\infty} \delta(\tau - n),$$

здесь $\delta(\cdot)$ обозначает стандартную δ -функцию. Ниже показано, что решение $\Theta = \Theta(\tau, x)$ с периодом 1 по нормированному времени τ при таком краевом условии не ограничено в окрестности точек $\tau = n, x = 0$ полуплоскости $x \geq 0$. Чтобы удовлетворить условию $\theta < 1$ в безнапорном потоке, будет использоваться семейство решений $\Theta = \Theta(\tau, x + x_0)$, зависящее от параметра $x_0 > 0$. Соответствующее значение нормированного потока $Q(\tau, x + x_0)$ на поверхности $x = 0$ — некоторая ограниченная периодическая функция τ , а не последовательность точечных импульсов. Параметр x_0 определяет амплитуду колебаний у поверхности $x = 0$ и может быть подобран так, чтобы $\theta(t, z) \leq 1$.

Качественный вид решения $\theta(t, z)$ показан на рис. 2. Профиль нормированной водонасыщенности имеет пилообразную форму и представляет собой последовательность скачков, перемещающихся вниз с непрерывно уменьшающимися скоростью и амплитудой. При $x \rightarrow +\infty$ решение стабилизируется к равномерному потоку, в котором $\Theta = Q = 1$. Отчасти это поведение решения похоже на численный пример, показанный на рис. 1, где, однако, разрывы профиля водонасыщенности сглажены капиллярной диссипацией.

Для любого непрерывного периодического по времени потока $R(t)$, заданного на поверхности, периодическое решение $\theta(t, z)$ задачи (9) начиная с некоторой глубины перестает быть непрерывным и распадается на последовательность скачков. Его профиль при этом приобретает пилообразную форму, сходную с показанной на рис. 2. Это происходит из-за нелинейности уравнения (9), приводящей к опрокидыванию тех участков профиля $\theta(t, z)$, которые монотонно убывают по глу-



Рис. 2. Качественный вид зависимости профиля нормированной водонасыщенности $\Theta(\tau, x)$ от глубины x в задаче о бескапиллярной инфильтрации.

бине z . Таким образом, частное решение $\Theta = \Theta(\tau, x)$ на качественном уровне моделирует общую ситуацию.

Структура решения на полуплоскости $x \geq 0$ показана на рис. 3. Если закон движения скачка, выходящего из точки $\tau = 0, x = 0$, имеет вид $\tau = S(x)$, то траектории остальных скачков могут быть получены периодическими сдвигами по нормированному времени τ и задаются уравнениями $\tau = S(x) + n$. Между соседними траекториями функция $\Theta(\tau, x)$ непрерывна и легко находится методом характеристик. В частности, в области $S(x) < \tau < S(x) + 1$ решение представляет собой центрированную волну Римана и задается выражением

$$\Theta(\tau, x) = \left(\frac{x}{\beta \tau} \right)^{\frac{1}{\beta-1}}, \quad Q(\tau, x) = \left(\frac{x}{\beta \tau} \right)^{\frac{\beta}{\beta-1}},$$

а на оставшуюся часть полуплоскости продолжается по периодичности. Отсюда следует, что

$$\begin{aligned} \max_{\tau} \Theta(\tau, x) &= \left(\frac{x}{\beta S(x)} \right)^{\frac{1}{\beta-1}}, \\ \min_{\tau} \Theta(\tau, x) &= \left(\frac{x}{\beta (S(x) + 1)} \right)^{\frac{1}{\beta-1}}. \end{aligned} \quad (12)$$

Находить выражение для функции $S(x)$, задающей траектории скачков, удобнее с помощью закона сохранения массы в интегральной форме,

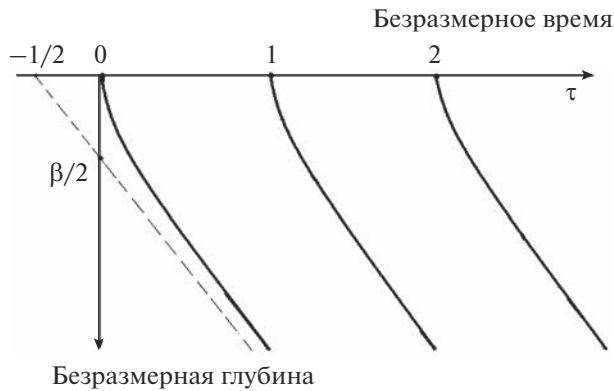


Рис. 3. Структура траекторий скачков водонасыщенности в задаче о бескапиллярной инфильтрации.

а не его дифференциального следствия (10). В результате получается следующее равенство

$$1 \equiv \int_{S(x)}^{S(x)+1} Q(\tau, x) d\tau = \frac{\beta-1}{\beta} \left[\left(\frac{x^\beta}{\beta S(x)} \right)^{\frac{1}{\beta-1}} - \left(\frac{x^\beta}{\beta(S(x)+1)} \right)^{\frac{1}{\beta-1}} \right]. \quad (13)$$

Используя это явное выражение, можно показать, что $S(x)$ — выпуклая функция нормированной глубины x . С ростом глубины траектория $\tau = S(x)$ асимптотически приближается к прямой $\tau = x/\beta - 1/2$. При этом нормированная скорость скачка $dx/d\tau = (dS(x)/dx)^{-1}$ убывает с глубиной от $+\infty$ при $x = 0$ до β при $x \rightarrow +\infty$.

Из формул (12) и (13) следует важное равенство

$$\max_{\tau} \Theta(\tau, x) - \min_{\tau} \Theta(\tau, x) = \frac{\beta}{(\beta-1)x}.$$

Это равенство показывает, что в отсутствие капиллярных сил стабилизация потока с увеличением глубины происходит не экспоненциальным, а степенным образом. Рассматривая вместо случая $\Theta = \Theta(\tau, x)$, ограниченного при $x = 0$, решение $\Theta = \Theta(\tau, x + x_0)$ и возвращаясь от нормированных переменных к исходным, получим выражения для амплитуды колебаний водонасыщенности (3) и скорости ее затухания

$$A(z) = \frac{A_0}{A_0 \sigma z + 1}, \quad \sigma = \frac{m(\beta-1)}{\beta R_0 T}, \quad \frac{d}{dz} A(z) = -\sigma A^2(z), \quad (14)$$

где A_0 обозначает амплитуду флуктуаций вблизи поверхности $z = 0$.

Сравнение уравнений (6) и (14) для скорости стабилизации показывает, что пороговая амплитуда колебаний — безразмерная величина λ/σ . Ес-

ли $A(z)$ существенно превышает эту величину, то основное влияние на скорость затухания колебаний должен оказывать фактор нелинейности уравнений, а в той зоне течения, где $A \ll \lambda/\sigma$, должна доминировать капиллярная диссипация. На промежуточном участке, где $A \sim \lambda/\sigma$, два фактора действуют совместно. Поскольку и нелинейность, и капиллярная диссипация приводят к затуханию амплитуды (т. е. действуют в одну сторону), то для оценки их совместного действия на этом участке представляется естественным рассматривать их суммарный вклад в скорость стабилизации. Это приводит к уравнению

$$\frac{d}{dz} A(z) = -\lambda A(z) - \sigma A^2(z).$$

Решение этого дифференциального уравнения для амплитуды $A(z)$ приводит к формуле

$$A(z) = \frac{A_0 \exp(-\lambda z)}{1 + \sigma A_0 (1 - \exp(-\lambda z)) / \lambda}. \quad (15)$$

Полученная аппроксимация — не точное следствие исходной задачи (1). Тем не менее оно, по-видимому, может служить инструментом для грубых оценок глубины влияния нестационарности поверхностного питания. Во всяком случае оно дает асимптотически обоснованную оценку амплитуды колебаний в предельных ситуациях доминирования капиллярности над нелинейностью и наоборот.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При осциллирующем поступлении влаги в грунт происходит уменьшение амплитуды флуктуаций потока с ростом глубины. Это показано на примерах решения задач с периодическими по времени режимами инфильтрации в однородном грунте. Установлено, что к стабилизации потока приводят два физических механизма: капиллярная диссипация и нелинейная дисперсия флуктуаций влажности. Роль каждого из этих факторов исследована с помощью построения подходящих точных решений. Доказано, что капиллярная диссипация приводит к экспоненциальному, а нелинейность — к степенному затуханию амплитуды колебаний с глубиной. Предложена явная формула (15) для оценки глубины, на которой влияние осцилляций становится несущественным. Эта оценка учитывает совместное влияние двух факторов. Найденное для нее выражение включает в себя, помимо фильтрационных параметров грунта, период колебаний, величину среднего потока и амплитуду флуктуаций водонасыщенности у поверхности.

Для осциллирующих периодических режимов инфильтрации аналитически доказано, что среднее по времени водосодержание в верхних слоях грунта оказывается меньше, чем на глубине. В этом

состоит проявление пампинг-эффекта, ранее изучавшегося в связи с некоторыми другими физическими процессами. Для инфильтрации влаги в ненасыщенный грунт пампинг-эффект приводит к увеличению типичной скорости движения жидких частиц в осциллирующем потоке по сравнению с соответствующим стационарным.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бэр Я., Заславски Д., Ирмей С. Физико-математические основы фильтрации воды. М.: Мир, 1971. 451 с.
2. Веницианов Е.В., Рубинштейн Е.И. Динамика сорбции из жидких сред. М.: Наука, 1983. 292 с.
3. Гурбатов С.Н., Руденко О.В., Саичев А.И. Волны и структуры в нелинейных средах без дисперсии. Приложения к нелинейной акустике. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2011. 496 с.
4. Зырянов В.Н. Нелинейный пампинг-эффект в колебательных процессах в геофизике // Вод. ресурсы. 2013. Т. 40. № 3. С. 227–239.
<https://doi.org/10.7868/S0321059613030097>
5. Зырянов В.Н., Хублярян М.Г. Пампинг-эффект в теории нелинейных процессов типа уравнения теплопроводности и его приложение в геофизике // ДАН. 2006. 408 (4). С. 535–538.
6. Лапина Л.Э., Каверин Д.А., Пастухов А.В. Оценка пампинг-эффекта в мерзлотных почвах типичной тундры европейского северо-востока России // Экологический мониторинг и моделирование экосистем. 2021. Т. 32. № 3–4. С. 100–111.
7. Alt H. Strömungen durch inhomogene poröse Medien mit freiem Rand // J. Reine Angew. Math. 1979. V. 305. P. 89–115.
8. Alt H., Luckhaus S., Visintin A. On non-stationary flow through porous media // Ann. Mat. Pura Appl. 1984. V. 136. P. 303–316.
9. Beliaev A.Y. Solvability of free boundary problems for steady groundwater flow // Eur. J. Applied Mathematics. 2015. V. 26 (6). P. 821–847.
10. Belyaev A. Yu., Yushmanov I.O. Matematisk analys av icke-stationär infiltration i omättad jord (Mathematical analysis of non-stationary processes of infiltration into unsaturated soil) // VATTEN – J. Water Management Res. 2022. V. 78. № 1. P. 21–32.
11. Brézis H., Kinderlehrer D., Stampacchia G. Sur une nouvelle formulation du problème d'écoulement à travers une digue // C.R. Acad. Sci. Paris. Ser. A. 1978. V. 287. P. 711–714.
12. Brooks R.H., Corey A.T. Properties of porous media affecting fluid flow // Jour. Irrig. Drainage Div. ASCE Proc. 1966. V. 72 (IR2). P. 61–88.
13. Green W.H., Ampt G. A. Studies in soil physics. 1. The flow of air and water through soils. // J. Agr. Sci. 1911. V. 4. P. 1–24.
14. Li Chen Long Xiang, M.H. Young, Jun Yin, Zhongbo Yu, Genuchten M.T. van. Optimal parameters for the Green-Ampt infiltration model under rainfall conditions // J. Hydrol. Hydromech. 2015. V. 63 (2). P. 93–101.
<https://doi.org/10.1515/johh-2015-0012>
15. Richards L.A. Capillary conduction of liquids through porous medium // Physics. 1931. V. 1. P. 318–333.
16. Philip J.R. An infiltration equation with physical significance // Soil Sci. 1954. V. 77. P. 153–157.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 504.064

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИЗМЕНЕНИЙ МОДУЛЯ ХИМИЧЕСКОГО СТОКА РЕК БАСЕЙНА ЛЕНЫ В 2010–2019 ГОДАХ¹

© 2023 г. Р. Г. Джамалов^а, К. Г. Власов^а, К. Г. Галагур^а, Т. И. Сафронова^{а, *},
В. Ю. Григорьев^{а, b}, В. А. Ефимов^b, О. С. Решетняк^с, А. С. Оботуров^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^bМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Географический факультет, Москва, 119991 Россия

^сГидрохимический институт, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: tisafr@yandex.ru

Поступила в редакцию 07.10.2021 г.

После доработки 25.06.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

Представлены результаты анализа пространственно-временной изменчивости содержания наиболее информативных гидрохимических компонентов за два периода (2010–2014 и 2015–2019 гг.) в бассейне р. Лены в соответствии с существующими наиболее жесткими нормативами для водоемов рыбохозяйственного использования. Построенные карты среднемноголетнего модуля стока данных компонентов позволяют дать пространственно-временную характеристику качества водной среды и выявить динамику изменений гидрохимического стока за последние годы. Также рассмотрено влияние климата на режим поверхностных вод бассейна Лены. Выявлено, что модуль стока большинства растворенных веществ, прежде всего основных ионов и биогенов, увеличивается при росте сумм осадков и уменьшается при росте температуры, при этом влияние осадков более заметно. Влияние температуры на химический сток заметнее проявляется на реках с преимущественно снеговым питанием, а влияние осадков — на реках с дождевым питанием.

Ключевые слова: речной сток, ионный сток, сток биогенных и органических веществ, загрязнение, химический состав, качество воды.

DOI: 10.31857/S0321059623020062, **EDN:** LZRWGY

ВВЕДЕНИЕ

Реки по всему миру испытывают возрастающую антропогенную нагрузку, что не только ограничивает их хозяйственное использование, но и оказывает негативное влияние на водные экосистемы. Помимо прямого воздействия хозяйственной деятельности на химический сток (сброс сточных вод, строительство прудов и водохранилищ, изменение русловой сети) существует и опосредованное, включающее в себя и влияние глобального изменения климата. Так, ИРСС 6 оценило вероятность наличия связи между ухудшением качества водных ресурсов и глобальным изменением климата как умеренную (“medium”).

Величина химического стока на водосборе зависит от трех ключевых факторов: наличия ис-

точника растворенных веществ, условий для их мобилизации и транспортировки [14]. Изменение климата влияет главным образом на последние два фактора, причем это влияние может иметь не монотонный характер. Рост речного стока сопровождается ростом интенсивности и частоты поступления воды на поверхность водосбора, что способствует попаданию в потоки растворенного и взвешенного материала. В частности, это характерно для биогенных веществ. В то же время при отсутствии поступления воды прекращается диффузный сток с некоторых территорий, которые могли отличаться большим весовым вкладом в сток отдельных компонентов. Однако при дальнейшем поступлении воды на водосбор концентрация растворенных веществ может падать в результате их разбавления. Для компонентов, поступающих в реки с подземными водами, рост водности может привести не только к снижению их концентрации, но и к снижению модуля стока из-за особенностей гидравлической связи между рекой и подземными водами.

¹ Работа проводилась в рамках научной программы Института водных проблем (проект FMWZ-2022-0001), в рамках инициативной научной работы совместно с Гидрохимическим институтом. Анализ связи между химическим стоком и климатическими факторами проводился в рамках проекта РНФ 21-17-00181.

Среди параметров водного режима рек, непосредственно зависящих от изменчивости климата и оказывающих наиболее заметное влияние на химический состав речных вод, выделяется расход воды и ее температура.

Так, на большинстве исследуемых постов на территории США была установлена связь между водным стоком и по крайней мере стоком одного из компонентов [17]. Подобные связи выявлены и на территориях России [12], Финляндии [10] и части Австралии [13]. Следует отметить, что отдельные факторы играют существенную роль лишь для определенных территорий. Так, для Финляндии это рН, а для Австралии — влажность почвы. Особенность стока рек в зоне вечной мерзлоты в условиях ее таяния — рост содержания основных ионов, особенно SO_4^{2-} [18]. Вместе с тем рост температуры воды при прочих равных условиях ведет к росту скорости разложения гуминовых веществ [16]. Наиболее однозначное влияние, независимо от особенностей реки и ее водосбора, рост температуры оказывает на кислородный режим — рост в зимний период за счет уменьшения периода ледостава и снижение в летний период за счет снижения концентрации насыщения воды кислородом в более теплой воде.

Рост температуры воды р. Лены на замыкающем створе с. Кюсюр за май—октябрь 1991—2012 гг. по сравнению с 1961—1990 гг. составил 0.6°C , что соответствует снижению насыщенной концентрации кислорода на ~2% [1].

Бассейн Лены — один из самых обеспеченных ресурсами пресных вод. Но даже при высокой водности реки наблюдаются отклонения от нормативов по отдельным гидрохимическим показателям качества воды, когда содержание химических веществ может превышать ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения.

Качество воды р. Лены формируется под влиянием естественных (природно-климатических) и антропогенных факторов. Основное антропогенное воздействие на речные воды в бассейне происходит за счет поступления недостаточно очищенных сточных вод промышленных предприятий, смыва минеральных удобрений и органических веществ с сельхозугодий и животноводческих ферм, влияния маломерного флота, безвозвратного изъятия воды на промышленные нужды, а также транзитного переноса загрязненных вод вниз по течению реки [6].

Существенно и влияние стихийных природных гидрологических явлений в бассейне р. Лены (заторы, наводнения, летние паводки и др.), а также диффузное загрязнение рек, доля которого, по разным подсчетам, может достигать 50% от общего поступления загрязняющих веществ в речную сеть. В связи с этим становится актуальным рассмотрение водного и химического стока в

бассейне Лены, их взаимосвязи в современных условиях антропогенного воздействия и на фоне климатических изменений в целом.

Цель данной работы — анализ пространственного распределения химического стока и отдельных его компонентов в бассейне Лены, а также оценка влияния изменчивости среднегодовой температуры воздуха и количества осадков на химический сток.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Район изучения

Бассейн Лены находится в трех климатических поясах: арктическом, субарктическом и умеренном. Водосборная площадь бассейна составляет 2490000 км². Верхнее течение Лены до впадения Витима, почти треть ее длины, приходится на горное Прибайкалье. В среднем течении в состав реки входят два крупнейших притока — Алдан и Витим. После их впадения река становится многоводной. В нижнем течении Лены (ниже устья Алдана) ее бассейн становится узким: с В подступают отроги Верхоянского хребта, с З — возвышенности Среднесибирского плоскогорья. Крупнейшие притоки — реки Витим, Олекма, Алдан и Вилуй.

Для рек бассейна Лены характерно смешанное питание: дождевое, снеговое, талыми водами ледников, наледей, надмерзлотными и подмерзлотными подземными водами. В реках относительно равнинной части бассейна преобладает снеговое питание, в реках южной горной части, кроме верховьев Лены, — дождевое. Питание за счет дождевой и снеговой талой воды составляет ~50%, поэтому полноводность реки нерегулярна. Максимальный объем воды характерен для июня, минимальный наблюдается в апреле незадолго до вскрытия реки. Доля подземных вод в питании рек в районах сплошной многолетней мерзлоты обычно составляет несколько процентов, а в условиях островной мерзлоты достигает 35—45% годового стока [5]. В низовьях Лены 50% стока образуется от таяния снега, 35% — за счет дождевых осадков, а 15% поставляют подземные подмерзлотные воды [2]. Отличительная особенность бассейна Лены — приуроченность к зоне многолетнемерзлых пород. Сезонно-талый слой — индикатор состояния многолетнемерзлых грунтов, отражающий метеорологические условия в отдельные годы. Мощность сезонно-талого слоя в бассейне Лены меняется от 0.5 до 5.0 м, что определяется шириной местности, физико-географическими и геокриологическими характеристиками конкретной территории. Еще одна важная особенность бассейна Лены — сильная заболоченность территории.

Материалы

В работе использованы данные по 64 гидрохимическим постам. Из них 36 отобрано для расчетов модулей гидрохимического стока. Количество постов с гидрологическими данными составляет 29. Медианная площадь водосбора — 30349 км². Площадь варьировала от 134 (р. Шестаковка) до 229677 км² (р. Лена).

Число гидрохимических измерений в год на постах рек Лены, Алдан и Витим варьирует от 6 до 16. Наибольшее количество измерений проводилось для ХПК, БПК₅ и нефтепродуктов на посту д. Хабаровова — 36 измерений в год. Притоки Лены менее изучены, на них проводятся 3–4 измерения в год. Средняя продолжительность измерений составляет 7 лет.

Источником данных о температуре воздуха и количестве осадков послужил реанализ ERA5 [14]. Атмосферный реанализ предполагает использование результатов наземных и спутниковых наблюдений в процессе усвоения данных в моделях, что позволяет сочетать в итоговом продукте достоинства различных источников данных. ERA5 (ECMWF Re-Analysis 5) представляет собой продукт пятого поколения, использующий четырехмерную вариационную ассимиляцию данных наблюдений и отличающийся достаточно высокой точностью на территории России [3].

Методы

Для расчета химического стока среднемесячные концентрации (мг/дм³ и мкг/дм³) умножались на расходы воды за соответствующий период (м³/с). Полученные значения делили на площадь частного водосбора (км²) и получали модули стока. Пропуски в рядах концентраций заменялись среднемноголетними величинами за соответствующий месяц. Концентрации в зимний сезон в связи с редкими наблюдениями также определялись интерполяцией по времени при условии, что крайние точки относятся к зимней межени. С учетом малой водности рек в период зимней межени допустим, что эта интерполяция не привела к существенному росту ошибки при расчете модуля химического стока.

Модуль водного стока рассчитывался либо интерполяцией между постами при предположении, что величина расхода между постами меняется пропорционально изменению площади водосбора, либо, если в бассейне отсутствовали измерения водного стока, интерполяцией между водосборами.

Рассчитанные таким образом величины модуля химического стока имеют ошибку, обусловленную рядом факторов. Во-первых, это недостатки методики отбора и анализа проб. Во-вто-

рых, это малое количество измерений, а также иногда полное отсутствие измерений в зимний период по ряду компонентов. В-третьих, это ошибки определения модуля водного стока в створе гидрохимического поста. В-четвертых, это ошибки измерения расходов воды — они существенны для частных водосборов с небольшой площадью, относящихся к рекам с большим расходом воды, например нижнее течение Лены. В-пятых, это различное и не всегда достаточное количество точек измерений по ширине русла, колеблющееся от 1 до 3. На значительной части постов пробоотбор проводится не по всей ширине реки. Пробы, отбираемые с поверхностных горизонтов или на стрежне потока, могут быть недостаточно репрезентативны и не учитывать местные источники химических веществ или влияние тающей мерзлоты. Также отметим, что существующая сеть гидрологических постов имеет недостаточную регулярность и сосредоточена преимущественно вокруг хозяйственно-освоенных территорий [8].

В связи с короткими рядами наблюдений за концентрациями (2010–2019 гг.) анализ связи между климатическими факторами и химическим стоком проводился при осреднении как во времени, так и пространстве. Водосбор Лены был поделен на две области: с преимущественно снеговым и преимущественно дождевым питанием. Площадь зоны со снеговым питанием составила 1.6 млн, а с дождевым — 0.9 млн км². Дождевое питание преобладает в южной и восточной частях бассейна, в основном в бассейне Алдана.

Для каждого водосбора и каждого компонента стока рассчитывался коэффициент ранговой корреляции Кендалла r [15]. В случае, если $r > 0.4$, считалось, что имеет место положительная связь, если $r < -0.4$ — отрицательная; если r попадал в диапазон между от -0.4 до 0.4 , то принималось, что связь отсутствует. При заданной длине ряда этой величине r соответствует величина p -value, равная 13.5% (получена методом статистических испытаний).

Далее в пределах каждого района с преимущественно снеговым или дождевым питанием из площади водосборов с положительной связью ($r > 0.4$) вычиталась площадь водосборов с отрицательной связью ($r < 0.4$). Эта разница делилась на площадь всего района и обозначалась как $K_{пл}$. Предлагается считать, что в этом районе связь устойчиво положительная или отрицательная, если $0.2 > K_{пл}$ или $K_{пл} < -0.2$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Сравнение среднегодовых значений температуры воздуха T (рис. 1а) и годового количества осадков P (рис. 1б) за 2010–2019 и 1980–2009 гг.

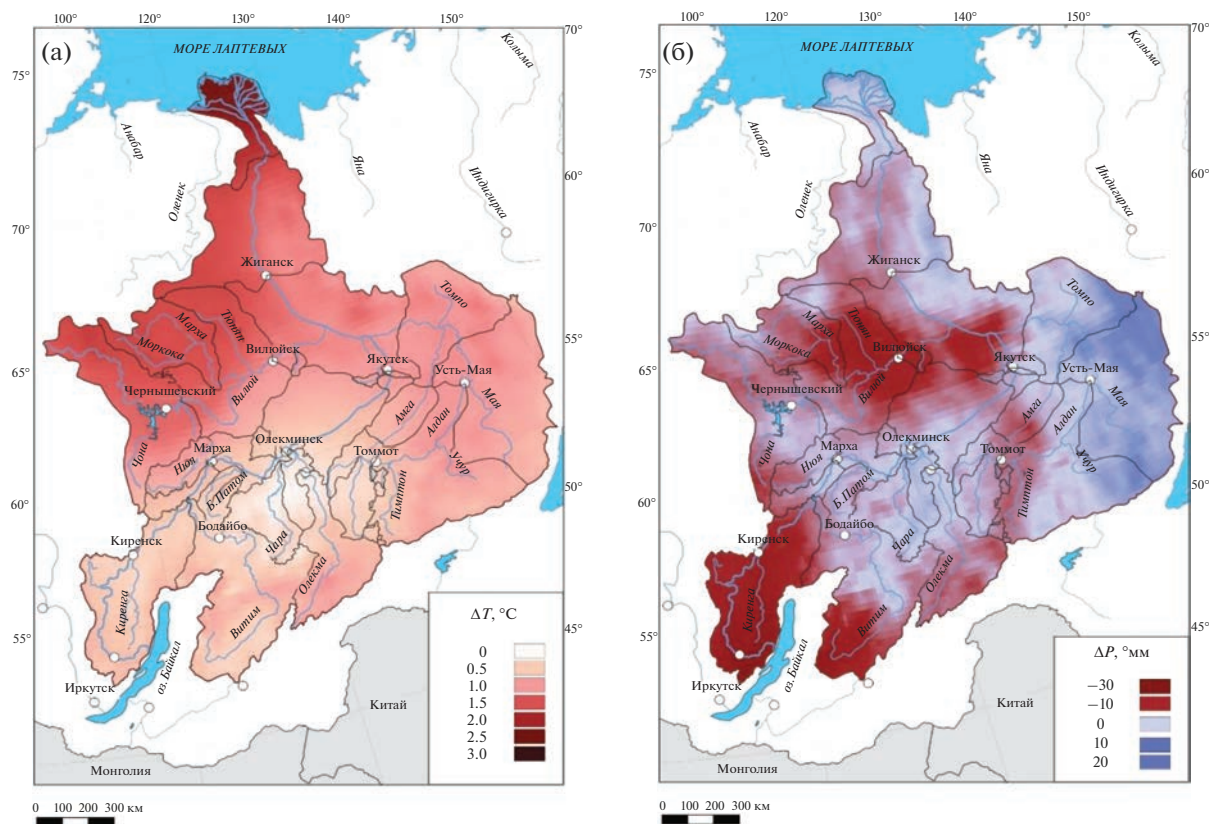


Рис. 1. а – аномалии среднегодовой температуры воздуха T , °C; б – количества осадков P , %, за 2010–2019 гг. относительно 1980–2009 гг.

показало, что первый период отличается положительными аномалиями T и близкими к норме величинами P .

Для большей части бассейна Лены рост T оказался $\leq 1^\circ\text{C}$ и наименее выражен в бассейне р. Чары. В бассейне р. Вилюй рост уже составил порядка 1.5°C , а в дельтовой области он доходит до 2.5°C . Выраженные отрицательные аномалии P ($< -10\%$) были выявлены в верховьях Лены и Витима, а также в центральной части бассейна Вилюя. Положительные аномалии не столь велики ($< 10\%$) и приурочены в основном к западной части бассейна Лены.

Концентрации

В реках бассейна Лены минерализация значительно варьирует, достигая иногда значений чуть > 2000 мг/л. Притоки Лены по содержанию анионов можно разделить на две группы: Вилюй, Тимптон и другие реки с концентрацией < 100 мг/л (рис. 2а); Олекма, Алдан, Чара и другие реки с концентрацией > 100 мг/л (рис. 2б). Наиболее высокая минерализация наблюдается в реках Нюе и Бирюк.

В целом, как показано ранее в [4], качество воды в бассейне р. Лены меняется от 2-го класса (“слабо загрязненная”) в верхнем течении до 4-го класса (“грязная”) на отдельных участках притоков (в населенных пунктах без организованного сброса сточных вод, что приводит к ухудшению качества воды). Такая напряженная ситуация отмечается на р. Олекме.

Химический сток

Изменчивость химического состава и водного стока рек в бассейне обуславливает неравномерность распределения химического стока по отдельным компонентам.

Легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅) – характерные загрязняющие вещества воды р. Лены. Наибольший модуль стока легкоокисляемых органических веществ отмечен на участке реки г. Олекминск – г. Якутск ($1.5\text{--}2.0$ т/год с км²) за весь период наблюдений (рис. 3). В динамике наблюдается тренд на снижение стока, особенно в бассейне р. Алдан и на устьевом участке.

По содержанию трудноокисляемых органических веществ (по ХПК) также наблюдается незна-

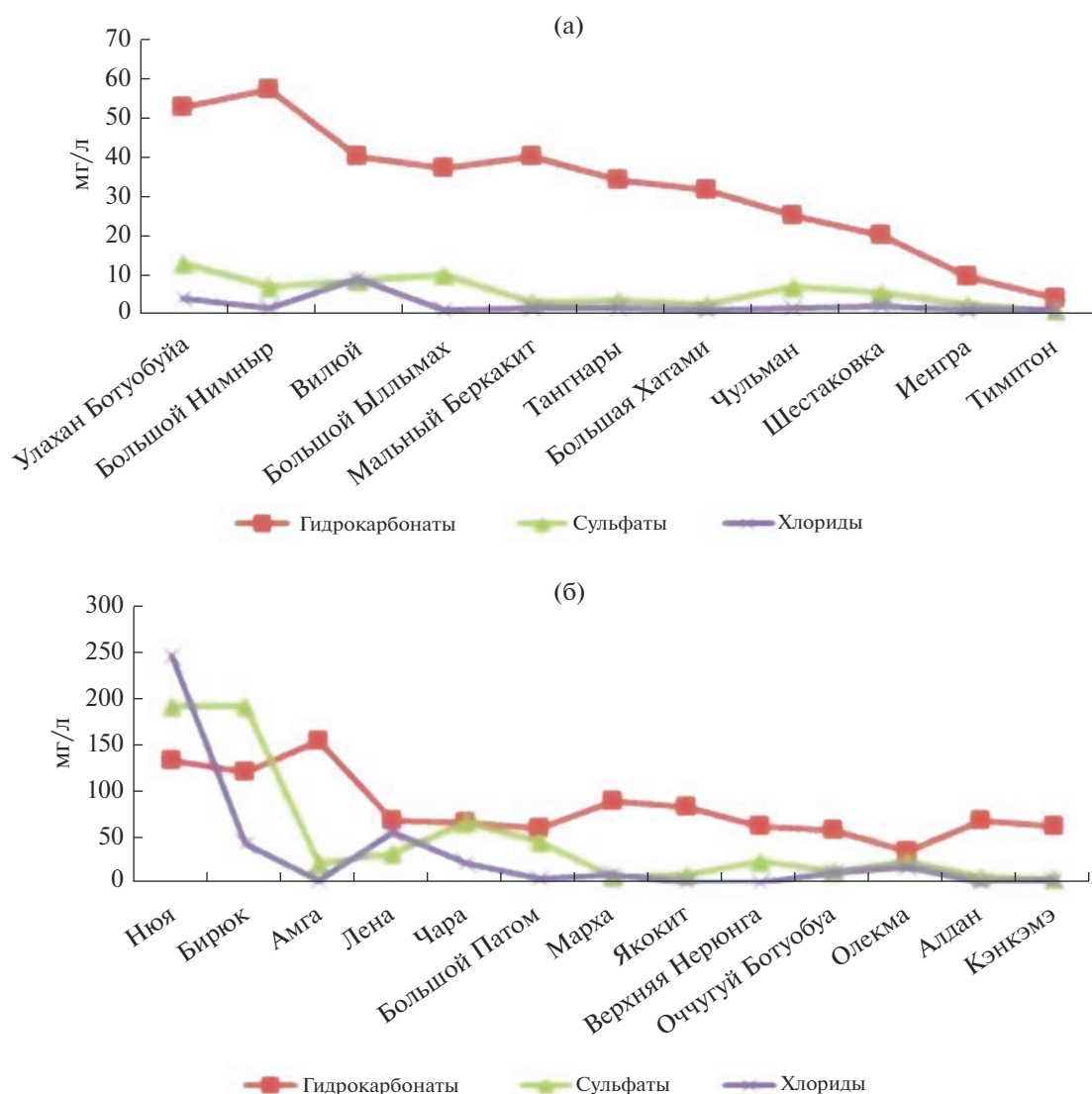


Рис. 2. Среднегодовое содержание основных анионов в реках бассейна Лены (2010–2019 гг.).

чительная тенденция к снижению модуля стока, за исключением водосбора р. Олекмы (рис. 4).

Из основных притоков Лены наиболее высоким значением модуля стока трудноокисляемых органических веществ отличается р. Олекма (10–20 т/год с км²). В самой р. Лене наибольший модуль химического стока приурочен к участкам, подверженным влиянию загрязненных притоков: у г. Олекминска, пос. Покровск и г. Якутска (>25 т/год с км²).

Содержание в воде нефтепродуктов меняется следующим образом: наибольшее значение модуля в 2010–2014 гг. отмечено в верховьях реки, на участке от г. Олекминска до г. Якутска и в устьевой части с последующим снижением в период 2015–2019 гг. на данных участках (рис. 5).

Наибольшее за рассматриваемый период среднегодовое значение модуля стока азота нитратного отмечено на реках Нюя и Большой Патом, а также в дельте р. Лены (>0.10 т/год с км²) (рис. 6). На всех остальных участках бассейна – ≤0.025 т/год с км². В динамике прослеживается рост стока азота нитратного в среднем течении Лены.

В распределении модуля стока азота аммонийного отмечается наибольшее его значение на участках верхнего и среднего течения, в бассейне р. Алдан и в устье (рис. 7). Со временем наблюдается снижение модуля стока азота аммонийного на данных участках бассейна. В целом, тенденций изменения модуля стока азота нитритного не выявлено.

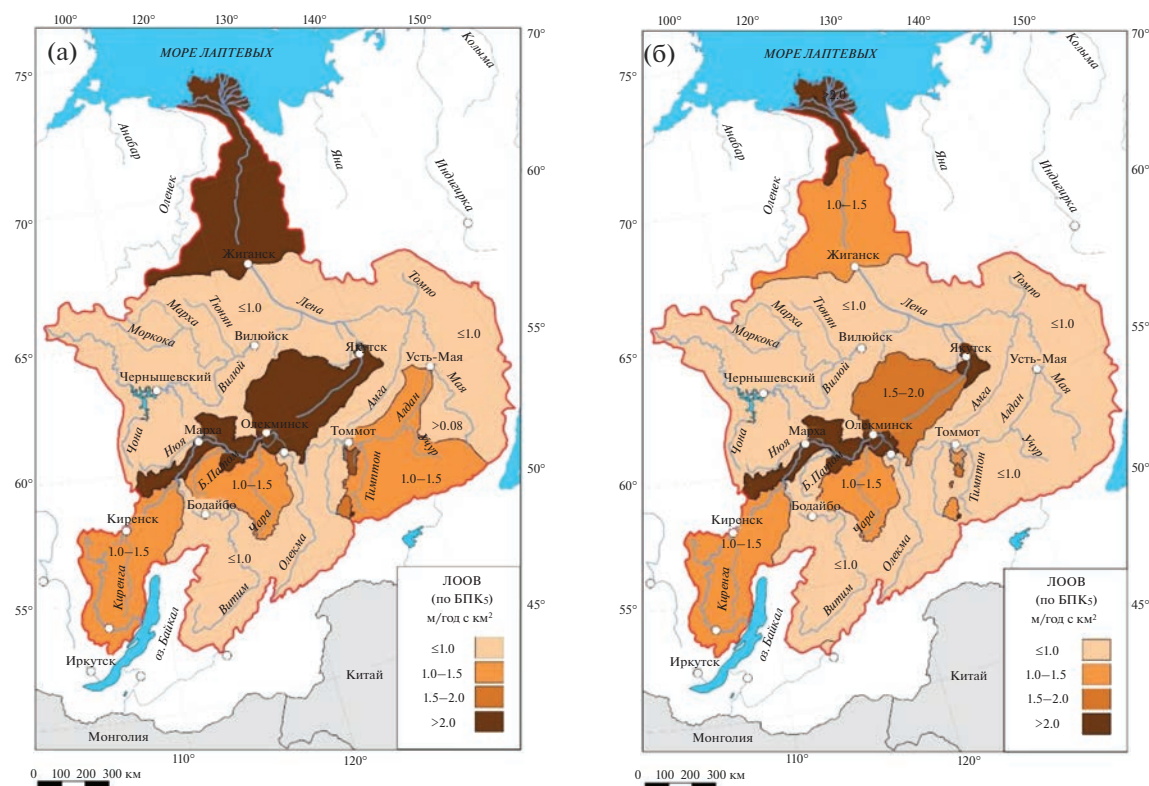


Рис. 3. Среднегодовой модуль стока легкоокисляемых органических веществ (ЛООВ) по BPK₅ в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

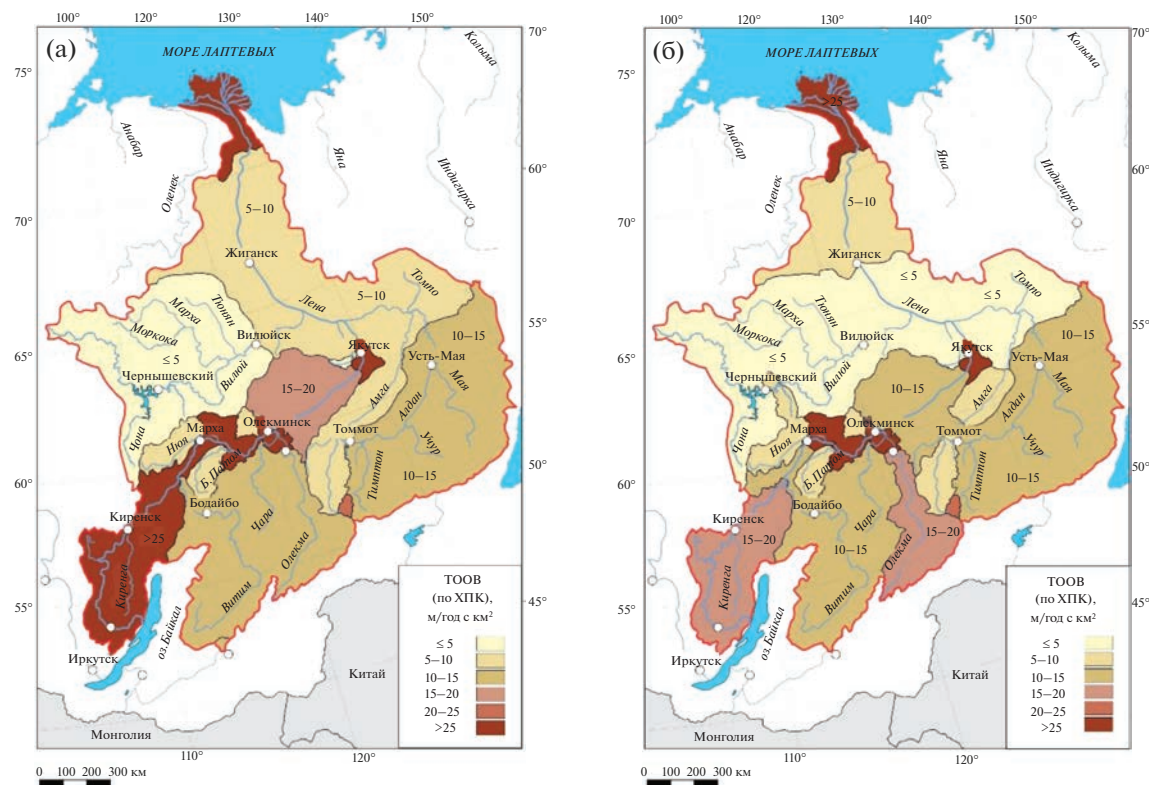


Рис. 4. Среднегодовой модуль стока трудноокисляемых органических веществ (по ХПК) в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

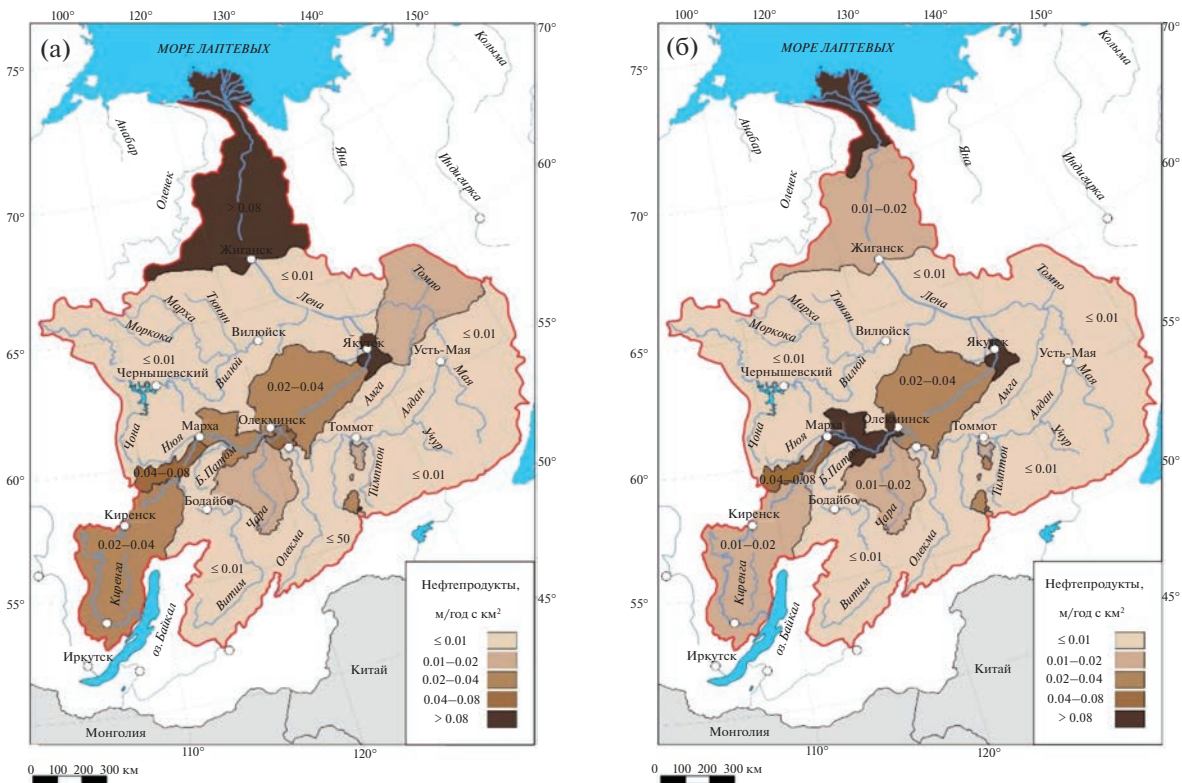


Рис. 5. Среднегодовой модуль стока нефтепродуктов в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

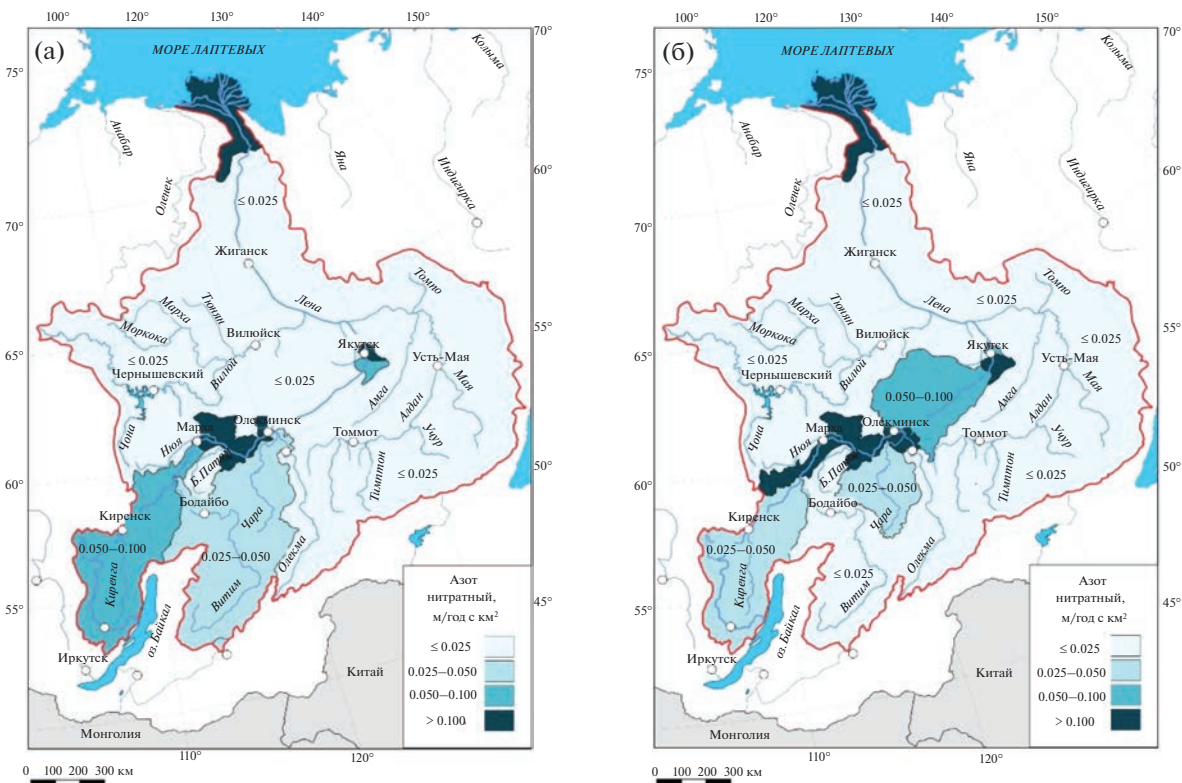


Рис. 6. Среднегодовой модуль стока азота нитратного в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

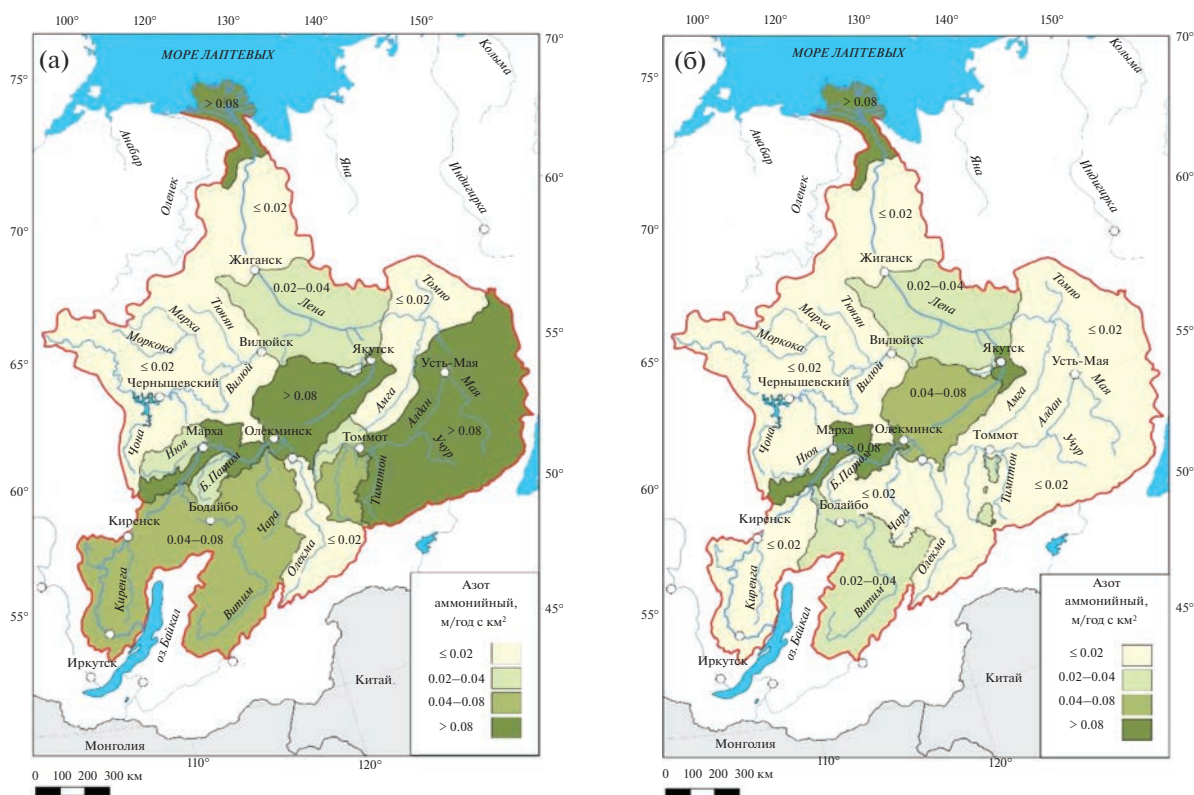


Рис. 7. Среднегодовой модуль стока азота аммонийного в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

Среднегодовой модуль стока соединений железа отличается значительной пространственно-временной изменчивостью – от 0.025 до 0.200 т/год с км². Наибольшие значения модуля прослеживаются на участках от г. Мархи до г. Олёкминска, г. Якутска и в нижнем течении реки (рис. 8). Для отдельных водосборов характерен рост показателей стока железа (Вилуй, Нюя), для других, напротив, – снижение (Алдан и притоки в верхнем течении Лены – Киренга и Витим).

Наибольшие значения модуля стока соединений меди на уровне >1.5 кг/км² в год характерны для водосборов притоков верхнего течения, бассейна р. Алдан и устья (рис. 9). По содержанию меди в воде на этих речных участках наблюдается увеличение модуля во втором пятилетнем периоде.

Связь компонентов химического стока с осадками и температурой воздуха

Оценка влияния среднегодовой температуры воздуха и количества осадков на модуль химического стока и его отдельных компонентов приведена в табл. 1.

В районе с преимущественно дождевым питанием влияние температуры прослеживается лишь для некоторых основных ионов, особенно для

хлоридов и кальция, причем это связь отрицательная. В бассейнах со снеговым питанием рост температуры воздуха ведет также к снижению модуля стока биогенных (азота и кремния) и органических веществ.

В отличие от температуры связь осадков с модулем стока почти всех компонентов положительная, и она более четко прослеживается и заметнее на водосборах с преимущественно дождевым питанием.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные данные позволяют выявить некоторые закономерности формирования модуля химического стока.

При рассмотрении полученных карт модуля стока можно выделить 4 основных участка с повышенным потоком химических веществ. Это верховья р. Лены и ее притоки до г. Олёкминска, участок реки в районе г. Якутска, устье реки и бассейн р. Алдан. Остальная часть бассейна р. Лены достаточно слабо освоена и мало освещена гидрохимической информацией. При этом влияние городов (Вилуйск, Чернышевский) не отмечается. В районе г. Якутска сосредоточена значительная часть промышленных и сельскохозяй-

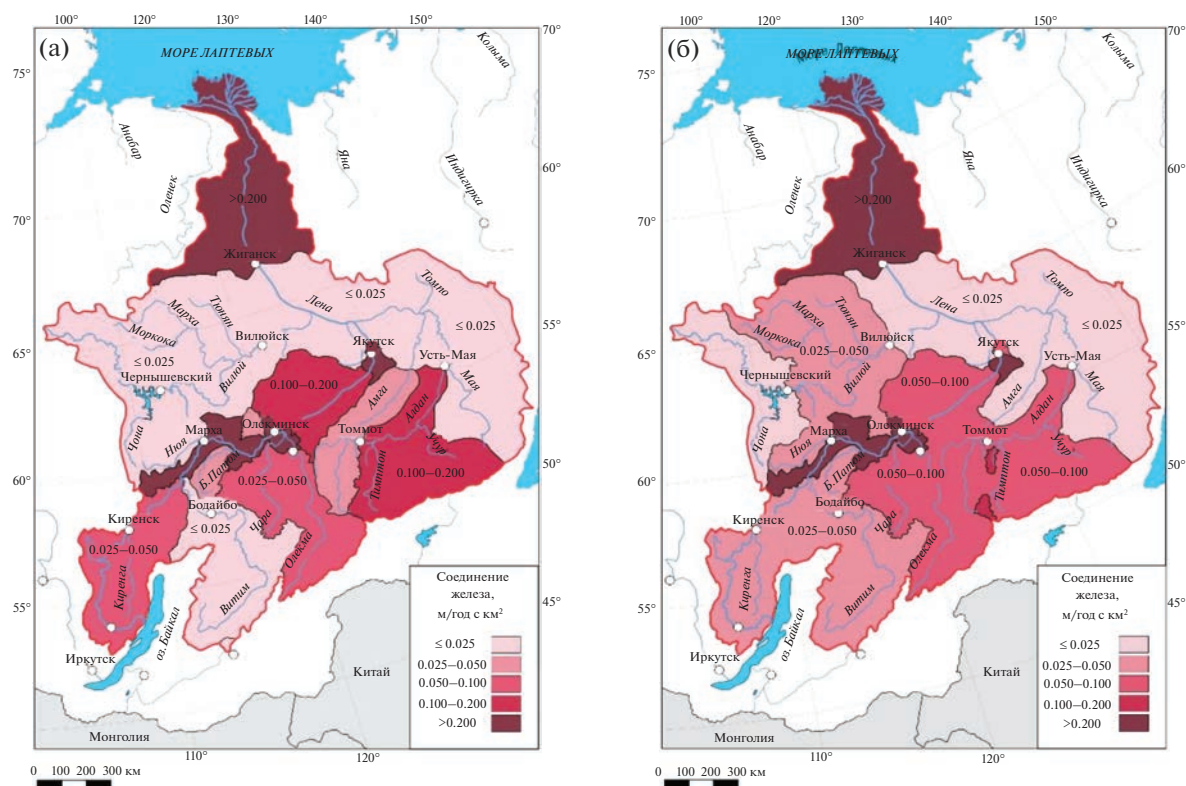


Рис. 8. Среднегодовой модуль стока соединений железа в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

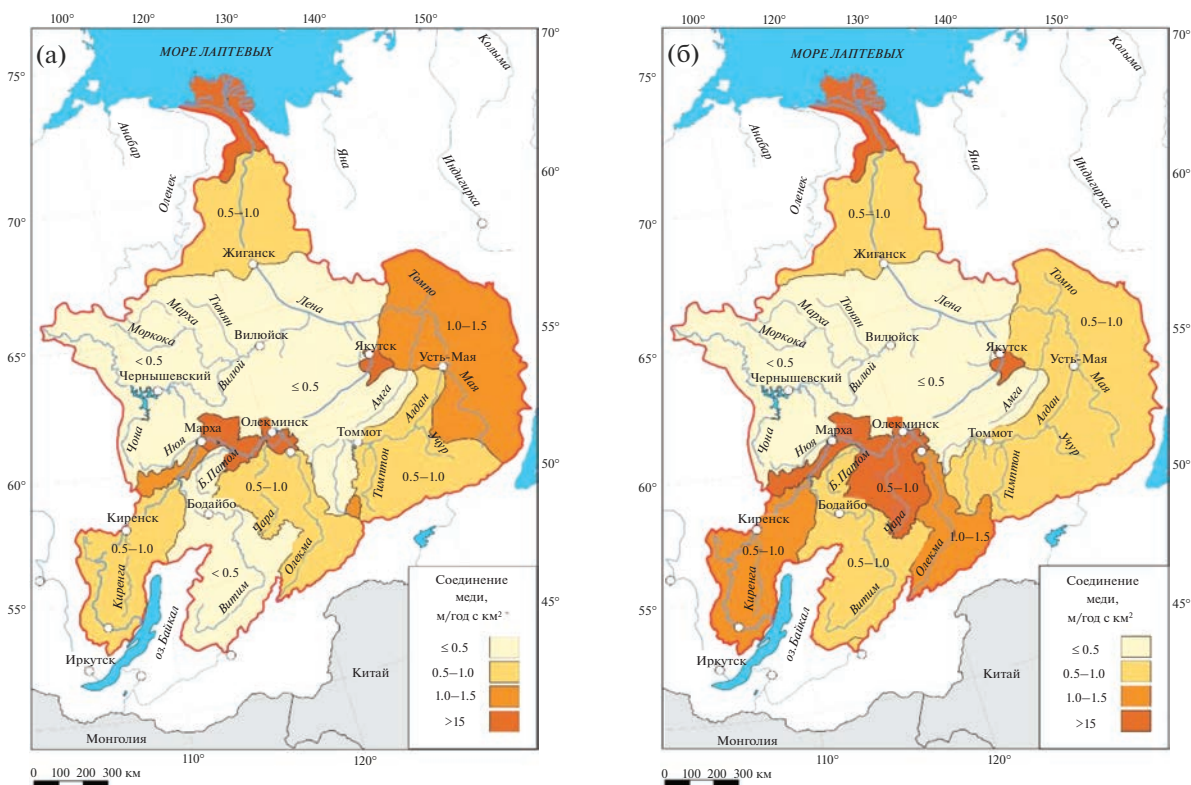


Рис. 9. Среднегодовой модуль стока соединений меди в бассейне р. Лены за периоды: а – 2010–2014 гг.; б – 2015–2019 гг.

Таблица 1. Величина $K_{пл}$ для районов с преимущественно снеговым и дождевым питанием в бассейне Лены

Компонент	Температура		Осадки	
	дождевое	снеговое	дождевое	снеговое
Магний	–0.23	–0.57	0.77	0.22
Хлориды	–0.48	–0.11	0.39	0.37
SO ₄	–0.08	–0.11	0.52	0.09
Сумма ионов	–0.22	–0.40	0.77	0.24
HCO ₃	0.00	–0.54	0.77	0.25
Натрий	–0.22	–0.29	0.38	0.35
Калий	0.00	0.28	–0.22	0.03
Кальций	–0.48	–0.23	0.77	0.45
Бихроматная окисляемость	–0.13	–0.19	0.52	0.30
БПК ₅	0.09	–0.16	0.61	–0.08
Летучие фенолы	–0.01	–0.25	–0.12	0.06
Нефтепродукты	–0.13	–0.31	0.38	0.21
NH ₄	–0.01	–0.30	0.26	0.11
NO ₂	0.12	–0.21	0.22	0.15
NO ₃	0.00	–0.05	0.00	0.24
Фосфаты	0.00	–0.01	0.26	0.38
Кремний	–0.01	–0.30	0.78	0.58
P общий	0.14	–0.03	0.36	0.20
Железо общее	–0.13	–0.06	0.53	0.06
Медь	0.00	0.09	–0.25	0.19
Цинк	0.01	0.25	–0.22	0.02

ственных объектов Якутии [7]. Здесь в воды реки поступает наибольшее количество коммунально-бытовых стоков, сбросов с очистных сооружений и ливневых систем. В результате, по всем показателям в районе Якутска отмечаются повышенные модули стока.

На Лене выше г. Олёкминска, а также на правых притоках расположено значительное количество месторождений полезных ископаемых [9]. Эти месторождения обеспечивают приток микроэлементов-технофилов и шахтных вод. Разработка полезных ископаемых и увеличение транспортной нагрузки приводит к увеличению стока нефтепродуктов и тяжелых металлов (Fe, Cu, Zn). При этом вынос биогенных элементов снижается, вероятно, вследствие сокращения сбросов коммунально-бытовых и сточных вод. Наибольший модуль стока биогенных элементов приурочен к долине р. Лены, где сосредоточены основные сельскохозяйственные районы Якутии [7].

Бассейн р. Алдан также значительно освоен из-за добычи полезных ископаемых. Это выражено в повышенных модулях стока микроэлементов (Fe, Cu) и нефтепродуктов. При этом наблюдается тенденция к их уменьшению, вероятно, вслед-

ствие улучшения технологий очистки сбросов сточных вод и уменьшения антропогенного влияния. Поступление органических веществ и биогенных элементов связано с деградацией мерзлоты в бассейне, а также с выносом их с болот, расположенных в среднем и нижнем течении реки. Интересно уменьшение стока аммонийного азота в 2015–2019 гг. Вероятно, значительно снизилось влияние поселений, расположенных в среднем течении р. Алдан.

Устьевая область реки характеризуется повышенными значениями модуля стока всех рассматриваемых химических веществ. Это связано как с недостатками методики его оценки, так и с наиболее сильным влиянием глобального потепления на эту часть бассейна (рис. 1). В результате возникают предпосылки к деградации мерзлоты и выносу большого количества растворенных и взвешенных веществ [8, 11]. Кроме того, эта область бассейна (левый берег) значительно заболочена, что способствует поступлению мобильных форм Fe²⁺ и NH₄⁺.

Связь между модулем стока химических веществ и температурой воздуха слабо выражена ($-0.4 \leq K_{пл} \leq 0.12$) (табл. 1). При этом достоверная связь

($K_{пл} < -0.4$) отмечается для хлоридов и кальция в районах с преимущественно дождевым питанием и для магния и гидрокарбонатов в районах с преимущественно снеговым питанием. С ростом температуры наблюдается интенсификация таяния снега и льда, что приводит к уменьшению минерализации и, соответственно, поступления главных ионов.

В отличие от температуры, связь осадков с модулем стока почти всех компонентов положительная, и она более четко прослеживается и заметнее для водосборов с преимущественно дождевым питанием ($0.52 \leq K_{пл} \leq 0.77$) (табл. 1). Вынос органических и биогенных веществ с водосбора во время выпадения осадков значительно больше, поскольку водосбор “подготовлен” — в летний период протаивает больший слой почвы. В основном химические вещества поступают в реку в период спада половодья.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования позволили сделать следующие выводы.

Изменения водного режима рек могут сказаться и на изменчивости химического стока с водосбора Лены. За период 2010–2019 гг. выявлены следующие изменения в химическом стоке:

для органических веществ и нефтепродуктов в динамике наблюдается тренд на снижение стока на водосборах отдельных притоков;

более значительно снизился сток ионов аммония, что может свидетельствовать о снижении антропогенной нагрузки в бассейнах рек (снижение объемов поступления сточных вод городов и поселков);

на фоне увеличения весенних осадков в бассейне Лены отмечается рост значений модуля стока азота нитратного, соединений железа и меди на водосборах отдельных притоков.

Выявлено, что модуль стока большинства растворенных веществ, прежде всего основных ионов и биогенных веществ, растет при росте величины осадков и уменьшается при росте температуры, при этом влияние осадков более заметно. Влияние температуры на химический сток сильнее проявляется на реках с преимущественно снеговым питанием, а осадков — на реках с дождевым питанием.

Изменчивость химического стока и взаимосвязь с климатическими изменениями может служить индикатором происходящих изменений в целом на водосборе реки. Важность таких исследований связана прежде всего с необходимостью оценки качества природных вод в бассейне реки Лены, играющих важнейшую роль в жизни населения и обеспечении его качественной питьевой водой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Василенко А.Н., Магрицкий Д.В., Фролова Н.Л. Закономерности изменений среднегодовой температуры воды рек Арктической зоны России в связи с изменениями климата // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2020. № 2. С. 8–22.
2. Георгиади А.Г., Тананаев Н.И., Духова Л.А. Внутригодовая изменчивость химического состава вод реки Лена (2018–2019 гг.) // Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология от познания к мировоззрению. Сб. докл. Междунар. науч. конф. памяти Ю.Б. Виноградова. СПб.: СПбГУ, 2020. С. 579–583.
3. Григорьев В.Ю., Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Степаненко В.М. Пространственно-временная изменчивость ошибки воспроизведения слоя осадков реанализом ERA5 на территории России // Изв. РАН. Сер. геогр. 2022. № 3. С. 435–446.
4. Джамалов Р.Г., Решетняк О.С., Власов К.Г., Галагур К.Г., Оботуров А.С., Сафронова Т.И. Особенности химического состава и качества воды в бассейне реки Лены // Вода и экология: проблемы и решения. 2021. № 3 (87). С. 33–43.
5. Никаноров А.М. Региональная гидрохимия: Учебное пособие. Ростов-на-Дону: ОК, 2011. 388 с.
6. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С., Кондакова М.Ю. Транспорт загрязняющих веществ по крупным рекам Европейского Севера и Сибири // Вод. ресурсы. 2015. Т. 42. № 3. С. 279–287.
7. Присяжный М.Ю. Территориальная организация хозяйства Якутии // Пространственная экономика. 2011. № 2. С. 33–53.
8. Чалов С.Р. Речные наносы в эрозионно-русловых системах: Дис. ... докт. геогр. наук. М.: МГУ, 2021. М.: 358 с.
9. Школьный Д.И., Чалов С.Р., Ефимов В.А. Инвентаризация россыпных разработок благородных металлов в бассейнах рек Дальнего Востока РФ: географическое распространение и воздействие на русловые системы // Современные проблемы географии и геологии. Материалы IV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Т. 1. Томск: ТГУ, 2017. С. 410–414.
10. Asmala E., Carstensen J., Raike A. Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers // Environ. Res. Lett. 2019. V. 14. № 12. P. 124018.
11. Chalov S., Prokopenko K., Habel M. North to south variations in the suspended sediment transport budget within large siberian river deltas revealed by remote sensing data // Remote Sensing. 2021. V. 13. № 22. P. 4549.
12. Gandois L., Tananaev N.I., Prokushkin A., Solnyshkin I., Teisserenc R. Seasonality of DOC Export From a Russian Subarctic Catchment Underlain by Discontinuous Permafrost, Highlighted by High-Frequency Monitoring // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2021. V. 126. № 10. P. e2020JG006152.
13. Guo D., Lintern A., Webb J.A., Ryu D., Liu S., Bende-Michl U., Leahy P., Wilson P., Western A.W. Key Factors

- Affecting Temporal Variability in Stream Water Quality // Water Resour. Res. 2019. V. 55. № 1. P. 112–129.
14. *Hersbach H., Bell B., Berrisford P. et al.* The ERA5 global reanalysis // Quarterly J. Royal Meteorol. Society. 2020. V. 146. № 730. P. 1999–2049.
15. *Kendall M.G.* Rank Correlation Methods. 4th edition. London: Charles Griffin, 1975.
16. *Lipczynska-Kochany E.* Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review // Sci. Total Environ. 2018. Vs. 640–641. P. 1548–1565.
17. *Murphy J., Sprague L.* Water-quality trends in US rivers: Exploring effects from streamflow trends and changes in watershed management // Sci. Total Environ. 2019. V. 656. P. 645–658.
18. *Roberts K.E., Lamoureux S.F., Kyser T.K., Muir D.C.G., Lafrenière M.J., Iqaluk D., Pieńkowski A.J., Normandeau A.* Climate and permafrost effects on the chemistry and ecosystems of High Arctic Lakes // Sci. Rep. 2017. V. 7. № 1. P. 1–8.

ИЗУЧЕНИЕ СОСТАВА И ГЕНЕЗИСА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЗАГРЯЗНЕННЫХ МАЛЫХ ВОДОТОКОВ ТЕРРИТОРИИ г. ХАБАРОВСКА

© 2023 г. Л. А. Гаретова^а, *, Н. К. Фишер^а, О. А. Кириенко^а

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

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

Поступила в редакцию 12.08.2022 г.

После доработки 14.10.2022 г.

Принята к публикации 31.10.2022 г.

Проведено исследование распределения органического вещества, углеводов, фитопигментов и эколого-трофических групп микроорганизмов в донных отложениях десяти малых притоков р. Амур в районе Хабаровска. Вода характеризовалась высоким содержанием органических веществ от 44.47 до 279.3 мг/л. В донных отложениях содержание $C_{\text{орг}}$ для различных типов осадков варьировало от 1.9 до 23.1%, количество углеводов достигало 5081 мг/кг, превышая фоновый уровень до 50 раз. Исследование молекулярного состава углеводов в осадках выявило в отдельных водотоках доминирование (до 100% суммы) легких (C_8-C_{13}) *n*-алканов, характерных для нефтепродуктов и продуктов горения растительности. В большинстве водотоков в составе углеводов преобладали высокомолекулярные соединения, среди которых в разных сочетаниях присутствовали *n*-алканы, генетически связанные с наземной растительностью, тяжелые фракции нефтепродуктов с разной степенью микробной деградации. В составе летучих органических соединений количественно преобладали продукты микробиологической трансформации (ацетальдегид и метанол). По содержанию осадочных пигментов (до 400 мкг/г) осадки большинства водотоков относятся к гиперэвтрофному типу. Общая численность микроорганизмов в воде варьировала от 2.7 до 488.0 тыс КОЕ/мл, в осадках она распределялась симбатно, но составляла от 0.1 до 19.3 млн КОЕ/г. Численность гетеротрофных бактерий в донных отложениях коррелировала с величиной параметра перегрузки самоочищающей способности ($r = 0.718$), а численность нефтеокисляющих бактерий коррелировала с содержанием углеводов ($r = 0.967$), подтверждая индикаторные свойства данной группы бактерий.

Ключевые слова: органическое вещество, углеводороды, *n*-алканы, летучие органические соединения, фитопигменты, микроорганизмы, малые реки, донные отложения.

DOI: 10.31857/S0321059623020086, **EDN:** IPRYRM

ВВЕДЕНИЕ

В гидрографической сети любого водосборного бассейна преобладают ручьи и малые реки. В России насчитывается свыше 2.5 млн малых рек, формирующих около половины суммарного объема речного стока, на территориях их бассейнов проживает до 44% городского и ~90% сельского населения страны. Главная особенность формирования стока малых рек — их очень тесная связь с ландшафтом бассейна, что и обуславливает их уязвимость при чрезмерном использовании не только водных ресурсов, но и водосбора. Малые реки выполняют функции регулятора водного режима ландшафтов, поддерживая равновесие и перераспределение влаги. Они определяют также гидрологическую и гидрохимическую специфику приемников их вод — средних и крупных

рек. Донные отложения (ДО) малых рек техногенных ландшафтов — вторичные источники поступления загрязнителей в реку следующего порядка за счет вторичного переотложения наносов, особенно в периоды паводков, половодий и др.

Водная среда, в частности малые водотоки, могут рассматриваться как пути транспортировки загрязнителей, связывающие природные и антропогенные ландшафты. При этом для состава речных вод в зонах загрязнения характерна резкая неоднородность распределения содержаний элементов и их соединений, проявляющаяся как в пространственном, так и во временном аспектах (в интервалах наблюдения часы—сутки—сезон). Неоднородность распределения элементов создает пространственно-временную физико-химическую пестроту (гидрохимическую мозаичность)

речных вод, что отражается на адекватной оценке экологического состояния водного объекта. Речные отложения отражают (суммируют) многолетнее воздействие разнообразных источников загрязнения, часть которых в момент наблюдения может уже не функционировать.

В процессах формирования органического вещества (ОВ) в ДО участвуют многие группы водных гидробионтов — водоросли, простейшие, водные насекомые. Особая роль принадлежит микробным сообществам, поскольку микроорганизмы могут одновременно как синтезировать ОВ в виде своей биомассы, так и участвовать в процессах трансформации и деструкции широкого спектра природных и антропогенных органических соединений.

Содержание ОВ в водных объектах зависит от эффективности процесса гумификации органических остатков отмершей биоты. Образующиеся при этом гумусовые вещества имеют полимерное строение и достаточно устойчивы к разложению и окислению. При окислительной деградации возможно образование продуктов промежуточного окисления органических остатков и антропогенных поллютантов: спиртов, альдегидов, кетонов, карбоновых кислот, сложных эфиров, а также бифункциональных соединений — альдегидокислот, кетокислот и др. [37]. Следует отметить, что углеводороды (УВ), массовая доля которых при традиционных аналитических исследованиях воды и ДО оценивается как содержание нефтепродуктов (НП), не чужды природным экосистемам, поскольку значительные количества нативных (природных) УВ производятся водной и наземной флорой и фауной.

Объективная экоаналитическая оценка техногенного углеводородного загрязнения компонентов ландшафтов предполагает не только определение количественных показателей нефтяного загрязнения относительно установленных нормативов, но и точную идентификацию загрязняющих веществ (ЗВ), не свойственных экосистеме в естественном (фоновом) состоянии [33]. Обычно при исследовании антропогенного воздействия оценивается интенсивность накопления в речных отложениях индивидуальных органических соединений. Групповой состав ОВ, особенно в условиях техногенеза, изучен слабо. В то же время преобразование качественной структуры ОВ во многом определяет физико-химические условия аллювиального осадконакопления, направленность и интенсивность геохимических, биохимических и физических процессов [22, 41]. Именно на состав органической компоненты реагируют микробные сообщества как в природных, так и в антропогенно преобразованных экосистемах. УВ — необходимые компоненты биогеохимического цикла углерода, так как служат его транзит-

ной формой на пути от источников фотосинтеза (микроводорослей, водной растительности) в ДО [19]. Антропогенные УВ — основные поллютанты в урбанизированных экосистемах всего мира [34, 35, 40, 44, 47].

В настоящее время признанный важнейший инструмент изучения генезиса ОВ в водных объектах — исследование молекулярного состава УВ, в частности *n*-алканов. Считается, что эти соединения образуются из высокомолекулярных предшественников, встречающихся в живых организмах, — каротиноидов, жирных кислот, восков высших растений. С учетом свойств устойчивости алифатических УВ (*n*-алканов) в процессах седиментогенеза и раннего диагенеза можно по групповому составу, содержанию и соотношению молекулярных компонентов указать преобладающий тип ОВ [2, 4, 18, 25, 38, 43, 45, 46]. Данный подход широко используется для исследования генезиса ОВ в морских и эстуарных экосистемах. Исследования генезиса УВ в пресноводных экосистемах малочисленны [17, 20, 21], а в малых водотоках антропогенно-измененных территорий — единичны [10].

Цель данной работы — исследование количественного и качественного состава ОВ и связанных с ним биотических компонентов в ДО малых притоков р. Амур в районе г. Хабаровска.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследуемые малые водотоки относятся к бассейну р. Амур и протекают по Средне-Амурской низменности, ограниченной с С Воронежскими высотами, с Ю — предгорьями Большого и Малого Хехцира. Питание малых рек осуществляется в основном дождевыми, тальными снеговыми водами, в зимний период реки переходят на грунтовое питание. Реки северной части г. Хабаровска питаются преимущественно подземными водами Воронежского, а южной части — Малохехцирского гидрогеологических массивов и Хабаровского артезианского бассейна (восточная часть). Воды этих гидрогеологических массивов — гидрокарбонатные смешанного состава с минерализацией 50–200 мг/л [1]. Малые реки южной и юго-восточной окраин (Матрениха, Красная Речка, Гнилая Падь, Осиновая, Быкова, Правая, Половинка) дренируют районы частного сектора и садово-огородные участки. Малые реки северной и северо-восточной окраин (Полежаевка, Черная, Березовая) подпитываются неочищенными сточными водами сельскохозяйственных предприятий.

Исследования воды и ДО проводили в период осенней межени (первая декада октября 2017 г.). Схема района исследования представлена на рис. 1. Пробы речной воды отбирались с глубины ~10 см, объем проб составлял ≥2 л. Суммарное содержа-

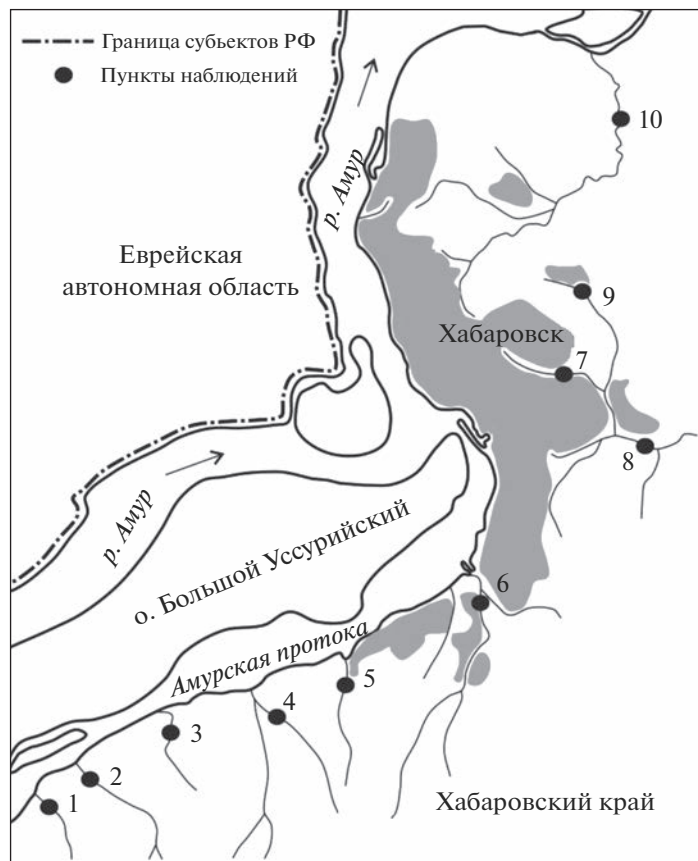


Рис. 1. Картограмма расположения водотоков: 1 — Быкова; 2 — Половинка; 3 — Осиновая; 4 — Правая; 5 — Матрениха; 6 — Красная Речка; 7 — Гнилая падь; 8 — Черная; 9 — Полежаевка; 10 — Березовая.

ние органического углерода $C_{орг}$ в воде определяли на анализаторе общего органического углерода “Total Organic Carbon” (“Shimadzu”, Япония). Пробы ДО отбирали пробоотборником (буром) “Burkle” из слоя 0–10 см. Концентрацию $C_{орг}$ в образцах ДО определяли фотометрическим методом после окисления ОВ в ДО сульфохромной смесью [3].

Определение массовой доли УВ в ДО выполняли по методике в [28]. Измерения проводили на концентратометре “КН-2М” (“Сибэксприбор”, Россия). Хроматографические анализы УВ и летучих органических соединений (ЛОС) осуществляли в Центре экологического мониторинга ИВЭП ДВО РАН (аналитик Филиппова Г.М.). Элюаты четыреххлористого углерода использовали для хроматографического определения молекулярного состава и содержания *n*-алканов и *изо*-алканов методом капиллярной газовой хроматографии на газовом хроматографе “Кристалл 5000.1” (“Хроматэк”, Россия), оснащенный пламенно-ионизационным детектором при программировании температуры от 60 до 320°C со скоростью 7°C/мин (длина колонки 30 м, жидкая фаза ZB-5).

Для определения содержания ЛОС в ДО навеску нативных образцов массой 10 г помещали во флакон объемом 20 см³, закупоривали крышкой с тefлоновой прокладкой, выдерживали 30 мин при 90°C. Затем шприцем брали 1 см³ паровой фазы и вводили в детектор хроматографа “Кристалл-5000.1” (капиллярная колонка HP FFAP 50 м × 0.32 мм × 0.32 мкм, температура от 50 до 200°C) [26, 27]. Количественное содержание анализируемых веществ в ДО определяли по градуировочным зависимостям с учетом относительных факторов отклика к близкому по времени удерживания.

Фотосинтетические пигменты в ДО определяли по стандарту [12], в вариации применительно к определению растительных пигментов в ДО — по [30]. Концентрацию пигментов определяли спектрофотометрическим методом на спектрофотометре “Shimadzu UVmini-1240” (Япония).

Микробиологические посевы воды и ДО проводили не позднее 1 ч после отбора проб согласно общепринятым в микробиологии методам [14].

Таблица 1. Характеристика малых водотоков в черте г. Хабаровска

№	Река	Глубина, м	C _{орг} в воде, мг/л	Характеристика ДО			
				Описание ДО	C _{орг} , %	УВ, мг/кг	УВ/C _{орг} , %
1	Быкова	1.0	48.28	Черный ил с запахом H ₂ S, с личинками хирономид и растительными остатками	23.1	785	3.4
2	Половинка	0.52	44.47	Песчанистый ил с включением гальки и растительных остатков	8.9	757	8.5
3	Осиновая	0.35	109.60	Песчано-гравийный грунт с наилком светло-коричневого цвета	1.9	105	5.5
4	Правая	0.50	217.00	Песчанистый ил	2.2	50	2.3
5	Матрёниха	0.75	146.30	Серый рыхлый ил с включением растительных остатков с личинками хирономид и микроводорослями (вода зеленого цвета)	4.1	877	21.4
6	Красная речка	0.32	279.30	Гравийно-песчаный грунт с наилком, гравий 0.3–1.5 см	3.3	268	8.1
7	Гнилая падь	0.70	123.50	Серый ил	3.7	1166	31.5
8	Чёрная	1.50	257.40	Черный ил с запахом H ₂ S	9.9	5081	51.3
9	Полежаевка	0.35	106.00	Илистый песок с включениями гравия и древесных остатков	3.1	1219	39.3
10	Берёзовая	2.10	131.90	Серый ил с включениями раст. остатков, с запахом H ₂ S	2.9	1768	60.9

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Органический углерод и углеводороды

В воде большинства исследованных водных объектов отмечено высокое содержание C_{орг} (табл. 1). Максимальное его содержание выявлено в воде рек Красная Речка и Черная (279.3 и 257.4 мг/л соответственно). Минимальное содержание данного компонента отмечено в воде рек Половинке (4.47) и Быкова (48.28 мг/л). В остальных водотоках содержание C_{орг} составляло от 106 до 146 мг/л. В ДО максимальное содержание C_{орг} выявлено в р. Быково, минимальное в р. Осиновая речка. По содержанию УВ значительно выделяются реки Черная (5081 мг/кг), а также Берёзовая, Полежаевка и Гнилая Падь, в которых УВ содержались в количестве 1768, 1219 и 1166 мг/кг соответственно. При этом высокое содержание УВ в ДО последних отмечалось на фоне умеренного содержания C_{орг} (2.9–3.7%). Корреляция между содержаниями C_{орг} и УВ в ДО не выявлена, что свидетельствует о разных источниках поступления ОВ и УВ в водотоки.

Следует отметить, что проблема ПДК НП для ДО, как и для почв, практически не решена. Поэтому в работе Е.А. Рогозиной [29] предложено оценивать степень нефтяного загрязнения почв по превышению содержания НП над фоновым в конкретном районе и на конкретной территории.

Так, для илистых ДО принято фоновое содержание УВ до 100 мг/кг [7]. В большинстве исследованных илистых ДО превышение данного уровня составляло от 8 до 50 раз.

Согласно классификации В.И. Уваровой [32], ДО могут быть разделены на группы по содержанию нефтяных УВ, мг/кг сухого грунта: чистые – 0–5.5, слабо загрязненные – 5.5–25.5, умеренно загрязненные – 25.6–55.5, загрязненные – 55.6–205.5, грязные – 205.6–500, очень грязные – > 500. Если придерживаться этой классификации, то р. Правая относится к категории “умеренно-загрязненная”, р. Осиновая – “загрязненная”, остальные водотоки – “очень грязные”.

Иногда для оценки уровня загрязнения ДО используется соотношение концентраций УВ и C_{орг}, которое может характеризовать самоочищающую способность ДО, определяет градации допустимой углеводородной перегрузки *P*. Условной границей *P*, когда ДО способны к самоочищению, принята величина УВ/C_{орг} = 0.26%, а границей высокой перегрузки – *P* > 0.5% [15]. В исследованных ДО соотношение УВ/C_{орг} менялось от 2.3 до 60.9%, что не укладывается в границы данной классификации, превышает уровень высокой перегрузки в среднем на порядок.

Таблица 2. Содержание фитопигментов в ДО малых рек района г. Хабаровска (мкг/г)

№	Водоток	Хл <i>a</i>	Хл <i>b</i>	Хл <i>c</i>	ΣКар.	Σпигментов	ПО (E ₄₈₀ /E ₆₆₄)
1	р. Быкова	120.31	50.31	12.84	92.64	276.11	0.85
2	р. Половинка	70.43	13.57	7.65	58.64	150.29	0.93
3	р. Осиновая	12.13	4.49	4.09	19.21	39.92	1.75
4	р. Правая	10.27	8.10	3.27	17.79	39.42	1.86
5	р. Матрёниха	114.26	17.38	20.63	93.41	245.68	0.92
6	р. Красная речка	213.45	7.00	28.65	147.01	396.11	0.78
7	р. Гнилая падь	84.29	9.36	7.86	88.16	189.67	1.18
8	р. Чёрная	177.52	17.27	20.35	137.85	352.99	0.88
9	р. Полежаевка	19.45	8.62	6.49	31.31	65.86	1.77
10	р. Берёзовая	92.53	8.20	9.07	77.66	187.46	0.95

Фитопигменты в донных осадках

Естественный источник ОВ в водных объектах – первичная продукция, которая характеризуется рядом показателей пигментного состава. В ДО первичная продукция обеспечивается бентосными и перифитонными сообществами водорослей, а также водными растениями. Общее содержание суммы фитопигментов (396.11 мкг/г) выявлено в ДО р. Красная Речка, минимальное (39.42 и 39.92 мкг/г) в реках Правая и Осиновая соответственно (табл. 2). Концентрации отдельных фотосинтетических пигментов в исследованных ДО колебались в достаточно больших диапазонах, мкг/г: хлорофилл (Хл) *a* – 10.27–213.45, Хл *b* – 4.49–50.31, Хл *c* – 3.27–28.65, сумма каротиноидов (ΣКар.) – 17.79–147.01. Важнейшая роль в процессе фотосинтеза среди десятков фотосинтезирующих пигментов отведена Хл *a*, его концентрация отражает содержание автохтонного ОВ. В исследованных ДО его содержание было значительно выше, чем других хлорофиллов. Известно, что Хл *a* в первую очередь подвергается микробиологической и физико-химической деградации. Эти явления сопровождаются накоплением более устойчивых к окислению каротиноидов [6]. Поэтому пигментное отношение (ПО), равное отношению показателя экстинкции (Е) суммы концентраций общих каротиноидов к концентрации Хл *a*, – показатель уровня функциональной активности фитоценоза. Повышение этого соотношения свидетельствует об угнетенном состоянии водорослей либо о старении сообщества. В оптимальных условиях для водорослевых сообществ ПО обычно не превышает 2–5 [6]. Судя по показателям ПО, фитоценозы исследованных водотоков активно функционируют, вероятно, за счет достаточных количеств биогенных элементов, поступающих с их водосборной площади.

Согласно градации по содержанию осадочных пигментов [42, 31], ДО рек Правая и Осиновая от-

носятся к мезотрофному, ДО р. Полежаевки – к эвтрофному, а ДО остальных водотоков – к гипертрофному типу.

Микробные сообщества

В водных экосистемах основные процессы самоочищения осуществляются сообществами микроорганизмов, которые в свою очередь выполняют индикационную функцию состояния природной среды.

Общая численность гетеротрофных бактерий (ОЧГ) в воде колебалась от 2.7 до 488.0 тыс. КОЕ/мл (рис. 2а). По численности показательной группы – сапрофитных бактерий (СБ), согласно ГОСТу 17.1.3.07-82 [11], качество воды в реках Быкова, Половинки, Осиновой, Правой соответствует классу II, категории “чистые”, в р. Красная Речка вода класса III “умеренно загрязненная”, воды рек Матренихи, Полежаевки, Березовой и Гнилая Падь относятся к классу IV, категории “загрязненные”, а вода р. Черной характеризуются классом V, “грязная”.

Характер распределения численности эколого-трофических групп бактерий в ДО повторял таковой для воды (рис. 2б). В ДО ОЧГ составляла от 0.1 до 19.3 млн КОЕ/г. Максимальная численность всех эколого-трофических групп бактерий выявлена в ДО р. Черной, а также в р. Гнилая Падь. Несколько ниже численность бактерий была в реках с водой качества класса IV – Матренихе, Полежаевке, Березовой. В сообществах загрязненных рек резко возрастает численность фенолрезистентных (ФРБ) и нефтеокисляющих (НОБ) бактерий – индикаторов загрязнения соответствующими поллютантами. В воде численность ФРБ варьировала от сотен до 6 тыс. КОЕ/мл. В ДО численность данной группы достигала от 49 тыс. до 2.2 млн КОЕ/г. Численность НОБ в воде рек менялась от 1.0 до 5 тыс. КОЕ/мл, в ДО ва-

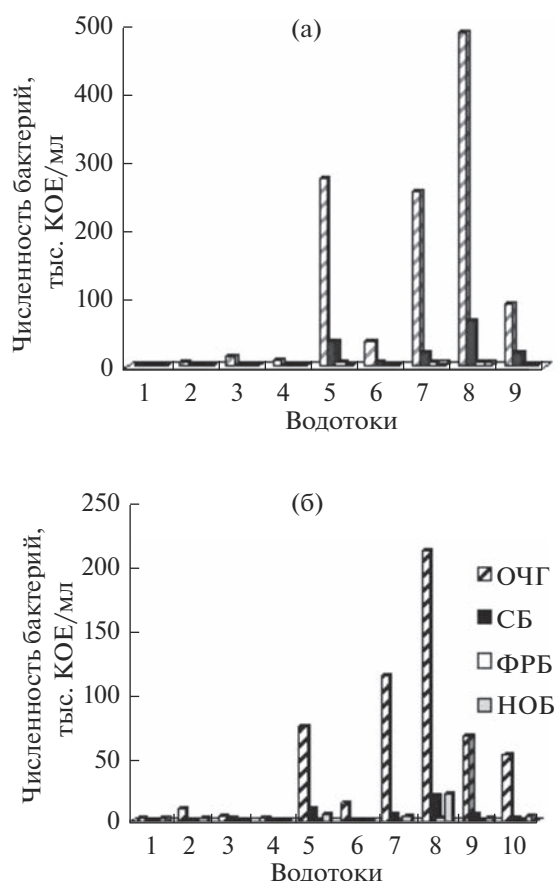


Рис. 2. Численность бактерий в воде (а) и ДО (б) малых рек в районе Хабаровска: ОЧБ — общая численность гетеротрофных бактерий; СБ — сапрофитные бактерии; ФРБ — фенолрезистентные бактерии; НОБ — нефтеокисляющие бактерии (нумерация водотоков в табл. 1, 2).

риации изменчивости были значительнее — от 0.5 до 20.4 млн КОЕ/г. Максимальные значения данных показателей были выявлены в р. Черной. Как отмечают И.А. Кузнецова и А.Н. Дзюбан [16], бактериальные сообщества четко выявляют “концентрационную границу” нефтяного загрязнения ДО — концентрации в диапазоне 40–60 мг/кг грунта. Считается, что ниже этой границы микробные ценозы вода–грунт еще справляются с УВ, поступающими в ДО, и стабилизируют ситуацию. Среди исследованных водотоков данному условию соответствуют только ДО р. Правой, где содержание УВ составляет 50 мг/кг. Для исследованных водотоков отмечена высокая степень корреляции между содержанием УВ и численностью НОБ ($r = 0.967$) в ДО, что подтверждает высокую индикационную способность данной группы бактерий.

Молекулярный состав УВ в донных осадках

Информацию о происхождении углеводородного загрязнения дает изучение молекулярного состава УВ. В исследованных ДО определены следующие характеристики: содержание индивидуальных *n*-алканов, изопреноидных алканов (*изо*-алканов), содержание низкомолекулярных $\Sigma C_{14}-C_{24}$ и высокомолекулярных $\Sigma C_{25}-C_{36}$ *n*-алканов, а также содержание жидких *n*-алканов ΣC_8-C_{13} , характеризующих “свежее” нефтяное загрязнение [5, 13].

Диапазон идентифицированных гомологов в ДО водотоков различался (табл. 3). Отклонения в длине углеродной цепи могут наблюдаться из-за различной степени биodeградации УВ в ДО, на что указывают различия величин СРІ (индекс отношения нечетных гомологов к четным), ОЕР (индекс преобладания нечетных *n*-алканов над ближайшими четными), соотношения между низкомолекулярными и высокомолекулярными гомологами и др. [43, 45].

Содержание алифатических УВ (*n*-алканы) в ДО составляло 0.09–5.65 мкг/г при максимальном содержании в составе УВ р. Быкова, а минимальном — в ДО р. Осиновой. Жидкие гомологи доминировали в Правой и Полежаевке (54.2 и 85.9% от суммы *n*-алканов) соответственно. В ДО Осиновой и Красной Речки углеводородный состав представлен исключительно фракцией легких жидких гомологов (табл. 3), что свидетельствует о постоянном поступлении НП в водные объекты. В остальных водотоках доля жидких *n*-алканов варьировала от 3.4% в р. Быкова до 49.1% в ДО р. Гнилая Падь. Известно, что наиболее легкие компоненты, присутствующие в значительных количествах, слабо разлагаются из-за повышенной токсичности [23, 24]. Это также подтверждается достаточно высокими значениями ОЕР_{С9} — от 2.6 до 18.6. С другой стороны, короткоцепочечные *n*-алканы могут быть продуктами горения растительности. Известно, что при горении происходит разрушение высокомолекулярных *n*-алканов с преобладанием нечетного количества атомов углерода и образование низкомолекулярных *n*-алканов с преобладанием четного количества атомов углерода в цепи [36, 39].

Доля низкомолекулярных гомологов $\Sigma C_{14}-C_{23}$, характеризующих участие гидробионтов в образовании ОВ в ДО, составляла 2.1–9.9% от суммы *n*-алканов, однако на фоне преобладания жидких и/или высокомолекулярных *n*-алканов их роль в формировании состава УВ в ДО не имеет существенного значения.

Высокомолекулярные *n*-алканы доминировали в составе УВ рек Быкова, Половинки, Матренихи и Черной (65.0–89.7% от суммы *n*-алканов). Среди них доля маркеров УВ терригенного гене-

Таблица 3. Содержание и состав *n*-алканов в ДО малых рек района г. Хабаровска (здесь и в табл. 4 прочерк — не обнаружено)

Параметры	Водотоки									
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	№ 10
Содержание <i>n</i> -алканов, мкг/г	5.65	2.00	0.09	0.63	3.78	0.10	2.67	1.35	0.37	1.89
Диапазон идентифицированных гомологов	C ₈ –C ₄₀	C ₈ –C ₃₆	C ₈ –C ₉	C ₈ –C ₃₀	C ₉ –C ₃₄	C ₈ –C ₉	C ₉ –C ₃₂	C ₉ –C ₃₄	C ₉ –C ₂₆	C ₉ –C ₃₆
Групповой состав <i>n</i> -алканов, % от общей площади пиков										
ΣC ₈ –C ₁₃ , %	3.41	13.17	100.0	54.18	11.16	100.0	49.08	10.20	85.99	35.57
ΣC ₁₄ –C ₂₄ , %	3.39	2.06	—	—	—	—	9.87	—	5.41	9.88
ΣC ₂₅ –C ₃₆ , %	83.49	65.01	—	41.29	86.42	—	41.04	89.74	14.01	42.64
ΣC ₁₄ –C ₂₄ /ΣC ₂₅ –C ₃₆	0.04	0.31	—	—	—	—	0.24	—	0.39	0.23
СРІ _(C₂₅–C₃₆)	0.78	1.67	—	0.58	0.15	—	0.67	10.0	0.67	1.00
ΣC ₂₇ , C ₂₉ , C ₃₁	54.50	32.68	—	—	3.63	—	16.43	77.03	—	8.88
ОЕР _{C₉}	3.13	3.33	2.57	2.93	—	2.75	—	—	—	18.59
ОЕР _{C₁₅}	—	—	—	—	—	—	1.03	—	—	0.69
ОЕР _{C₂₅}	2.44	1.67	—	—	—	—	—	—	0.67	1.71
ОЕР _{C₂₇}	1.18	2.05	—	0.9	0.18	—	0.64	2.33	—	0.53
ОЕР _{C₂₉}	0.63	1.33	—	—	0.18	—	0.23	0.49	—	0.62
ОЕР _{C₃₁}	0.53	0.75	—	—	—	—	0.34	14.54	—	—
ОЕР _{C₃₃}	0.06	0.26	—	—	0.08	—	—	0.94	—	—
ОЕР _{C₃₅}	—	1.62	—	—	—	—	—	—	—	0.99
Изопреноиды, мкг/г										
Фитан	—	—	—	0.09	0.13	—	—	0.19	—	—
Пристан	—	—	—	—	—	—	2.05	0.32	—	0.17

зиса ΣC₂₇, C₂₉, C₃₁ составляла от 3.4 до 77.0% при минимальном содержании в составе *n*-алканов р. Матренихи и максимальном в р. Черной. В последнем случае 70.9% от суммы *n*-алканов составляет гомолог C₃₁ — гентриоконтан. Известно [48], что основные источники *n*-алкана C₃₁ — травянистые сообщества. Вероятно, значительный вклад в формирование высокого (5081 мг/кг) содержания УВ в ДО р. Черной вносит травянистая растительность. За вычетом доли биогенных гомологов антропогенные высокомолекулярные УВ здесь составляют 12.7%. Другая причина аномально высокого уровня УВ в ДО р. Черной — присутствие сероводорода, который, создавая восстановительные условия, способствует консервации УВ и препятствует их окислению. В результате, независимо от генезиса УВ, они накапливаются в ДО. В ДО р. Матренихи, напротив, на долю нефтяных УВ приходилось 82.8% суммы высокомолекулярных *n*-алканов. В ДО рек Быкова, Половинки, Гнилая Падь, Березовой высокомолекулярные

антропогенные УВ присутствовали в количестве 24.6–33.8% от суммы длинноцепочечных гомологов.

Индекс СРІ в высокомолекулярной области варьировал от 0.15 до 10.0, что указывает на разный вклад УВ терригенного и антропогенного происхождения в содержание УВ, определяемых методом ИК-фотометрии как “нефтепродукты”. Величина СРІ, близкая к 1, характеризует степень зрелости ОВ, так как в диагенетически преобразованном ОВ выравнивается соотношение между нечетными и четными гомологами [45]. Это же относится к ДО, содержащим высокомолекулярные фракции НП. Типичная картина выявлена в ДО р. Березовой с содержанием УВ = 1768 мг/кг и СРІ = 1. Высокомолекулярные УВ в ДО в различной степени подвержены деградации, на что указывают различия величин ОЕР.

Изопреноидные алканы фитан и пристан обнаружены в составе УВ отдельных водотоков. Од-

Таблица 4. Летучие органические соединения в ДО малых рек района г. Хабаровска

Компонент, мкг/см ³	Водотоки									
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	№ 10
Ацетальдегид	0.20	0.14	0.08	0.16	0.22	0.09	0.22	0.22	0.11	0.61
Ацетон	0.05	0.06	0.01	0.05	0.05	0.03	0.05	0.05	0.03	0.30
Бензол	0.01	0.03	—	0.02	0.0002	0.0005	0.0001	—	0.0004	0.0028
Бутанол	—	0.03	—	—	—	—	—	—	0.17	—
Бутилацетат	—	0.003	—	—	—	—	—	0.01	0.003	—
Изобутанол	—	0.003	—	—	—	—	—	—	—	—
Гексан	0.12	0.02	—	—	0.60	—	—	0.47	—	0.0043
Изопропилбензол	—	0.003	—	—	—	—	0.0003	—	0.002	—
Пропанол-1	—	—	—	0.02	—	—	—	—	—	—
Пропанол-2	0.11	—	0.005	0.08	0.03	—	0.074	—	—	2.67
Метанол	0.94	0.68	0.14	0.22	0.06	0.08	0.06	0.15	—	1.41
М-ксилол	—	0.006	—	—	—	—	—	—	0.092	—
О-ксилол	0.001	0.004	0.001	0.0004	0.0007	0.001	0.0013	0.0011	—	—
П-ксилол	—	0.005	—	—	—	—	—	—	—	0.0015
Толуол	—	0.002	0.0001	—	0.0064	—	0.002	0.71	0.0002	0.032
Этилацетат	0.027	0.025	0.002	0.006	—	—	0.0023	—	0.0006	0.0063
Этилбензол	—	0.002	—	—	0.0003	—	—	—	—	—

новременно они присутствовали в составе УВ только в ДО р. Черной. Величина соотношения пр/фт = 1.68 в данном водотоке, наряду с высоким содержанием пристана в ДО р. Гнилая падь, отражает достаточно интенсивные процессы деструкции УВ в ДО, в результате которых происходит снижение содержания наименее устойчивого к деградации фитана.

Летучие органические соединения в донных отложениях

Разрушение УВ и других ОВ при биохимической деградации в зоне активного водообмена сопровождается образованием и накоплением различных типов полярных кислородсодержащих ОВ (спирты, альдегиды, кетоны, сложные эфиры, органические кислоты), выходящих за пределы понятия “нефтепродукты”. Класс опасности для большинства этих соединений не установлен, но они обладают большей токсичностью, чем сама нефть. Особенно это касается продуктов трансформации ароматического строения, обладающих канцерогенными свойствами. Показатель “свежего” нефтяного загрязнения гидросферы — присутствие в водах и ДО низкомолекулярных ароматических УВ (бензол и его гомологи).

Полученные результаты хроматографического анализа ЛОС в ДО исследованных водотоков показывают (табл. 4), что в ДО преобладают анаэробные процессы брожения с образованием ря-

да таких соединений, как ацетальдегид, ацетон, пропанол, этилацетат, бутилацетат и др., большинство этих веществ обладает характерным резким запахом и высокой токсичностью. В большинстве образцов ДО выявлены бензол, толуол, ксилолы. Согласно гигиеническим нормативам, бензол, этилбензол принадлежат к классу 1 опасности, метанол — к классу 2, ксилолы — к классу 3, толуол — к классу 4. В настоящее время утвержденные экологические нормативы содержания загрязняющих веществ в ДО отсутствуют. Для почв существуют ПДК для некоторых ароматических соединений: бензола, толуола, ксилолов — 0.3 мг/кг, изопропилбензола — 0.5 мг/кг [9]. В составе ЛОС большинства водотоков выявлен метанол, максимальное его содержание (1.41 мкг/см³) выявлено в р. Березовой, загрязненной стоками свиного комплекса. Его присутствие в ДО обусловлено образованием метана, который окисляется бактериями сем. *Methylomonadaceae* до углекислого газа и воды. Метанол — промежуточный продукт окисления метана и накапливается в ДО в анаэробных условиях [8]. Следует отметить, что в песчаных ДО мелководных рек Осиновой, Красная Речка и Полежаевки содержание таких продуктов микробиологической деструкции ОВ, как ацетальдегид и метанол, было ниже, чем в водотоках с илистым дном.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ полученных данных показал, что источники формирования ОВ, в том числе УВ в ДО исследованных водотоков, — как антропогенные, так и биогенные предшественники. Углеводородный состав, исследованный на уровне молекулярных маркеров, зависел от типа ДО. Для ДО рек Осиновой, Красная Речка, Правой и Полежаевки, пересекаемых автомобильными трассами с интенсивным движением, выявлено доминирование в ДО легких УВ, характерных для автомобильного топлива и продуктов горения растительности. Они сорбируются песчаными фракциями за счет малых глубин водотоков. В формировании углеводородного пула илистых ДО рек Гнилая падь и Березовой в большей степени принимают участие как жидкие, так и высокомолекулярные НП, в сумме доминирующие над содержанием биогенных УВ. Наибольшую антропогенную углеводородную нагрузку испытывают ДО р. Матренихи, где содержание высокомолекулярных гомологов нефтяного генезиса составляет 82.8% от суммы УВ. Основной источник ОВ, в том числе УВ в ДО р. Черной, — травянистая растительность лугово-болотного ландшафта ее водосбора, где на долю суммарного содержания жидких и высокомолекулярных антропогенных УВ приходится только ~22%. В ДО рек Быкова и Половинки, протекающих за городской чертой, УВ антропогенного и биогенного генезиса присутствуют в различных сочетаниях, общая тенденция — доминирование длинноцепочечных УВ, среди которых маркеры биогенного (терригенного) генезиса составляют 54.5 и 32.7% соответственно. Как антропогенные, так и биогенные высокомолекулярные УВ в разной степени деградированы, что обусловлено их строением, физико-химическими и микробиологическими процессами в ДО.

В остальных водотоках УВ антропогенного и биогенного генезиса присутствуют в разных сочетаниях с явным преимуществом (65–86% от суммы *n*-алканов) высокомолекулярных в разной степени деградированных УВ. ОВ, аккумулированные в ДО малых водотоков и подвергающиеся микробиологической трансформации, приводят к вторичному загрязнению водной среды, что значительно ухудшает экологическую обстановку прилегающего района и приемника их вод — р. Амур.

По микробиологическим показателям качество воды исследованных водных водотоков оценивается в диапазоне “умеренно загрязненная” — “грязная”.

По принятым в настоящее время градациям содержания УВ, ДО исследованных рек оцениваются в диапазоне “слабо загрязненные” — “очень грязные”.

ДО всех исследованных водотоков характеризуются превышением параметра перегрузки очищающей способности ($P = \text{УВ}/C_{\text{орг}}, \%$) в 4.5–121 раз. Величина P положительно коррелировала с численностью гетеротрофных бактерий ($r = 0.718$), осуществляющих данные процессы.

В составе ЛОС количественно преобладали продукты микробиологической трансформации ОВ.

По содержанию пигментов большинство исследованных ДО относится к гиперэвтрофному типу.

Отсутствие токсических реакций микробных сообществ ДО (снижение численности и разнообразия эколого-трофических групп) в присутствии высоких (до 5081 мг/кг) концентраций УВ свидетельствует о высоком уровне адаптации микробных сообществ к УВ, включающим в себя компоненты как биогенного, так и антропогенного генезиса.

Авторы выражают благодарность Г.М. Филипповой (Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов при ИВЭП ДВО РАН), С.И. Левшиной и М.А. Климину (ИВЭП ДВО РАН) за помощь в выполнении анализов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аверьянова Л.П., Горейко Д.Л., Кулаков В.В. Подземные воды района Хабаровска и их загрязнение // Вопросы географии Дальнего Востока. Хабаровск: как он есть сегодня (экологическое состояние). 1998. № 21. С. 115–118.
2. Артемьев В.Е. Геохимия органического вещества в системе река—море. М.: Наука, 1993. 204 с.
3. Бельчикова Н.П. Определение гумуса почвы по методу И.В. Тюрина // Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. С56–62.
4. Беляев Н.А. Органическое вещество и углеводородные маркеры Белого моря. Автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. МИО РАН, 2015. 24 с.
5. Бродский Е.С., Буткова О.Л., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б. Идентификация источников разлива нефтепродуктов в почве и донных отложениях методом газовой хроматографии-масс-спектрометрии // Масс-спектрометрия. 2010. № 7. Вып. 2. С. 139–146.
6. Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.
7. Галимов Э.М., Кодина Л.А., Степанец О.В. Биогеохимия и проблемы радиоактивного загрязнения морей России (на примере Карского моря) // Фундаментал. исслед. океанов и морей. Т. 2. М.: Наука, 2006. С. 440–465.
8. Гальченко В.Ф. Метанотрофные бактерии. М.: ГЕОС, 2001. 496 с.
9. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.
10. Гаретова Л.А., Фишер Н.К., Имранова Е.Л., Кириенко О.А., Кошельков А.М. Особенности формирова-

- ния органических соединений в грунтах и донных отложениях промзоны г. Хабаровск // Геохимия. 2021. Т. 66. № 5. С. 464–472.
11. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков.
12. ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*. ИПК. М.: Изд-во стандартов, 1990.
13. Другов Ю.С., Родин А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов. Практическое руководство. М.: БИНОМ, Лаб. знаний, 2007. 270 с.
14. Емцев В.Т. Мишустин Е.Н. Микробиология. М.: Дрофа, 2005. 445 с.
15. Кремлева Т.А. Геохимические факторы устойчивости водных систем к антропогенным нагрузкам. Автореф. ... док. хим. наук. Тюмень: Изд-во Тюменского гос. ун-та, 2015. 50 с.
16. Кузнецова И.А., Дзюбан А.Н. Изменение структуры и функционирования бактериальных сообществ под воздействием нефтяного загрязнения грунтов // Биология внутр. вод. 2004. № 1. С. 110–112.
17. Немировская И.А. Изменчивость различных соединений в воде, взвеси и осадках Волги летом 2009 г. // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 5. С. 533–545.
18. Немировская И.А. Углеводороды в океане (снег — лед — вода — донные осадки). М.: Науч. мир, 2004. 328 с.
19. Немировская И.А. Углеводороды Белого моря (пути поступления, формы миграции, генезис) // Геохимия. 2005. № 5. С. 542–554.
20. Немировская И.А., Боев А.Г., Титова А.М., Торгунова Н.И. Исследование Волги в рейсе научно-исследовательского судна “Академик Топчиев” // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 2. С. 342–345.
21. Немировская И.А., Островская Е.В. Мониторинг органических соединений в водосборе Волги // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018. Т. XXXIX. № 4. С. 65–85.
22. Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Химический состав органических и минеральных веществ иловых донных отложений незагрязненных водных объектов // Вод. ресурсы. 2006. № 1. С. 71–77.
23. Никитина З.И., Голодяев Г.П. Экология микроорганизмов и санация почв техногенных территорий. Владивосток: Дальнаука, 2003. 179 с.
24. Оборин А.А., Хмурчик В.Т., Иларионов С.А., Маркарова М.Ю., Назаров А.В. Нефтезагрязненные биогеоценозы. Пермь: ПГНИУ, УрО РАН, 2008. 511 с.
25. Петров А.А. Химия алканов. М.: Наука, 1974. 243 с.
26. ПНД Ф 14.1:2.4.201-03. Методика выполнения измерений массовой концентрации ацетона и метанола в пробах питьевых, природных и сточных вод газохроматографическим методом. М., 2003. 17 с.
27. ПНД Ф 14.1:2.4.57-96. Методика выполнения измерений массовых концентраций ароматических углеводородов в питьевых, природных и сточных водах газохроматографическим методом. М., 2011. 18 с.
28. ПНД Ф 16.1:2.2.22–98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органно-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. М.: Гос. ком. РФ по охране окружающей среды, 2005. 21 с.
29. Розолина Е.А. Геохимические изменения в составе нефти при биodeградации // Разведка и охрана недр. 2010. № 4. С. 63–68.
30. Сигарева Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях Волжских водоемов. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2012. С. 217 с.
31. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законов В.В. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели трофического состояния малой реки // Вода: химия и экология. 2015. № 1. С. 18–24.
32. Уварова В.И. Современное состояние качества воды р. Оби в пределах Тюменской области // Вестн. экологии, лесоведения и ландшафтоведения. Тюмень: ИПОС СО РАН, 2000. Вып. 1. С. 18–26.
33. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: APCO, 2018. С. 415 с.
34. Andreou G., Rapsomanikis S. Origins of n-alkanes, carbonil compounds and molecular biomarkers in atmospheric fine and coarse particles of Athens, Greece // Sci. Total Environ. 2009. V. 407. P. 5750–5760.
35. Carr A.S., Boom A., Grimes H.L., Chase B.M., Meadows M.E., Harris A. Leaf wax n-alkane distributions in arid zone South African flora: Environmental control, chemotaxonomy and paleoecological implication // Organic Geochem. 2014. V. 67. P. 72–84.
36. Eckmeier E., Wiesenberger G.L.B. Short-chain n-alkanes (C₁₆–C₂₀) in ancient soil are useful molecular markers for prehistoric biomass burning // J. Archaeol. Sci. 2009. V. 36. P. 1590–1596.
37. Heider J., Spormann A.M., Beller H.R. Anaerobic bacterial metabolism of hydrocarbons // FEMS Microbiol. Reviews. 1999. V. 22. P. 459–473.
38. Hockun K., Mollenhauer G., Ho S.L., Hefter J., Ohlen-dorf C., Zolitschka B., Mayr C., Lücke A., Schefuß E. Using distributions and stable isotopes of n-alkanes to disentangle organic matter contributions to sediments of Laguna Potrok Aike, Argentina // Organic Geochem. 2016. V. 102. P. 110–119.
39. Kuhn Th.K., Krull E.S., Bowater A., Grice K., Gleixner G. The occurrence of short chain n-alkanes with an even over odd predominance in higher plants and soil // Organic Geochem. 2010. V. 41. P. 88–95.
40. Li Y., Xiong Y. Identification and quantification of mixed sources of oil spills based on distribution and isotope profiles of long-chain n-alkanes // Mar. Poll. Bull. 2009. V. 58. P. 1868–1873.
41. Maximovich N.G., Menshikova E.A., Osovetskiy B.M. Hard technogenic components in alluvium and environment. The 31st Int. Geol. Congress. Rio de Janeiro: Geol. Surv., 2000. P. 4355.
42. Möller W.A.A., Schart B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 327–329.

43. *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.
44. *Perrone M.G., Carbone C., Faedo D., Ferrero L., Maggioni A., Sangiorgi G., Bolzacchini E.* Exhaust emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes and phenols from vehicles coming within different European classes // *Atmospheric Environ.* 2014. V. 82. P. 391–400.
45. *Peters K.E., Walters C.C., Moldowan J.M.* The biomarker guide: Biomarkers and isotopes in petroleum systems and Earth History. Cambridge: Univ. Press, 2005. V. 2. 1155 p.
46. *Renee I.A., Khalil N.M., Roushdie M.I.* Monitoring of pollution in sediments of the coasts in Egyptian Red Sea // *Egyptian J. Petroleum*. 2016. V. 25. Is. 1. P. 133–151.
47. *Sojinu S.O., Sonidar O.O., Ekundayo O., Zeng E.Y.* Assessing anthropogenic contamination in surface sediments of Niger Delta, Nigeria with fecal sterols and n-alkanes as indicators // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 441. P. 89–96.
48. *Zech M., Krause T., Meszner S., Faust D.* Incorrect when uncorrected: Reconstructing vegetation history using n-alkane biomarkers in loess-paleosol sequences – a case study from the Saxonian loess region, Germany // *Quaternary Int.* 2013. V. 296. P. 108–116.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.58-043.7(282.247.345)

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ ВАРИАЦИИ ИХТИОЦЕНОВ РЕКИ БЕЛЬБЕК¹

© 2023 г. Е. П. Карпова^а, *, С. В. Статкевич^а, Э. Р. Аблязов^а

^аФедеральный исследовательский центр “Институт биологии южных морей
им. А.О. Ковалевского РАН”, Севастополь, 299011 Россия

*e-mail: karpova_jeu@mail.ru

Поступила в редакцию 13.12.2021 г.

После доработки 26.10.2022 г.

Принята к публикации 30.10.2022 г.

Представлены результаты изучения видового состава, разнообразия и динамики ихтиоценозов среднего течения р. Бельбек — одной из малых рек Крымского п-ова, активно используемой для устранения дефицита водоснабжения последних лет. В настоящее время река подвергается значительному антропогенному воздействию. Прослежены тренды изменения структуры рыбного населения по мере хозяйственного освоения реки и выявлены основные формы негативного экологического воздействия. Отмечено, что на коротком временном промежутке произошли ухудшение структуры водных сообществ и резкое снижение разнообразия. Наблюдаются также уменьшение численности и деформация популяционной структуры аборигенных видов рыб — крымской шемаи *Alburnus mentoides*, крымского усача *Barbus tauricus*, крымского пескаря *Gobio krymensis*. Показано определяющее влияние гидростроительных и гидротехнических мероприятий на деструктивные процессы в водных экосистемах.

Ключевые слова: Крым, малые реки, ихтиофауна, биоразнообразие, структура сообществ, видовое богатство, антропогенные факторы.

DOI: 10.31857/S0321059623020104, **EDN:** INAOSJ

ВВЕДЕНИЕ

Проблема стабильного снабжения пресной водой и организации земледелия в Крыму всегда была достаточно острой ввиду недостаточного влагообеспечения большей части его территории. Кроме того, на протяжении последних десятилетий в южных регионах России наблюдается усиление аридизации, выражающееся в росте частоты и интенсивности весенне-летних засух [6]. В связи с этим состояние биоты малых рек — основы гидрографической сети полуострова — чрезвычайно важный показатель, так как экологическая емкость, или максимальная техногенная нагрузка, которую экосистемы способны выдержать, для таких рек весьма невелика.

Из многочисленных характеристик водотоков следует выделить такой показатель, как состояние их экологического благополучия, нарушение которого приводит к негативным последствиям. Решение проблем рационального использования

ограниченных водных ресурсов в современных условиях требует разработки адекватных мер по сохранению биоразнообразия водотоков, так как это один из важнейших факторов сохранения качества их вод и способность их к самоочищению. Анализ закономерностей формирования биоразнообразия рек горного типа усложнен высотной зональностью и большим количеством факторов, в том числе антропогенного характера, трудно поддающихся количественной оценке.

Одна из основных рек Крыма — Бельбек, входящая в группу рек юго-западного макросклона Крымских гор. Длина русла реки — 55 км, площадь водосборного бассейна — 505 км², это наиболее многоводная река Крыма [20].

Верховья Бельбека — на северо-западных склонах Главной гряды Крымских гор. Река начинается у с. Счастливого слиянием горных водотоков Манатотра и Биук-Узенбаш, начало которого — мощный карстовый источник. Реки, составляющие верховья Бельбека, — горные потоки с узкими руслами, большим падением, крутыми высокими берегами. Самый полноводный приток Бельбека — р. Коккозка (длина 18 км), который образуется от слияния двух рек: Аузун-Узень и

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ (21030100028-0 “Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана”).

Сары-Су. Долина правого притока Аузун-Узень представляет собой гигантскую расселину, известную как Большой Каньон Крыма. Аузун-Узень принимает с левого берега воды родника Пания — одного из крупнейших карстовых источников Крыма со средним многолетним расходом 370 л/с [18]. В верховьях Бельбека в 1964 г. был построен комплекс гидротехнических сооружений, включающий в себя водохранилища Счастливое-1 на р. Биюк-Узенбаш, Счастливое-2 на р. Манагтра и Ключевское на руч. Карстовом. Самое большое из трех водохранилищ — Счастливое-2 объемом 11,8 млн м³ и максимальной глубиной 53 м. У с. Счастливого находится северный портал гидротоннеля длиной 7216 м, по которому вода из водохранилищ поступает в Ялту [15].

У с. Голубинка русло Бельбека, пересекая продольную долину между Главной и Внутренней горными грядами, значительно расширяется (до 40–50 м). В среднем и нижнем своем течении (от пос. Куйбышево до устья) р. Бельбек течет со значительно меньшими, чем в верховьях, уклонами, по широкой V-образной долине.

При приближении к морю долина реки постепенно расширяется. В нижнем течении Бельбек прорезает мощные глинистые наносы; река имеет здесь незначительный уклон. Впадает река в Черное море у с. Любимовка.

В настоящее время Бельбек — источник водоснабжения значительного количества населенных пунктов и сельскохозяйственных предприятий. В связи с прекращением подачи днепровской воды нагрузка на все крымские реки значительно возросла, происходит изъятие больших объемов воды, причем зачастую несанкционированно, что затрудняет возможность учета. Поэтому реакция экосистемы — единственный и наиболее представительный способ оценки степени негативных воздействий. Один из главных показателей стабильности экосистемы — биоразнообразие различных групп организмов, обуславливающее ее изменчивость и устойчивость по отношению к колебаниям факторов среды [9]. Основные критерии при этом — показатели альфа-разнообразия сообществ, а также состояние популяций видов-индикаторов, наиболее остро реагирующих на изменения среды [17, 23, 24]. Применение индексов биоразнообразия, которые отличаются относительной простотой расчета и универсальностью, возможно к разным таксономическим группам, однако в горных реках с обедненными фито- и зоопланктонными сообществами наиболее удобный объект — сообщества рыб.

Связность различных элементов среды обитания в широком пространственно-временном контексте определяет итоговые реакции рыб: на индивидуальном уровне — показатели роста; на уровне популяции — ее половозрастную струк-

туру, смертность и т. д.; на уровне сообществ — показатели относительного и абсолютного обилия, разнообразия, встречаемости. При этом следует учитывать, что для рыбных сообществ малых горных рек характерно достаточно малое разнообразие, отражающее ограниченность местообитаний и гидрологический режим [22].

В соответствии с этими закономерностями статус ихтиофауны — важный датчик состояния окружающей среды различных масштабов и хороший инструмент мониторинга [10, 25]. Структура сообществ рыб, в частности относительное обилие (доли всех видов в сообществах по численности или биомассе), дает информацию об общем уровне сохранности или деградации экосистемы. Характер локального распределения ихтиофауны, структура популяций, сезонность и характеристики роста могут указывать на качество и степень воздействия экологических факторов более мелкого масштаба.

Цель исследования — оценка современного состояния и трендов изменения структуры сообществ рыб р. Бельбек при увеличении антропогенного воздействия на водоток.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Регулярные исследования ихтиофауны в р. Бельбек были начаты в 2007 г. Они проводились на пяти идентичных по биотопическим характеристикам станциях в среднем течении реки в районе сел Дальнего (ст. 1), Верхнесадового (ст. 2), Красный Мак (ст. 3), Куйбышево (ст. 4), Аромат (ст. 5) (рис. 1). Первые три станции расположены ниже внутренней гряды крымских гор, две последние — выше. Сбор проб проводили в 2007–2009, 2015, 2017, 2018 и в 2021 гг. Эпизодические качественные исследования видового состава таксоценов проводились на других участках русла выше и ниже по течению, а также в устьевой части и лентических водоемах бассейна реки.

Для сбора ихтиологических проб в русле реки применяли метод гона. Для этого при помощи мальковой волокуши из хамсароса с шагом ячеи 6 мм либо сака из того же материала, имеющего входное отверстие полукруглой формы размером 1,6 × 0,8 м и площадь 1 м², и загораживания из мелкочейного хамсароса отгораживался участок русла реки протяженностью ~50 м. Рыбы с этого участка сгонялись в орудие лова с 3–5-кратной повторностью. При этом максимально вылавливалось все рыбное население от сеголетков до старших возрастных групп. Аналогичным образом обловы повторяли на 3–5 участках в районе станции сбора проб, удаленных друг от друга на 100–300 м. Для уточнения видового состава рыб также проводили качественные сборы при помо-



Рис. 1. Река Бельбек с притоками и станции отбора проб (обозначены черными маркерами) на гидрографической схеме Крыма.

щи ручных сачков, вентерей, крючковых снастей и ставных жаберных сетей с ячейей от 12 до 30 мм.

Исследования проводили в меженный период с июня по октябрь включительно. После вылова в лабораторных условиях проводили видовую идентификацию рыб [1, 4, 5], промеры и взвешивание всех экземпляров [11]. Видовые названия приводятся по [8]. Всего биологический анализ выполнен для 3916 экземпляров рыб.

В период 2007–2018 гг. анализ показателей видового сходства и разнообразия проводили для всех станций в среднем течении (ст. 1–5) совместно ввиду отсутствия существенных различий видового состава, количественных показателей и характеристик окружающей среды в водотоке. В 2021 г. сравнение проводили также для различных географических локаций из-за значительного изменения факторов воздействия на разных станциях. Таким образом, в анализе рассмотрено в общей сложности 12 выборок. Для определения степени видового сходства ихтиофаун разных участков русла в разные временные периоды применен коэффициент Серенсена–Чекановского. Для количественной оценки различий между выборками на основе показателей обилия каждой из них использовали меру несходства Брея–Керти-са. Показатели альфа-разнообразия оценивали с применением индекса видового разнообразия Шеннона H, индекса видового богатства Маргалеса D, индекса выровненности Пиелу E и индекса доминирования Симпсона C [26]. Критерием доминирования была доля вида в уловах [14], % общей численности улова: редкий вид –

<0.1, малочисленный – 0.1–1.0, обычный – 1.1–5.0, субдоминантный – 5.1–10.0, доминантный – >10, супердоминантный – >50%. При сравнительном анализе рассматривали три временных периода: 2007–2009, 2015–2018 гг., 2021 г., – что связано со степенью воздействия на водоток в ходе осуществления мероприятий по водообеспечению Крыма. Первый период отличался высокой стабильностью и относительно небольшими объемами водозабора, во втором происходило постепенное их увеличение, а в 2021 г. в районе с. Дальнего был построен и введен в эксплуатацию Бельбекский водозабор – крупное гидротехническое сооружение для водоснабжения г. Севастополя. Кроме того, для увеличения заполнения Бельбекского водозабора была проведена расчистка русла в районе с. Аромат, в ходе которой были полностью уничтожены донные, береговые и прибрежные биоценозы (рис. 2).

РЕЗУЛЬТАТЫ

В ходе исследований в составе ихтиофауны р. Бельбек было отмечено всего 26 видов рыб (табл. 1).

Наибольшее количество (13) видов наблюдалось в устьевой части. Из них к аборигенным пресноводным относились всего 3 (голавль, крымский пескарь и усач, последний встречался единично). Также морские рыбы (три вида кефалей) заходили в устье реки на нагул и были факультативными для этого участка. Шесть видов (серебряный карась, амурский чебачок, щука, гамбу-



Рис. 2. Река Бельбек в районе с. Аромат до (слева) и после (справа) расчистки русла.

зия, бычки песочник и трубконосый) относятся к чужеродным для рек юго-западного Крыма, все они, кроме щуки, были весьма многочисленны на данном участке.

Вторым районом по разнообразию видов были лентические водоемы бассейна реки, при этом все обнаруженные в них виды были намеренно или случайно интродуцированными.

Аборигенная фауна максимальное развитие имела в среднем течении реки. Из чужеродных видов здесь единично (в количестве 1–2 особей) отмечены серебряный карась, карп, щука и солнечный окунь. Ниже внутренней гряды Крымских гор в составе сообществ присутствовала шемая крымская, выше по течению этот вид уступал место ручьевой форели, которая оставалась единственным видом выше 500–600 м над уровнем моря.

На протяжении ~25 км в среднем течении реки, очень однородного по своим биотопическим характеристикам, таксономический состав и структура ихтиоценозов были во многом идентичны. Стабильным супердоминантом была южная быстрянка (табл. 2), доля которой составляла в среднем >80%, что характерно для горных рек юго-западного Крыма [22]. В доминирующий комплекс эпизодически входили также крымская шемая (2008–2009 гг., район с. Верхнесадовое; 2015 г., район с. Красный Мак), крымский усач (2009 г., район с. Верхнесадовое; 2018 г., район с. Аромат) и голавль (2009 г., район с. Верхнесадовое). Крымский пескарь и усач в отдельных случаях также входили в состав субдоминантов (6.2–6.6%), но чаще все эти виды были обычными или малочисленными (0.3–4.6%).

Среди прочих видов, доля которых была невелика и значительно варьировала, отмечались как чужеродные виды (солнечный окунь, серебряный карась, карп), так и усатый голец, статус которого в р. Бельбек неясен. С одной стороны, вид относится к аборигенным для рек северо-восточного макросклона крымских гор; с другой – в реках юго-западного макросклона (Черная, Бельбек, Кача, Альма), отделенных водоразделом, ранее он не отмечался, и локальная популяция в р. Бельбек была обнаружена лишь в конце 1990-х гг. [3]. Однако и среди вселенцев, распространявшихся в реках в основном с рыбопосадочным материалом из прудов, никогда не наблюдался столь реофильный вид.

На дендрограмме, построенной с применением ординационного анализа, на основе относительного обилия видов из общего кластера выделялись выборки (№ 2–4, 7) с более высокими показателями альфа-разнообразия (рис. 3), т. е. максимальными для исследуемых выборок значениями индексов Шеннона–Уивера, видового богатства, доминирования и выровненности, что наблюдалось эпизодически при снижении обилия и доминирования южной быстрянки. Причиной этого было образование нерестовых или нагульных скоплений таких видов, как шемая, голавль и усач. В частности, одно из таких скоплений шемаи наблюдалось в районе стока вод из мелководного эвтрофированного пруда в русло реки.

Однако в целом, видовое богатство и разнообразие в сообществах рыб было чрезвычайно низким (табл. 3) даже по сравнению с аналогичными показателями прочих горных рек Крыма и Кавказа [10, 22]. Сообщества рыб реки на протяжении

Таблица 1. Видовой состав рыб в бассейне р. Бельбек (1 — устье реки, 2 — среднее течение, 3 — верхнее течение, 4 — пруды и водохранилища бассейна реки)

	Вид	1	2	3	4
1	Карась серебряный <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+		+
2	Карп, сазан <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758		+		+
3	Усач крымский <i>Barbus tauricus</i> Kessler, 1877	+	+	+	
4	Толстолобик белый <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)				+
5	Толстолобик пестрый <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)				+
6	Пескарь крымский <i>Gobio krymensis</i> Bănărescu & Nalbant, 1973	+	+	+	
7	Чебачок амурский <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	+			
8	Голавль <i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	
9	Быстрянка южная <i>Alburnoides fasciatus</i> (Nordmann, 1840)		+	+	
10	Шемая крымская <i>Alburnus mentoides</i> Kessler, 1859		+		
11	Верховка <i>Leucaspis delineatus</i> Heckel, 1843				+
12	Плотва <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)				+
13	Голец усатый <i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)		+	+	
14	Форель ручьевая <i>Salmo trutta labrax</i> Linnaeus, 1758			+	
15	Щука <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	+		+
16	Кефаль сингиль <i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	+			
17	Кефаль пиленгас <i>Planiliza haematocheilus</i> (Temminck & Schlegel, 1845)	+			
18	Кефаль лобан <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	+			
19	Хольбрукская гамбузия <i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	+			+
20	Колюшка трехиглая <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	+			
21	Солнечный окунь <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)		+		+
22	Ерш обыкновенный <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)				+
23	Окунь речной <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758				+
24	Судак <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)				+
25	Бычок песочник <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+			
26	Бычок трубконосый <i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	+			
	Всего	13	10	6	12

всего периода исследований характеризовались высокой степенью доминирования С и малой выровненностью Е. Доминирование южной быстрянки в целом обычно для крымских рек [22], как и большое число видов не может считаться критерием благополучного состояния ихтиоценозов ввиду того, что оно обусловлено значительным количеством чужеродных представителей ихтиофауны. Однако после 2015 г. наблюдается явная тенденция ухудшения всех показателей как в среднем течении в целом, так и на отдельных станциях (2021 г.). Критическая ситуация наблюдалась в 2021 г. в нижней части среднего течения (табл. 3), где рыбные сообщества практически полностью отсутствовали.

В период 2007–2009 гг. наблюдалось значительное видовое сходство ихтиоценозов (табл. 3),

свидетельствующее о стабильности их состояния; в дальнейшем высокий уровень сходства наблюдался значительно реже. Количественные вариации, напротив, были постоянными, что нашло отражение в большой изменчивости индекса Брея–Кертиса. Очевидно, в русле происходит постоянное перераспределение группировок рыб, зачастую связанное с гидрологической ситуацией, в первую очередь — с прохождением паводков или с обмелением в результате как сезонных и климатических воздействий, так и интенсивного водозабора, причем выделить природную и антропогенную составляющие этого процесса не представляется возможным.

При сравнении структуры ихтиоценозов трех временных периодов (рис. 4) с применением критерия хи-квадрат между первым и вторым выяв-

Таблица 2. Структура рыбных сообществ по численности и биомассе в среднем течении р. Бельбек

Вид	Минимум	Максимум	Среднее			
			2007—2009 гг.	2015—2018 гг.	2021 г.	2007—2021 гг.
Численность, %						
<i>A. fasciatus</i>	43.5	100.0	81.3	79.8	94.0	85.0
<i>A. mentoides</i>	0	55.1	6.3	7.7	0.2	4.7
<i>B. tauricus</i>	0	14.4	5.6	6.9	1.1	4.5
<i>G. krymensis</i>	0	6.2	1.3	1.0	0.2	0.8
<i>S. cephalus</i>	0	19.8	5.6	3.4	0.4	3.1
Прочие	0	5.9	0	1.0	4.2	1.7
Масса, %						
<i>A. fasciatus</i>	17.3	100.0	49.8	65.4	96.6	70.6
<i>A. mentoides</i>	0	65.5	11.9	19.8	0.5	10.7
<i>B. tauricus</i>	0	37.1	12.8	5.8	0.9	6.5
<i>G. krymensis</i>	0	8.7	0.9	1.0	0.5	0.8
<i>S. cephalus</i>	0	48.2	24.7	7.0	0.2	10.6
Прочие	0	9.6	0	1.1	1.3	0.8

лены достоверные различия ($p < 0.05$) относительной доли видов по массе, что было обусловлено снижением количества старших возрастных групп и преобладанием мелких особей для всех видов, кроме быстрянки и голавля. Еще более значительно различались ихтиоценозы в 2021 г. В этот период резко снизились численность и биомасса всех видов, кроме быстрянки.

ОБСУЖДЕНИЕ

Аборигенная ихтиофауна р. Бельбек наиболее бедная среди всех рек юго-западного Крыма, в первой трети XX в. здесь было отмечено всего 4 вида рыб – быстрянка, усач, голавль и ручьевая форель [19]. В ходе освоения реки ее экосистема подвергалась ряду антропогенных воздействий, в результате чего таксономический состав пополнился новыми видами.

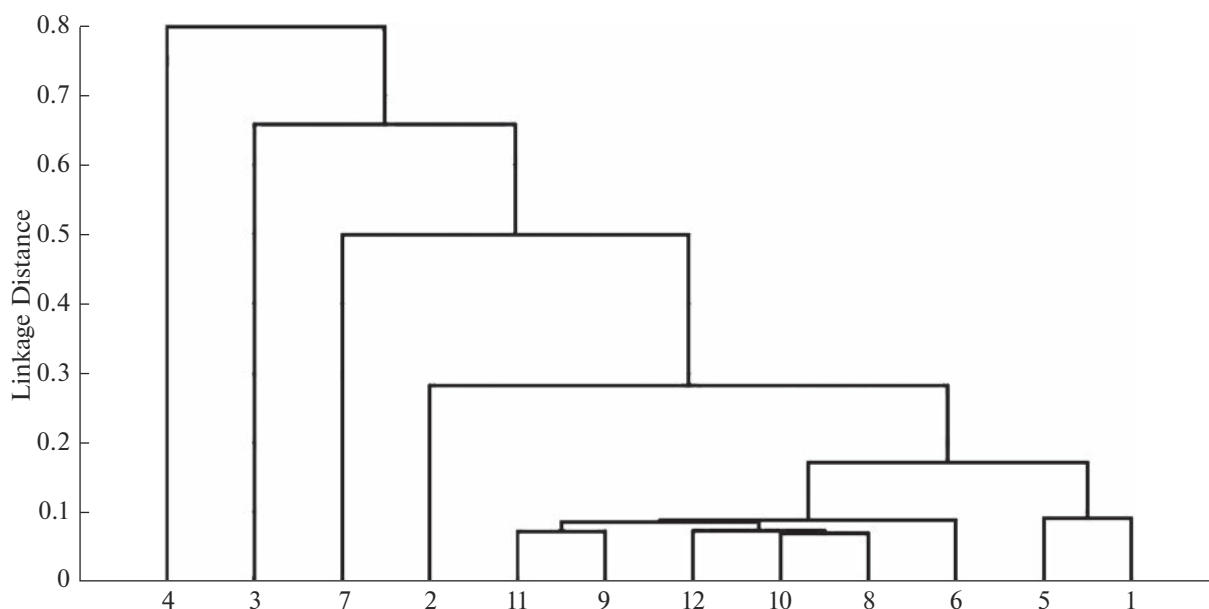


Рис. 3. Дендрограмма сходства рыбного населения в разные периоды и на разных станциях: 1 – 2007 г.; 2 – 2008 г.; 3 – 2009 г.; 4 – 2015 г.; 5 – 2016 г.; 6 – 2017 г.; 7 – 2018 г.; 8 – 2021 г. (ст. 1); 9 – 2021 г. (ст. 2); 10 – 2021 г. (ст. 3); 11 – 2021 г. (ст. 4); 12 – 2021 г. (ст. 5).

Таблица 3. Значения индексов Серенсена–Чекановского (выше диагонали, выделенной серым цветом), Брея–Кертиса (ниже диагонали), показателей разнообразия в разные временные периоды и на разных станциях исследования (1 – 2007 г.; 2 – 2008 г.; 3 – 2009 г.; 4 – 2015 г.; 5 – 2016 г.; 6 – 2017 г.; 7 – 2018 г.; 8 – 2021 г. (ст. 1); 9 – 2021 г. (ст. 2); 10 – 2021 г. (ст. 3); 11 – 2021 г. (ст. 4); 12 – 2021 г. (ст. 5))

	Локалитет											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1		0.9	1.0	0.8	0.9	0.8	0.8	0.3	0.7	0.8	0.7	0.5
2	0.7		0.9	0.6	0.8	0.6	0.7	0.4	0.5	0.9	0.8	0.6
3	0.6	0.3		0.8	0.9	0.8	0.8	0.3	0.7	0.8	0.7	0.5
4	0.8	0.4	0.2		0.7	0.7	0.8	0.5	0.6	0.7	0.3	0.3
5	0.1	0.7	0.6	0.7		0.7	0.7	0.3	0.6	0.7	0.6	0.4
6	0.9	0.5	0.7	0.6	0.9		0.8	0.5	0.9	0.7	0.9	0.7
7	0.5	0.4	0.4	0.7	0.8	0.7		0.3	0.9	0.5	0.9	0.8
8	1.0	0.7	0.8	0.8	1.0	0.4	0.9		0.4	0.5	0.4	0.5
9	0.7	0.3	0.3	0.6	0.7	0.5	0.3	0.7		0.4	0.8	0.9
10	0.6	0.3	0.4	0.6	0.6	0.6	0.2	0.8	0.2		0.6	0.7
11	0.7	0.2	0.4	0.6	0.7	0.6	0.3	0.7	0.1	0.2		0.9
12	0.2	0.7	0.7	0.8	0.2	0.9	0.5	0.9	0.6	0.6	0.6	
Показатели разнообразия												
D	0.68	0.72	0.85	0.47	0.85	0.66	0.83	—	0.71	0.45	0.71	0.35
H	0.38	0.8	1.29	0.75	0.59	0.38	0.68	—	0.43	0.18	0.27	0.24
C	0.16	0.41	0.67	0.51	0.26	0.18	0.33	—	0.19	0.07	0.14	0.11
E	0.07	0.19	0.27	0.18	0.1	0.12	0.14	—	0.1	0.04	0.06	0.04

нился значительным количеством видов, и к 2020 г. их число возросло более чем в 6 раз. Гидростроительство (укрепление берегов, строительство гидроузлов, мостов и т. д.) в значительной степени нарушило естественные гидрологические характеристики рек. Создание плотин гидроузлов приводит к увеличению площади лентических участков со слабым течением и зарослями водной растительности, более благоприятных для чужеродных лимнофильных видов, чем для аборигенных. Популяции населяющих крымские реки гидробионтов формировались в горной и предгорной зонах в условиях изоляции и влияния таких гидрологических факторов среды, как большие скорости течения, низкая температура воды, нестабильный водный режим. В результате здесь образовались уникальные реофильные биоценозы, отличающиеся высокой чувствительностью к изменениям условий окружающей среды и не выдерживающие конкуренции в новых для них условиях [12]. Зарыбление лентических водоемов, расположенных в бассейне реки, особенно проводимое без иктиологического контроля, стало причиной попадания в водоток чужеродных видов – карпа, серебряного карася, амурского чебака, гамбузии, солнечного окуня и двух видов бычков. Однако следует отметить, что в русле реки эти виды не задерживаются, их местообитание –

устьевая часть и лентические водоемы бассейна, где также отмечены два вида толстолобиков, верховка, плотва, окунь, ерш и судак. Некоторые из этих видов, такие как солнечный окунь и амурский чебачок, – весьма агрессивные по отношению к другим рыбам, а прочие составляют пищевую конкуренцию аборигенам и хозяйственно ценным видам. Популяции этих рыб в настоящее время населяют пруды и водохранилища, но при снижении водности реки, зарегулировании и появлении в русле заводей и плесов со слабым течением они охотно перемещаются в русло, как это произошло в других реках Крыма [21, 22].

Плотины гидроузлов могут быть серьезным препятствием для миграций рыб вдоль русла. Через несколько месяцев после начала эксплуатации гидроузла Бельбекского водозабора в реке ниже плотины рыбное население отсутствовало практически полностью, наблюдалось лишь незначительное количество сеголетков быстрянки. Индекс Серенсена–Чекановского – сходства с рыбным населением – в 2017 г. для этого же участка составлял всего 0.28, а с прочими станциями варьировал от 0.25 до 0.5, что свидетельствует о коренной перестройке рыбного сообщества. Необходимое для его восстановления время пока трудно оценить.

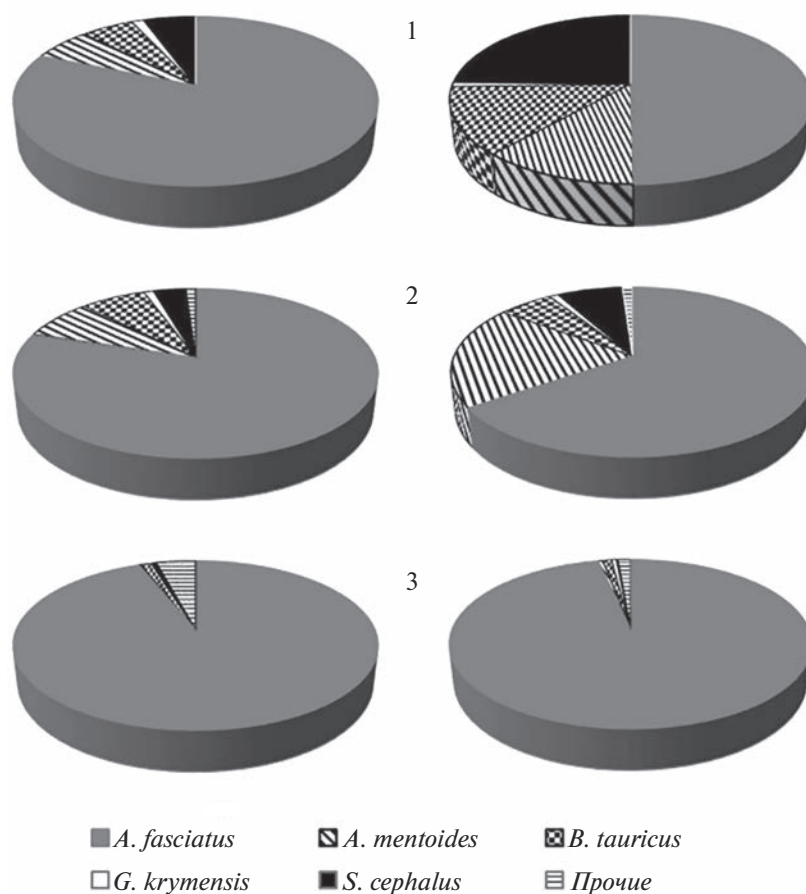


Рис. 4. Усредненная структура рыбных сообществ среднего течения р. Бельбек по численности (слева) и биомассе (справа) в разные временные периоды: 1 – 2007–2009 гг., 2 – 2015–2018 гг., 3 – 2021 г.

Интенсивный водозабор, приводящий к обмелению и даже пересыханию отдельных участков рек, особенно актуализировался в связи с прекращением подачи днепровских вод через Северо-Крымский канал. Наблюдается устойчивая негативная тенденция уменьшения речного стока малых рек с небольшой площадью водосборного бассейна [2, 16]. Следует отметить, что длительный период покрытие дефицита осуществлялось за счет увеличения объемов подачи днепровской воды на большую часть полуострова. В настоящее время значительное количество локальных водозаборов, в том числе несанкционированных, имеется на каждой из крымских рек, и работают они на полную мощность. Дополнительную экологическую нагрузку создает загрязнение рек, прежде всего коммунальными стоками [7]. Кроме того, браконьерство, широко распространенное многие годы, включает в себя как локальное использование незаконных орудий лова и вылов охраняемых видов, так и тотальное варварское истребление фауны с использованием электролова или химических реагентов.

Провести суммарный количественный учет всех воздействий — невыполнимая задача, особенно потому, что весьма велико количество нелегальных скрытно проводимых акций. Однако по отклику экосистемы можно делать выводы о наличии этих негативных воздействий и об их масштабе. Так, хотя в структуре рыбного населения за период с 2007 по 2018 г. не наблюдалось заметных колебаний численности видов, сдвиг биомассы в сторону преобладания одного доминанта (быстрянки) свидетельствует о нарушении возрастной структуры популяций шемаи, голавля и крымского усача.

При строительстве гидросооружений и выемке грунта, как для местного строительства, так и в целях расчистки русла, неоднократно происходило нарушение морфологии и целостности водных биотопов, приводящее к разрушению нерестилищ целого ряда аборигенных видов — крымского усача, шемаи крымской и крымского пескаря.

До недавнего времени наилучшими характеристиками разнообразия отличались сообщества верхней части среднего течения (ст. 5), что, оче-

видно, было связано с такими причинами, как весьма стабильная гидрологическая ситуация благодаря впадению полноводного притока Коккозка и слабое поступление коммунальных и сельскохозяйственных стоков, благодаря которым воды реки в нижней части в настоящее время относятся к категории загрязненных и грязных (4–5 класс), согласно “Схеме комплексного использования и охраны водных объектов Республики Крым” [13].

Однако именно этот район в 2021 г. подвергся разрушительному воздействию при реализации гидромелиоративных мероприятий, из-за чего его потенциал биоразнообразия, возможно, частично или значительно утрачен. Степень деградации сообществ этого участка могут показать только дальнейшие исследования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В водных сообществах р. Бельбек после достаточно длительного периода стабильности наблюдается тренд снижения показателей разнообразия и выявлены статистически достоверные изменения в структуре доминирования за счет снижения обилия аборигенных крымского усача, шемаи и пескаря и элиминации старших возрастных групп этих видов. В сложившихся экологических условиях единственный вид-супердоминант — южная быстрянка, наиболее эврибионтный представитель ихтиофауны.

Произошедшие изменения в основном связаны с гидростроительными и гидротехническими мероприятиями, направленными на создание и функционирование водозабора, призванного снизить дефицит водообеспечения, связанный с прекращением работы Северо-Крымского канала.

Проведенный анализ показал, что оценка динамики показателей альфа-разнообразия сообществ — высоко информативный метод для выявления чрезмерных экологических воздействий на экосистемы малых рек. На основе полученных данных представляется необходимой организация природоохранных территорий в районах с наиболее сохранившимися природными биотопами, а также иные подходы к проведению гидротехнических работ для сохранения биоразнообразия и самовосстановительного потенциала малых рек Крыма.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Ч. 1. С. 3–464; 1949. Ч. 2. С. 465–934; 1949. Ч. 3. С. 935–1381.
2. Богущая Е.М., Косицкий А.Г., Айбулатов Д.Н., Гречушников М.Г. Средний многолетний сток рек юго-западной части Крымского полуострова // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управ-

ление. 2020. № 2. С. 37–51.

<https://doi.org/10.35567/1999-4508-2020-2-3>

3. Болтачев А.Р., Игнатъев С.М., Колесникова Е.А., Неврова Е.Л. Проблемы сохранения биоразнообразия рек Севастопольского региона (на примере реки Бельбек) // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. Севастополь: Аквавита, 1999. Ч. 2. С. 247–257.
4. Веселов Е.А. Определитель пресноводных рыб фауны СССР. М.: Просвещение, 1977. 238 с.
5. Делямуре С.Л. Рыбы пресных водоемов. Симферополь: Крым, 1964. 70 с.
6. Золотокрылин А.Н., Титкова Т.Б., Черенкова Е.А. Вековые изменения засушливости юга Европейской России в весенне-летний период // Деградация земель и опустынивание: проблемы устойчивого природопользования и адаптации. Материалы международ. науч.-практ. конф. М.: МАКС Пресс, 2020. С. 148–152.
<https://doi.org/10.29003/m1697.978-5-317-06490-7/148-152>
7. Иванютин Н.М., Подовалова С.В. Загрязнение водных объектов Крыма сточными водами // Экология и строительство. 2018. № 1. С. 4–8.
<https://doi.org/10.33075/2220-5861-2018-3-140-146>
8. Карпова Е.П., Болтачев А.Р. Рыбы внутренних водоемов Крымского полуострова. Симферополь: Бизнес-Информ, 2012. 240 с.
9. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. 26 с.
10. Пашков А.Н., Решетников С.И. Сравнительная оценка состояния зообентосных и рыбных сообществ малых рек черноморского побережья северо-западного Кавказа // Изв. Самарского НЦ РАН. 2009. Т. 11. № 1–2. С. 119–123.
11. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / Под ред. П.А. Дрягина, В.В. Покровского. М.: Пищевая пром-сть, 1966. 376 с.
12. Решетников С.И., Пашков А.Н. Экосистемы малых рек Черноморского побережья Северо-Западного Кавказа. Краснодар: Биотех-Юг, 2009. 152 с.
13. Схема комплексного использования и охраны водных объектов бассейнов рек Республики Крым. Кн. 1. Общая характеристика речных бассейнов, расположенных на территории Республики Крым. 2016. 175 с. <https://gkvod.rk.gov.ru/ru/structure/698>
14. Терещенко В.Г., Надиров С.Н. Формирование структуры рыбного населения предгорного водохранилища // Вопросы ихтиологии. 1996. Т. 36. № 2. С. 169–178.
15. Тимченко З.В. Гидрография и гидрология рек Крыма. Симферополь: ДОЛЯ, 2010. 260 с.
16. Трансформация структуры водного баланса в Крыму в XX веке — начале XXI века и ее оптимизация / Под ред. В.А. Бокова. Симферополь: Крымский НЦ, 2011. 227 с.
17. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 327 с.
18. Устойчивый Крым. Водные ресурсы. Симферополь: Таврида, 2003. 413 с.

19. Цееб Я.Я. Предварительные итоги изучения ихтиофауны Крымских речек // Тр. Крымского НИИ. 1929. Т. 2. Вып. 2. С. 112–123.
20. Шутлов Ю.И. Воды Крыма: Научно-популярный очерк. Симферополь: Таврия, 1979. 96 с.
21. Karpova E.P. Alien species of fish in fresh-water ichthyofauna of the Crimea // Rus. J. Biol. Invasions. 2016. V. 7. № 4. P. 340–350.
<https://doi.org/10.1134/S2075111716040044>
22. Karpova E.P. Dynamics of the Structure and Diversity of Fish Communities in Mountain Rivers of the Crimea Based on the Example of the Alma River // Rus. J. Ecol. 2020. V. 51. Iss. 2. P. 166–173.
<https://doi.org/10.1134/S106741362002006X>
23. Nguyen N.T.H., Soto A.J., Kontonatsios G., Batista-Navarro R., Ananiadou S. Constructing a biodiversity terminological inventory // PLoS One. 2017. V. 12. 23 p.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175277>
24. Ricotta C., Bacaro G., Moretti M.A. New Measure of Functional Evenness and Some of Its Properties // PLoS One. 2014. V. 9. Iss. 8. 6 p.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104060>
25. Schiemer F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers // Hydrobiologia. 2000. V. 422. P. 271–278.
<https://doi.org/10.1023/A:1017086703551>
26. Smith E.P., Belle van G. Nonparametric estimation of species richness // Biometrics. 1984. V. 40. № 1. P. 119–129.
<https://doi.org/10.2307/2530750>

АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА И КАЧЕСТВА ВОДЫ ГОРОДСКОГО ВОДОТОКА (НА ПРИМЕРЕ РЕКИ ЛИХОБОРКИ, МОСКОВСКИЙ РЕГИОН)¹

© 2023 г. Т. Б. Фашевская^а, *, А. Н. Словягина^а,
В. О. Полянин^а, А. В. Алгушаева^а

^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: tf.ugatu@yandex.ru

Поступила в редакцию 01.06.2022 г.

После доработки 23.09.2022 г.

Принята к публикации 04.10.2022 г.

Приведены результаты гидрохимического мониторинга малой реки, протекающей в пределах урбанизированного водосбора г. Москвы. Выполнена вероятностная оценка соответствия качества речной воды нормативным требованиям и наступления случаев высоких уровней загрязнения реки (высокого и экстремально высокого загрязнения). Установлены особенности гидрохимического режима реки, отличающие городской водоток от природных водных объектов. Выполнена оценка репрезентативности данных наблюдений контролирующей качество речной воды организации и установлено, что временной шаг рядов измеряемых показателей качества недостаточен для того, чтобы полностью отражать их изменчивость. Низкая достоверность данных мониторинга контролирующей организации не позволяет объективно оценивать степень загрязнения водотока и эффективность проводимых водоохранных мероприятий.

Ключевые слова: малая река, урбанизированный водосбор, точечные и диффузные источники загрязнения, гидрохимический режим, вероятностная оценка качества воды.

DOI: 10.31857/S0321059623020074, **EDN:** IPXGWC

Естественные сезонные колебания химического состава воды водотоков, определяемые комплексом физико-географических условий (гидрометеорологических и факторов подстилающей поверхности), в пределах урбанизированных водосборов меняются под влиянием хозяйственной деятельности человека. Изменение метеорологического режима над территорией города и образование “острова тепла” [1, 12], ландшафтные преобразования и наличие участков водосбора с водонепроницаемым покрытием существенно влияют на характеристики гидрологического цикла и на формирование городского поверхностного стока [10, 30].

Поступление загрязняющих веществ от точечных и диффузных источников, сосредоточенных на городской территории, зачастую превышает потенциал самоочищающей способности рек [4, 6–8, 31]. Естественные речные русла в городских условиях трансформированы или заключены в коллекторы [2, 11]. Замена естественных русел спрямленными канализованными участками или

подземными коллекторами приводит к уничтожению природных буферов на пути миграции загрязняющих веществ, поступающих в водотоки с поверхностным стоком [22, 27].

В результате интенсивного антропогенного воздействия на городские водотоки происходит прогрессирующее ухудшение качества воды, разрушается структурно-функциональная организация водных экосистем, снижается водоохозяйственный и рекреационный потенциал рек, определяющих социальную привлекательность территории проживания людей [3, 26]. Для определения и снижения негативных последствий влияния хозяйственной деятельности человека на городские водотоки решающее значение имеет система гидрохимического мониторинга. При этом возникает главный вопрос — об ее информативности и пригодности получаемых на ее основе данных для заявленных целей [14, 21, 28, 29, 32].

Цели данной работы — получение количественных оценок качества воды р. Лихоборки, выявление особенностей ее гидрохимического режима и факторов его формирования, анализ репрезентативности данных ведомственного мониторинга водотока. Река Лихоборка, как и дру-

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0003).

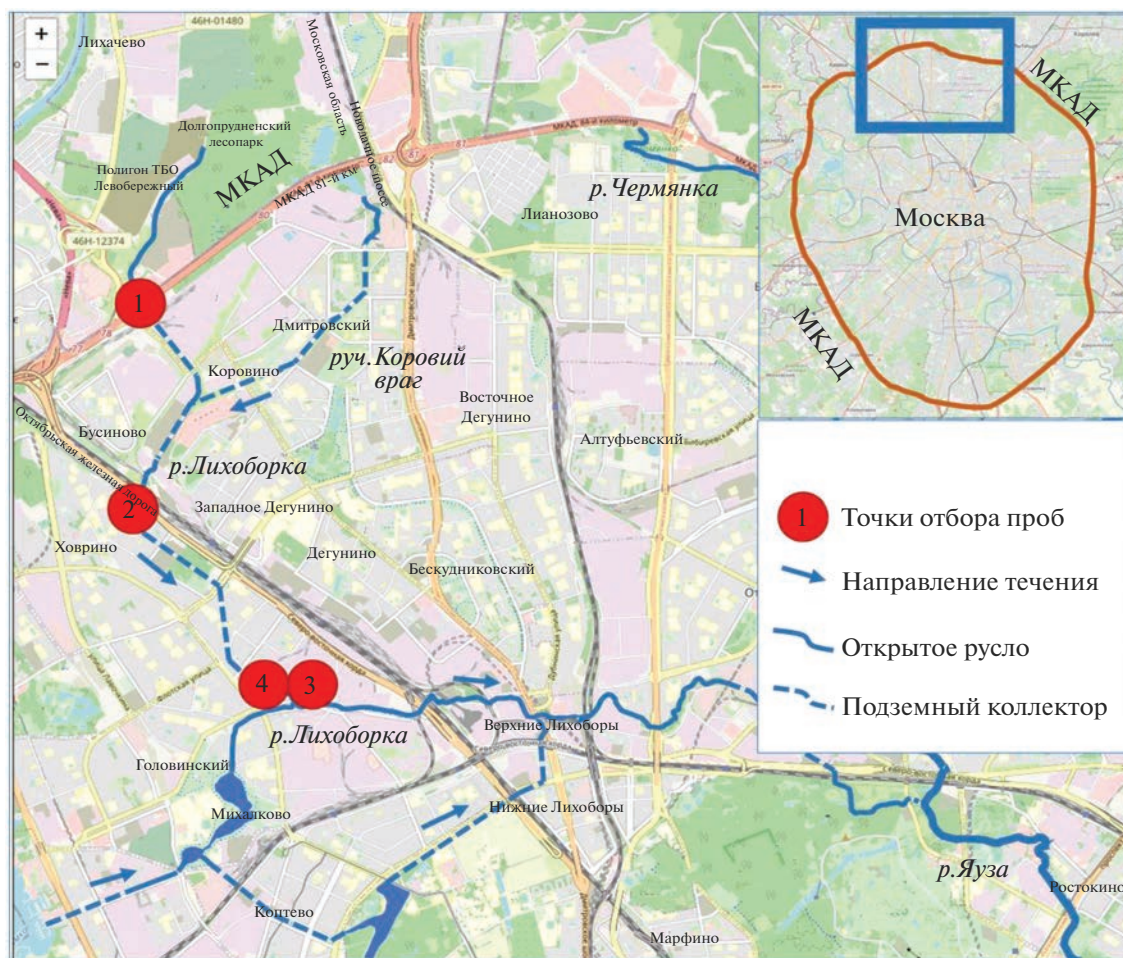


Рис. 1. Расположение р. Лихоборки и точек отбора проб воды на карте г. Москвы.

гие малые реки в черте г. Москвы, почти утратила характерные для природных водных объектов черты. Эта река — приток р. Москвы 2-го порядка и протекает по территории Северного и Северо-Восточного административных округов г. Москвы (рис. 1). Река берет начало в районе г. Долгопрудного Московской области и до слияния с руч. Коровий враг называется р. Бусинкой [13]. Общая длина р. Лихоборки составляет 17 км, из которых 7 км заключены в коллектор. Оставшаяся часть представляет собой условно естественное русло, местами в виде открытых каналов с искусственно укрепленными берегами [23]. Площадь водосбора реки составляет 58 км², средний расход воды ~0.5 м³/с [24].

Исследуется верхняя половина водосбора р. Лихоборки, на которой расположены объекты, негативно влияющие как на экологическую обстановку города в целом, так и на качество речной воды. В верховье река протекает вдоль двух крупных полигонов ТБО Долгопрудненского и Левобережного. Далее река протекает по промзоне

“Коровино”, в пределах которой в реку поступают сточные воды ТЭЦ-21, территории рыбного завода “Меридиан”, снегосплавного пункта на ул. Ижорской и др. Затем река на >3 км уходит в подземный коллектор, принимающий поверхностный и дренажный сток с промзоны “Автомоторная” (на которой расположены автобазы, склады, растворо-бетонные узлы), со строительных площадок, а также с территорий жилых районов Ховрино, Головинского и Левобережного. На своем пути река несколько раз пересекает крупные объекты городской транспортной инфраструктуры: автодорожную развязку МКАД (в районе 79 км) и Северо-Восточную хорду (СВХ), а также железнодорожные пути Октябрьской железной дороги.

ХАРАКТЕРИСТИКА ИСХОДНЫХ ДАННЫХ

Для исследования антропогенных изменений гидрохимического режима и качества воды р. Лихоборки использовались данные мониторинга, проведенного в период с июня 2020 г. по август

Таблица 1. Описание точек гидрохимического мониторинга р. Лихоборки

Точка мониторинга	Название и местоположение точки мониторинга (соответственно рис. 1)	Краткая характеристика водосбора и объектов хозяйственной деятельности — источников загрязнения реки
1	р. Бусинка, МКАД 79 км (внешняя сторона); расстояние от истока реки до точки 1—2.37 км	Исток реки в лесопарке в северной части г. Долгопрудного; протекает вдоль двух полигонов ТБО — Долгопрудненского и Левобережного; вытекает из двух перепускных труб под автодорожной развязкой с внешней стороны МКАД
2	р. Лихоборка, Зеленоградская, 23; расстояние от истока реки до точки 2—5.04 км	В пределах частного водосбора река пересекает МКАД, принимает сбросную воду с ТЭЦ-21, сток с рыбзавода “Меридиан”, ССП “Ижорский”, со строительных площадок, авторемонтных мастерских и др.; сливается с ручьем Коровий враг, оба водных объекта протекают по промзоне “Коровино”; вытекает из перепускной трубы после железнодорожных путей
3	р. Лихоборка, Лихоборская набережная, 5 (левый водовыпуск); расстояние от истока реки до точки 3—8.17 км	В пределах частного водосбора расположены промзона “Автомоторная”, строительные площадки, жилые районы Ховрино и Головинский (частично), проходит СВХ; выходит из коллектора через двойной оголовок (левая труба)
4	р. Лихоборка, Лихоборская набережная, 5 (правый водовыпуск); расстояние от истока реки до точки 4—8.17 км	В пределах частного водосбора расположены промзона “Автомоторная”, строительные площадки, жилые районы Головинский (частично) и Левобережный; выходит из коллектора через двойной оголовок (правая труба)

2021 г. в четырех точках, расположенных в верхнем и среднем течении реки (рис. 1). Ежедневно в каждой точке с интервалом в полчаса отбиралось по две пробы воды. Всего за исследуемый период в каждой точке мониторинга отобрано свыше 80 проб воды. Описание местоположения точек мониторинга и объектов хозяйственной деятельности — источников загрязнения реки, расположенных в пределах частных водосборов, — приведено в табл. 1. Анализировались следующие физико-химические показатели качества воды: взвешенные вещества, нефтепродукты, хлориды, сульфаты, БПК₅, ХПК, азот аммонийный, pH.

В процессе отбора проб воды неоднократно фиксировались случаи несанкционированных залповых сбросов в реку сточных вод неустовленного происхождения, содержащих опасные для гидробионтов загрязняющие вещества. На рис. 2 приведены примеры загрязнения реки химическими веществами, приведшими к гибели рыб.

Для оценки репрезентативности существующего мониторинга р. Лихоборки использовались данные ведомственного мониторинга ГУП “Мосводосток” по качеству речной воды в точке, расположенной в месте выхода реки из подземного коллектора через двойной оголовок по адресу: Лихоборская набережная, д. 5. Места отбора проб воды контролирующей организацией совпадают с точками 3 и 4 мониторинга, проведенного в

рамках данного исследования. Всего за исследуемый период ГУП “Мосводосток” отобрано 6 проб воды (ежеквартально).

ВНУТРИГОДОВЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И КАЧЕСТВА РЕЧНОЙ ВОДЫ

Результаты проведенного мониторинга показывают, что значения исследуемых показателей качества воды р. Лихоборки характеризуются большой временной изменчивостью и могут значительно различаться как в пробах воды, отобранных с интервалом в полчаса (изменения при парном отборе проб), так и в пробах воды, отобранных в различные сезоны года (сезонные изменения) (рис. 3—5). Анализ приведенных на рис. 3—5 графиков позволяет выделить несколько типов внутригодовой динамики показателей качества воды, отражающих характер поступления загрязняющих веществ с водосборной территории.

Поступление в воду взвешенных, органических веществ и нефтепродуктов часто имеет залповый характер, что выражается в резком увеличении их содержания в речной воде (рис. 3, 5б—5г). Например, на рис. 3 видно, что несанкционированный сброс 29.03.2021 белой жидкости с сильным химическим запахом (фотография загрязнения реки на рис. 2в) привел к значительному росту содержания в речной воде органических



Рис. 2. Загрязнение р. Лихоборки в результате несанкционированных залповых сбросов сточных вод: а – 22.06.2020 сброс нефтепродуктов через правый водовыпуск (точка 4) и взвешенных веществ через левый водовыпуск (точка 3); б – 18.05.2021 сброс взвешенных веществ и слизи с запахом гниения (точка 2); в – 29.03.2021 сброс через левый водовыпуск (точка 3) белой жидкости с резким химическим запахом; г – 22.10.2020, д – 11.11.2020 сброс оранжевой/лиловой жидкости с запахом растворителя через водовыпуск новой сети ливневой канализации СВХ в р. Лихоборку, Лихоборская наб. д. 15.

веществ, оцениваемых по показателям БПК₅ и ХПК.

Концентрации загрязняющих веществ в городском водотоке также могут существенно увеличиваться в определенные периоды года, например во время снеготаяния или выпадения дождей.

В эти периоды происходит вымывание с поверхности или из почвенно-грунтовой толщи водосбора значительного количества накопленных за сухой период загрязняющих веществ, поступление которых в речную сеть может приводить к высокому уровню загрязнения речной воды. Напри-

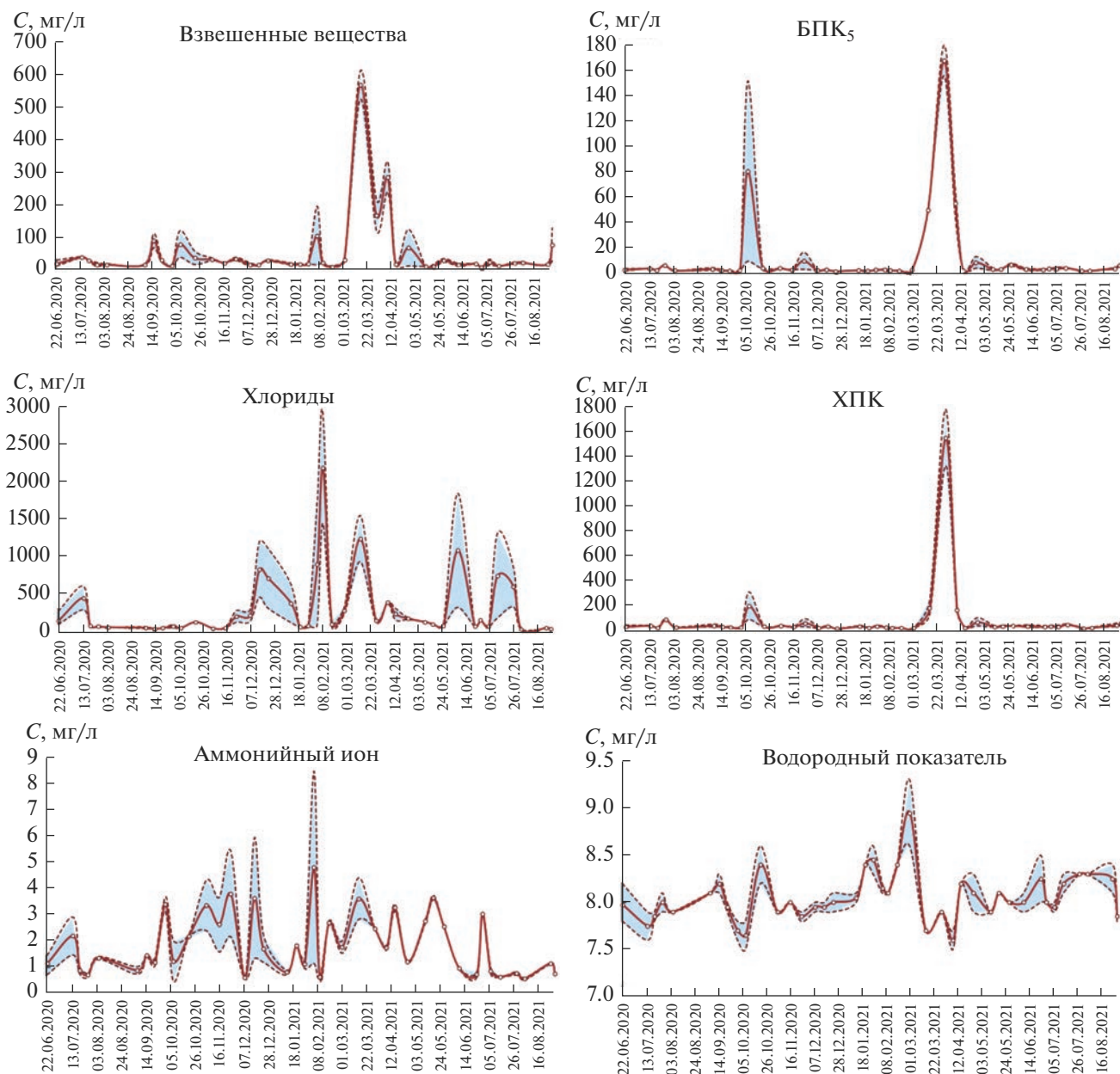


Рис. 3. Внутригодовые изменения показателей качества воды р. Лихоборки в точке мониторинга 3: средние значения (сплошная линия) и диапазон концентраций загрязняющих веществ, измеренных с интервалом в полчаса (заштрихованная область между штриховыми линиями).

мер, такая динамика концентраций загрязняющих веществ характерна для взвешенных веществ и хлоридов (рис. 3), нефтепродуктов в точках 2–4 (рис. 5б–5г).

В других случаях концентрации загрязняющих веществ в речной воде могут варьировать в сравнительно нешироком диапазоне относительно среднегодовых концентраций без заметных трендов и связи с сезонами года. Такое изменение концентраций характерно для азота аммонийного и рН (рис. 3), сульфатов (рис. 4), иногда – неф-

тепродуктов (рис. 5а) и взвешенных веществ (в точке 1).

Изменения химического состава речной воды при парном отборе проб

Сравнительный анализ концентраций загрязняющих веществ в пробах воды, отобранных с интервалом в полчаса, показывает, что разница между ними может достигать значительных величин. Нефтепродукты характеризуются наибольшей получасовой разницей концентраций, диа-

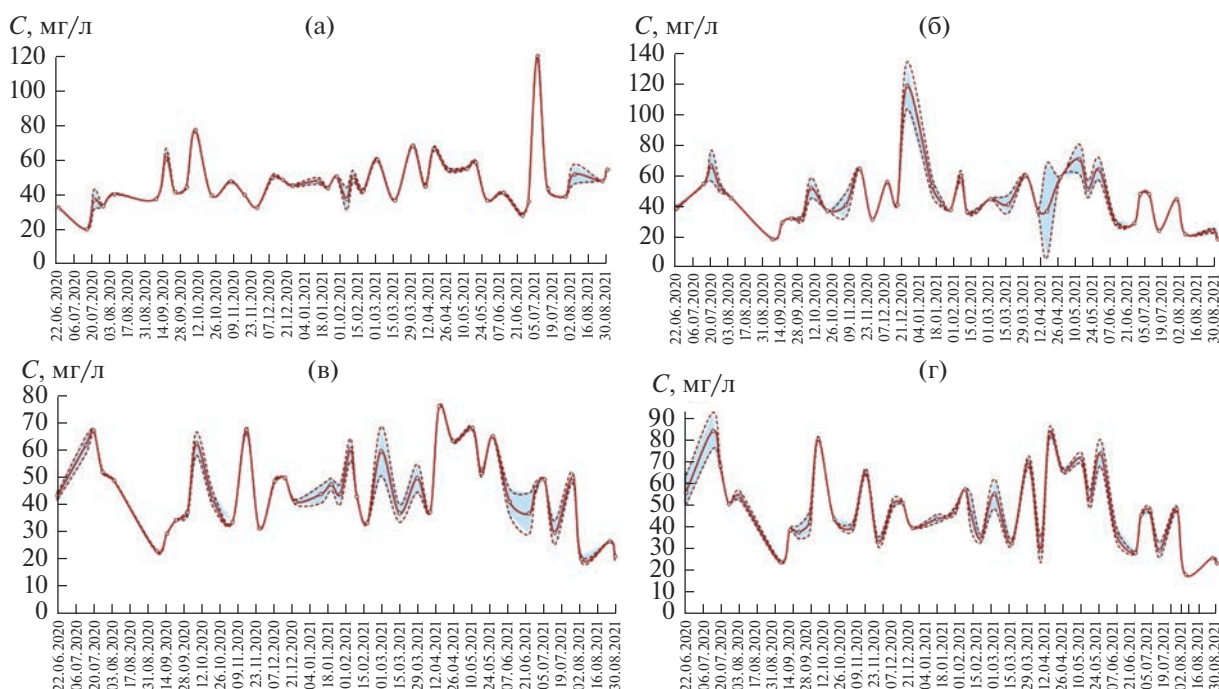


Рис. 4. Внутригодовые изменения содержания в воде р. Лихоборки сульфатов: средние значения (сплошная линия), диапазон концентраций, измеренных с интервалом в полчаса (заштрихованная область между штриховыми линиями). Точки: а – 1, б – 2, в – 3, г – 4.

пазон изменения которой в точке мониторинга 4 достигает 36 раз. Меньшей разницей характеризуются: хлориды – 5–21 раз, взвешенные вещества – 5–13, БПК₅ – 3–15, сульфаты – 2–12, азот аммонийный – 3–7 и ХПК – 2–4 раза. Все случаи наибольшей получасовой разницы концентраций загрязняющих веществ наблюдаются в точках мониторинга 3 и 4 и, как правило, связаны с залповым поступлением в реку сточных вод. рН характеризуется наименьшей разницей измеренных с интервалом в полчаса концентраций ($\leq 10\%$).

Сезонные изменения химического состава и качества речной воды

Для выявления закономерностей сезонных изменений химического состава воды р. Лихоборки определены диапазоны варьирования и рассчитаны средние значения показателей качества воды в различные фазы водного режима. Для естественных водотоков, протекающих в аналогичных физико-географических условиях, характерны следующие фазы водного режима: половодье (апрель, май), летне-осенний период (июнь–ноябрь) и зимняя межень (декабрь–март). Результаты расчетов приведены в табл. 2.

Оценка качества речной воды выполнена путем сравнения данных мониторинга с ПДК загрязняющих веществ, установленными для водных объектов рыбохозяйственного (ПДК_{рх}) и

культурно-бытового (ПДК_{кб}) водопользования (табл. 3) [16, 17]. Определены вероятности превышения ПДК и наступления случаев высокого загрязнения (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) речных вод (табл. 3) [18, 19]. Для этого построены 32 эмпирические кривые обеспеченности измеренных значений показателей качества воды (в каждой из четырех точек мониторинга 8 показателей). В работах [8, 25] описана методика построения кривых обеспеченности и приведены результаты подобных исследований. Для примера на рис. 6 показана схема определения искомых значений, а в табл. 4 приведены его результаты.

На основе проведенного анализа результатов мониторинга установлено, что концентрации взвешенных веществ в речной воде варьируют в течение года в диапазоне 3.0–782 мг/л, что соответственно составляет 0.3–73.0 ПДК_{рх}. Вероятность превышения ПДК в разных точках мониторинга достигает 85–91% (табл. 4). Вниз по течению реки диапазон измеренных концентраций взвешенных веществ становится шире, а вероятность превышения уровня ВЗ снижается от 8 (в точке 1) до 2.5% (в точке 4).

Внутригодовое изменение содержания взвешенных веществ в естественных водотоках характеризуется его увеличением в половодье и уменьшением в зимний период [25]. В р. Лихоборке наибольшие концентрации взвешенных веществ

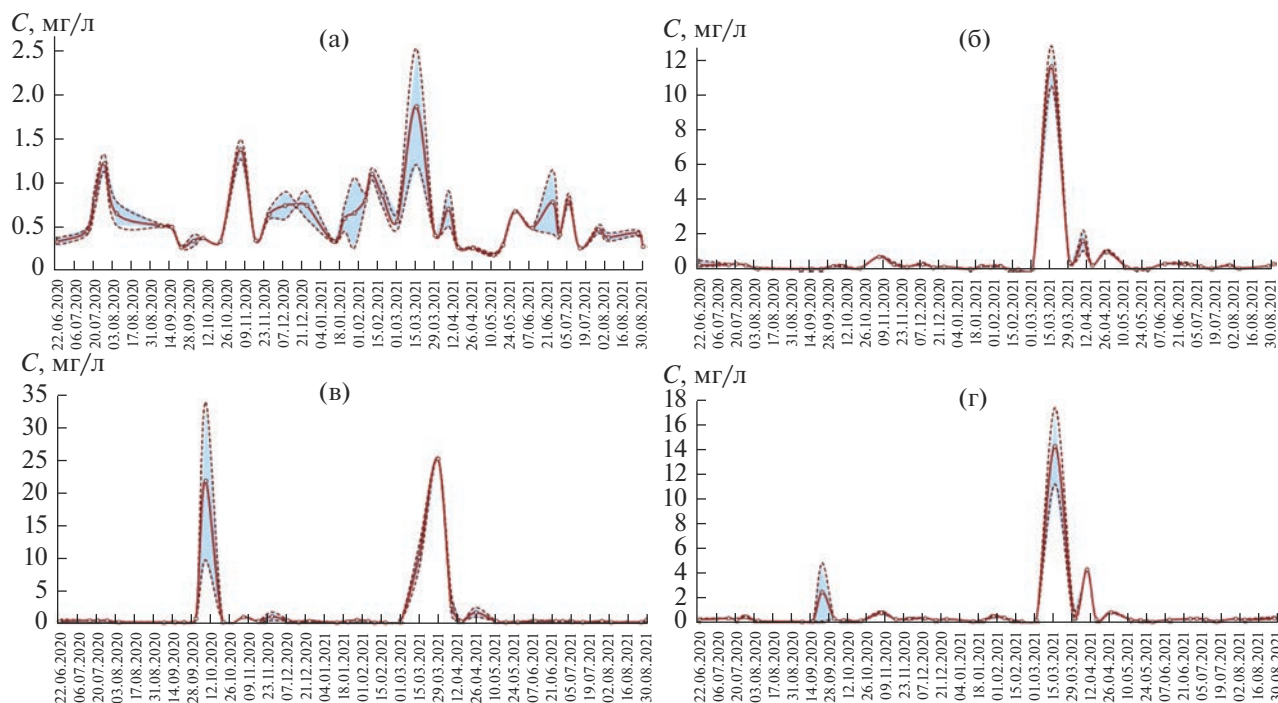


Рис. 5. Внутригодовые изменения содержания в воде р. Лихоборки нефтепродуктов: средние значения (сплошная линия), диапазон концентраций, измеренных с интервалом в полчаса (заштрихованная область между штриховыми линиями). Точки: а – 1, б – 2, в – 3, г – 4.

отмечаются в зимний период (табл. 3), наименьшие – в летне-осенний период (точки 2–4) и половодье (точка 1). Такое изменение внутригодового содержания взвешенных веществ в водотоке связано с особенностями формирования его гидрохимического режима на урбанизированном водосборе. Максимальные концентрации взвешенных веществ в точках 2–4 отмечаются в марте – последнем месяце, предшествующем половодью в водотоках, протекающих в естественных условиях. В условиях отепляющего действия городской среды и покрытия части водосборной территории водонепроницаемым покрытием (асфальтом) снеготаяние, по-видимому, происходит на месяц раньше и интенсивнее, чем в естественных условиях.

Измеренные концентрации нефтепродуктов в речной воде стабильно превышают $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ и варьируют в диапазоне 0.09–33.8 мг/л, что соответственно составляет 1.8–676 $\text{ПДК}_{\text{рх}}$. Вероятность превышения $\text{ПДК}_{\text{кб}}$ в разных точках проведения мониторинга варьирует в диапазоне 46–82%, уровня ВЗ – в диапазоне 1.4–14.0%. Вероятность экстремально высокого загрязнения р. Лихоборки нефтепродуктами достигает 7% в точке 3 (табл. 4). Наибольшие средние (за фазу водного режима) концентрации нефтепродуктов в речной воде отмечаются в зимнюю межень, наименьшие – в половодье (точки 1, 3) или в летне-осенний период

(точки 2, 4). При этом максимальные суточные концентрации нефтепродуктов во всех точках мониторинга наблюдаются в марте.

В работе [15] показано, что значительное количество нефтепродуктов поступает в городской водоток в сорбированном на взвешенных органических и минеральных частицах виде, или же сами нефтепродукты представляют собой мелкодисперсные взвешенные частицы, являющиеся результатом разрушения асфальтобетонных дорожных покрытий и продуктов истирания автомобильных шин. Поэтому между содержаниями в воде р. Лихоборки нефтепродуктов и взвешенных веществ установлены корреляционные зависимости, характеризующиеся значениями коэффициента корреляции R в диапазоне 0.43–0.96 (рис. 7).

Концентрации главных ионов (хлоридов и сульфатов) в р. Лихоборке варьируют в течение года в очень широком диапазоне: хлоридов – от 24.3 до 3215 мг/л, сульфатов – от 5.65 до 134 мг/л. Такое значительное (в десятки и сотню раз) изменение внутригодового содержания в речной воде главных ионов не характерно для водотоков, протекающих в естественных условиях. С вероятностью 10–26% содержание хлоридов в разных точках мониторинга превышает $\text{ПДК}_{\text{рх}}$ и $\text{ПДК}_{\text{кб}}$, с вероятностью 0.2–0.4% содержание сульфатов превышает $\text{ПДК}_{\text{рх}}$.

Таблица 2. Результаты определения значений показателей качества воды р. Лихоборки

Точки мониторинга	Диапазон измеренных значений	Среднегодовое значение	Среднее значение за фазу водного режима		
			половодье	летне-осенний период	зимняя межень
Взвешенные вещества, мг/л					
1	6.4—242	47.0	30.9	46.7	55.4
2	5.2—624	50.2	82.5	21.2	92.1
3	5.6—611	51.1	70.3	29.5	84.9
4	3.0—782	46.3	66.1	26.0	77.1
Нефтепродукты, мг/л					
1	0.16—2.52	0.59	0.39	0.54	0.78
2	0.12—12.9	0.64	0.65	0.34	1.23
3	0.12—33.8	1.75	0.90	1.25	3.17
4	0.09—17.2	0.79	1.00	0.40	1.48
Хлориды, мг/л					
1	93.0—1232	250	228	160	434
2	24.3—3215	302	168	140	693
3	32.0—2928	305	187	190	596
4	31.3—2249	300	239	233	465
Сульфаты, мг/л					
1	20.7—121	48.3	53.4	46.4	49.2
2	5.65—134	44.3	52.9	38.2	52.2
3	18.3—75.6	45.0	59.5	40.9	45.7
4	18.1—92.4	48.3	62.6	44.9	47.9
БПК ₅ , мгО ₂ /л					
1	3.12—61.6	16.7	8.69	12.0	29.6
2	3.08—97.0	8.91	16.0	5.52	12.2
3	2.81—180	12.7	14.3	8.00	21.3
4	2.36—53.0	6.40	10.8	4.78	7.45
ХПК, мгО/л					
1	30.3—340	100	61.8	92.5	133
2	21.4—337	51.3	66.8	47.0	52.1
3	22.1—1782	87.0	65.9	49.8	172
4	21.1—144	43.5	50.2	43.8	39.5
Азот аммонийный, мг/л					
1	2.53—38.6	13.7	7.28	13.7	17.1
2	0.45—12.4	2.05	3.00	1.76	2.16
3	0.46—8.43	1.84	2.52	1.53	2.13
4	0.26—5.99	1.67	2.35	1.51	1.65
pH					
1	6.9—8.1	7.5	7.6	7.6	7.4
2	7.5—8.9	8.1	8.0	8.1	8.1
3	7.5—9.3	8.1	7.9	8.0	8.2
4	7.4—8.4	7.9	7.8	7.9	8.0

Таблица 3. ПДК_{рх}, ПДК_{кб}, ВЗ и ЭВЗ показателей качества воды р. Лихоборки

Показатель качества	Критерии качества и уровней загрязнения воды			
	ПДК _{рх}	ПДК _{кб}	ВЗ	ЭВЗ
Взвешенные вещества, мг/л	10.75	11.25	107.5	537.5
Нефтепродукты, мг/л	0.05	0.3	1.5	2.5
Хлориды, мг/л	300	350	3000	15000
Сульфаты, мг/л	100	500	1000	5000
БПК ₅ , мгО ₂ /л	2.1	4	10	40
ХПК, мгО/л	15	30	150	750
Азот аммонийный, мг/л	0.4	1.5	4	20

В естественных водотоках со снеговым типом питания внутригодовое изменение содержания главных ионов характеризуется их увеличением в зимний период и уменьшением в период половодья. В количественном соотношении в течение года сульфаты преобладают над хлоридами. В р. Лихоборке наибольшие концентрации хлоридов отмечаются в зимнюю межень (табл. 2), максимальные — в феврале или марте (рис. 8). Минимальные концентрации хлоридов наблюдаются в летне-осенний период (точки 1, 2, 4) или в половодье (точка 3). Наибольшие концентрации в речной воде сульфатов отмечаются во всех точках мониторинга в половодье, минимальные — в летне-

осенний период. Среднемесячное содержание хлоридных ионов в разных точках мониторинга превышает содержание сульфатных ионов в 1.2–28 раз (рис. 8).

Такое соотношение концентраций хлоридов и сульфатов в речной воде не характерно для естественных водотоков и, по-видимому, это результат многолетнего воздействия на ее химический состав противогололедных реагентов, основные компоненты которых — хлориды кальция, натрия и калия [20]. Об этом также свидетельствует периодическое увеличение содержания хлоридов в воде р. Лихоборки, наблюдаемое во всех точках мониторинга (как, например, в точке 3 на рис. 3)

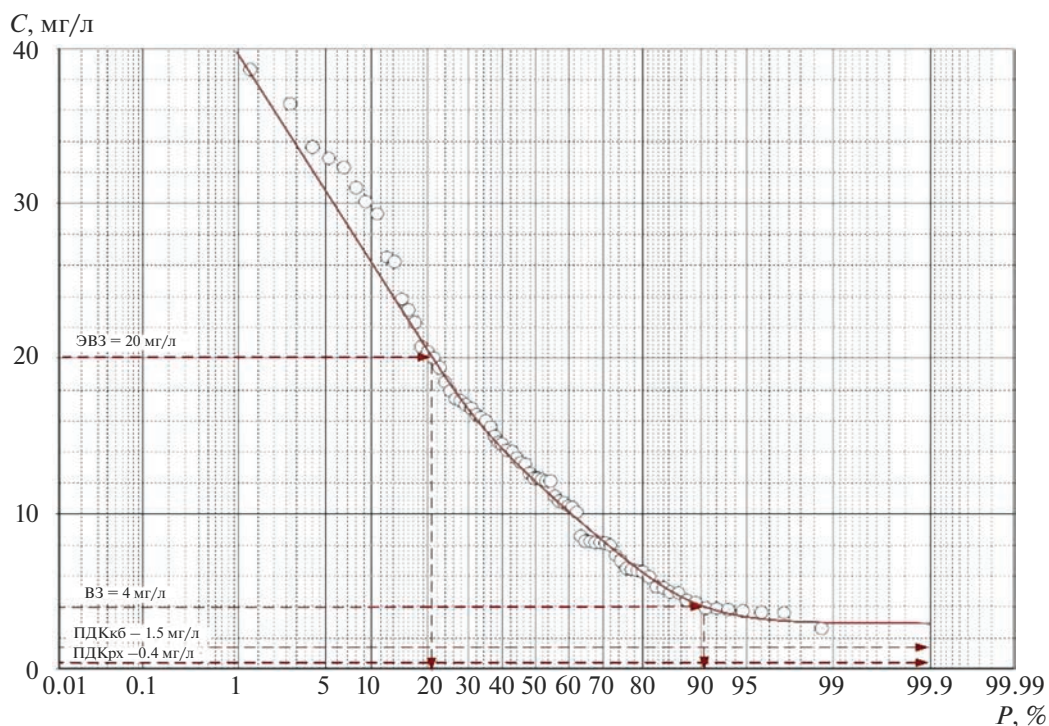
**Рис. 6.** Пример определения вероятностей превышения ПДК_{рх}, ПДК_{кб}, уровней ВЗ и ЭВЗ по кривой обеспеченности концентрации азота аммонийного в воде р. Лихоборки в точке мониторинга 1.

Таблица 4. Вероятности превышения ПДК_{рх}, ПДК_{кб}, ВЗ и ЭВЗ в воде р. Лихоборки, %

Точки мониторинга	Вероятность достижения и превышения уровня							
	ПДК _{рх}	ПДК _{кб}	ВЗ	ЭВЗ	ПДК _{рх}	ПДК _{кб}	ВЗ	ЭВЗ
Взвешенные вещества					БПК ₅			
1	91	91	8	<0.1	99.9	95	56	6.5
2	90	85	6	0.2	99.9	60	10	0.2
3	90	85	5	<0.1	99.9	55	13	2.5
4	90	85	2.5	0.2	99.9	50	9	0.3
Нефтепродукты					ХПК			
1	99.9	82	1.4	<0.1	99.9	98	12	—
2	99.9	46	3.5	1	99.9	80	2.5	—
3	99.9	56	14	7	99.9	80	8	0.6
4	99.9	50	6	2.5	99.9	60	1	—
Хлориды					Азот аммонийный			
1	15	10	—	—	99.9	99.9	91	21
2	22	19	0.4	—	99.9	52	9	—
3	26	22	0.1	—	99.9	50	8	—
4	20	16	—	—	99.1	44	4.2	—

в период со второй половины ноября до конца июля, которое может быть связано лишь с вымыванием с поверхности или из почвенно-грунтовой толщ водосбора хлоридов, накопленных в нем за зимний период. Таким образом, значительное количественное превышение хлоридных ионов над сульфатными во все месяцы года, а также несинхронность внутригодового изменения содержания в речной воде главных ионов свидетельствуют о мощном антропогенно обусловленном изменении химического состава воды р. Лихоборки и о его преобразовании по морскому типу, при котором среди анионов преобладают хлоридные [9].

В поверхностных водах сезонные изменения БПК₅ зависят от температуры, концентрации

растворенного в речной воде кислорода и жизненных циклов гидробионтов [9]. Поэтому биохимическая окисляемость обычно минимальна в зимнее время, когда в воде содержится минимальное количество органических веществ, а их поступление с водосборной площади ограничено. Летом, когда температура воды максимальна, скорость окисления органических веществ повышается и величина биохимического потребления кислорода достигает максимальных значений. Содержание загрязняющих веществ, оцениваемых по показателю ХПК, увеличивается в периоды половодья и дождевых паводков, что связано с увеличением водного стока и с поступлением с водосбора органических веществ естественного и антропогенного происхождения [25].

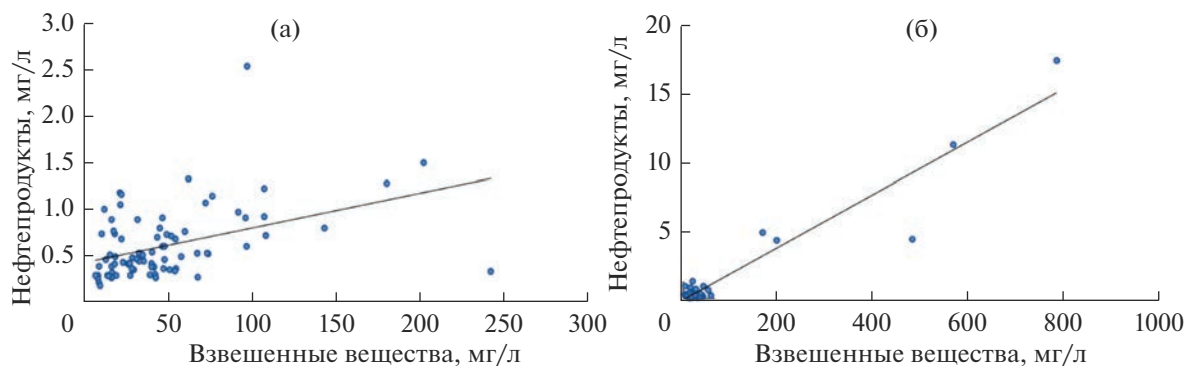


Рис. 7. Графики связи между содержанием нефтепродуктов и содержанием взвешенных веществ в воде р. Лихоборки в точках мониторинга: а – 1 ($R = 0.43$); б – 4 ($R = 0.96$).

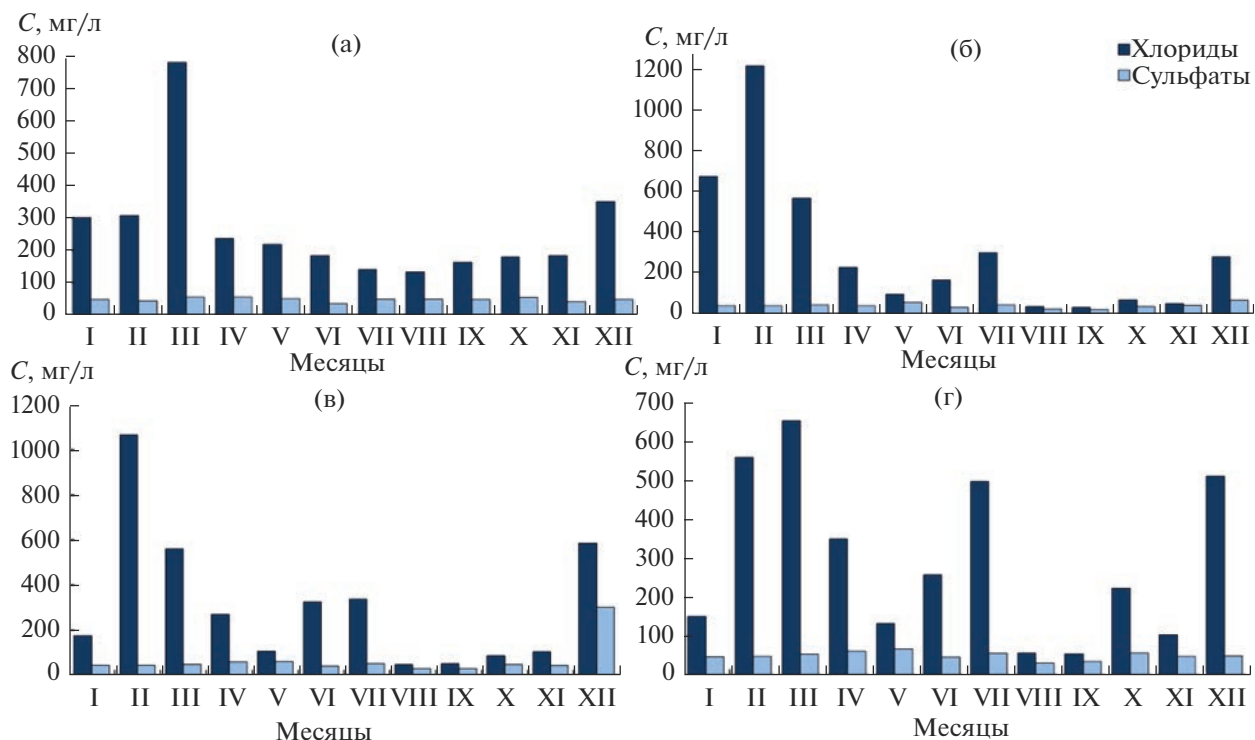


Рис. 8. Внутригодовые изменения содержания хлоридов и сульфатов в воде р. Лихоборки в точках мониторинга: а – 1, б – 2, в – 3, г – 4.

Сезонные изменения содержания загрязняющих веществ, оцениваемых по показателям БПК₅ и ХПК, в р. Лихоборке подобны: наибольшие значения отмечаются в зимний период (точки 1, 3) или в половодье (точки 2, 4), наименьшие – в летне-осенний период (точки 2, 3) или половодье (точка 1). Месяцы с максимальными концентрациями – декабрь и январь в точке 1; март в точках 2 и 3; март и апрель в точке 4.

Значения показателей всегда превышают ПДК_{рх} и варьируют в диапазоне: БПК₅ – от 2.4 до 180 мг/л, ХПК – от 21.1 до 1782 мг/л. В точках мониторинга будет превышена ПДК_{кб} органических веществ, оцениваемых по БПК₅ – с вероятностью 50–95%, оцениваемых по ХПК – с вероятностью 60–98% (табл. 4). Вероятность превышения ВЗ варьирует для БПК₅ в диапазоне 9–56%, для ХПК в диапазоне 1–12%. Наибольшее среднегодовое содержание загрязняющих веществ, оцениваемых по показателям БПК₅ и ХПК, и вероятность превышения ВЗ отмечается в точке 1, расположенной под автодорожной развязкой МКАД. Вниз по течению реки среднегодовое содержание загрязняющих веществ и вероятность превышения ВЗ снижаются. Опасность экстремально высокого загрязнения р. Лихоборки веществами, оцениваемыми по показателям БПК₅ и ХПК, до-

стигает 6.5% в точке 1 и 0.6% в точке 3 соответственно (табл. 4).

Подобие изменения содержания в речной воде органических веществ, оцениваемых по показателям БПК₅ и ХПК, сопровождается тесной корреляционной связью этих двух показателей (R в точках мониторинга варьирует в диапазоне 0.81–0.88) и указывает на поступление органических загрязнений в реку из одного и того же источника. В точках 2–4 установлены корреляционные зависимости между концентрацией нефтепродуктов и величинами БПК₅ (R в диапазоне 0.84–0.94) и ХПК (R – 0.61–0.77).

Содержание в речной воде азота аммонийного почти всегда превышает ПДК_{рх} и варьирует в диапазоне 0.26–38.6 мг/л. Вероятность превышения значения ПДК_{кб} в точках мониторинга достигает 44.0–99.9%. Наибольшим загрязнением азотом аммонийным речная вода характеризуется в точке 1, вниз по течению оно снижается, и в точке 4 среднегодовое содержание азота аммонийного уменьшается в 8 раз. Вероятность превышения ВЗ в точке 1 достигает 91%, в точке 4 снижается до 4.2% (табл. 4). В точке 1 возможно формирование ЭВЗ с обеспеченностью 21%.

Для большинства речных вод повышение концентрации азота аммонийного характерно в основном в весенне-летне-осенний период из-за

Таблица 5. Сопоставление результатов собственного мониторинга (в точках 3 и 4) и ведомственного мониторинга (ВМ) р. Лихоборки за исследуемый период

Показатель качества воды	Диапазон измеренных значений						Среднегодовое значение		
	минимум			максимум					
	ВМ	точка 3	точка 4	ВМ	точка 3	точка 4	ВМ	точка 3	точка 4
Взвешенные вещества, мг/л	6.8	5.6	3.0	17.5	611	782	13.1	51.1	46.3
Нефтепродукты, мг/л	0.10	0.12	0.09	1.04	33.8	17.2	0.46	1.75	0.79
Хлориды, мг/л	98.5	32.0	31.3	459	2928	2249	196	305	300
Сульфаты, мг/л	38.3	18.3	18.1	102	75.6	92.4	63.2	45.0	48.3
БПК ₅ , мгО ₂ /л	3.63	2.81	2.36	15.5	180	53.0	7.63	12.7	6.40
Азот аммонийный, мг/л	0.56	0.46	0.26	1.19	8.43	5.99	0.86	1.84	1.67

смыслов с водосборной территории. В зимний сезон в условиях пониженного водного стока высокие концентрации аммонийного азота в речных водах обычно связаны с поступлением хозяйственно-бытовых сточных вод [25]. Внутригодовое изменение содержания азота аммонийного в р. Лихоборке во всех точках мониторинга однообразно, происходит скачкообразно, без тенденции увеличения или уменьшения в речной воде в связи со сменой сезонов года. Наибольшие значения характерны для половодья (точки 2–4) или зимней межени (точка 1), наименьшие – для летне-осеннего периода (точки 2–4) или половодья (точка 1). Подобное внутригодовое распределение содержания азота аммонийного может свидетельствовать о том, что в речных водах периодически присутствуют стоки хозяйственно-бытовой канализации в результате несанкционированного подключения жилых домов, гаражей и незаконных сооружений к сетям ливневого водостока.

Все измеренные значения pH варьируют в диапазоне 6.9–9.3 и почти полностью находятся в пределах нормы качества воды (6–9) для водных объектов хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования [16]. Вероятность превышения уровня ПДК_{кб} ≤ 0.7%.

ОЦЕНКА РЕПРЕЗЕНТАТИВНОСТИ РЕЗУЛЬТАТОВ ВЕДОМСТВЕННОГО МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА РЕЧНОЙ ВОДЫ

В работе предпринята попытка оценить репрезентативность данных наблюдений контролирующей качество воды р. Лихоборки организации, по которым судят о степени загрязнения водотока. Для этого выполнено сопоставление осредненных значений показателей качества воды, определенных в рамках данного исследования в парных пробах, и результатов ведомственного мониторинга качества речной воды в месте выхода р. Лихоборки из подземного коллектора в рай-

оне Лихоборской набережной, д. 5. Результаты этого сопоставления приведены на рис. 9 и в табл. 5.

На графиках (рис. 9) видно, что определенные в рамках ведомственного и собственного мониторинга концентрации загрязняющих веществ в одних и тех же даты отбора проб воды вполне сопоставимы. Однако очевидно, что в результате чрезвычайно малой частоты отбора проб организацией, контролирующей качество воды, не выявляется большая внутригодовая изменчивость концентраций загрязняющих веществ в речной воде. По большинству загрязняющих веществ (за исключением сульфатов) это определяющий фактор невысокой достоверности информации о степени загрязнения водотока и об условиях формирования качества его воды в течение года. Так, по данным ведомственного мониторинга, концентрации взвешенных веществ в речной воде в течение года меняются в 2.6 раза, а по данным собственного мониторинга – в 10 раз больше (табл. 5). По данным ведомственного мониторинга, внутригодовое изменение концентраций нефтепродуктов составляет 10.4 раза, а по данным собственного мониторинга – 282 раз и т. д. В результате среднегодовая концентрация загрязняющих веществ занижается в 1.6 (хлориды) – 3.9 раз (взвешенные вещества). Малая достоверность данных ведомственного мониторинга лишает возможности рассчитывать реальные объемы выноса загрязняющих веществ с водосбора, объективно оценивать степень загрязнения водотока, оперативно выявлять и устранять источники его загрязнения, определять эффективность реализации водоохраных мероприятий.

ВЫВОДЫ

В результате проведенного исследования получены количественные оценки качества воды р. Лихоборки. Установлено, что речная вода в пределах исследуемого участка водосбора реки хронически не соответствует нормативам каче-

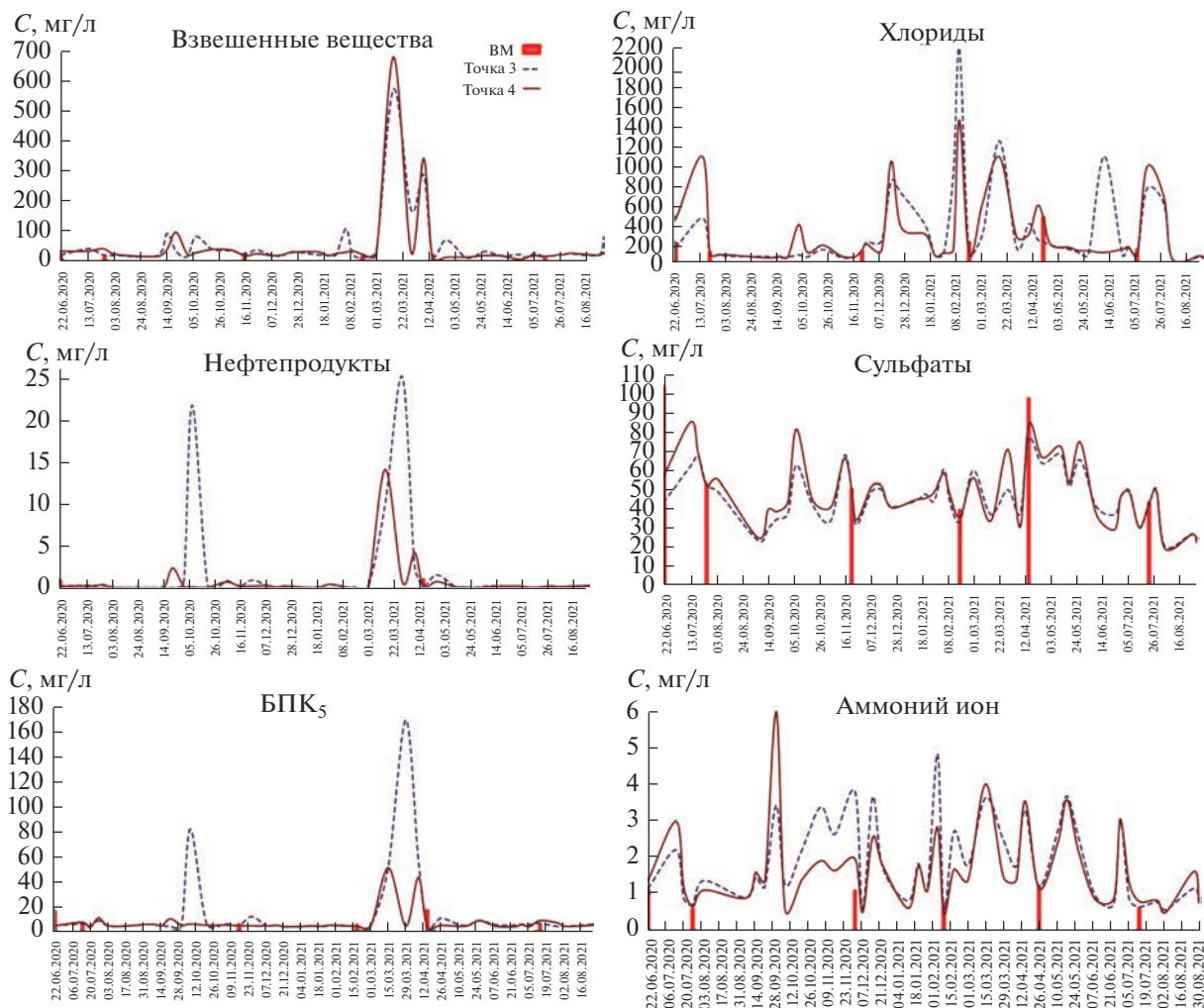


Рис. 9. Внутригодовые изменения показателей качества воды р. Лихоборки в точках мониторинга 3 (штриховая линия) и 4 (сплошная линия), а также результаты ведомственного мониторинга (BM) «Мосводостока».

ства для водных объектов рыбохозяйственного водопользования по большинству из определенных в процессе мониторинга показателей: взвешенным веществам, нефтепродуктам, ХПК, БПК₅, азоту аммонийному. Определена вероятность несоответствия воды р. Лихоборки нормативам качества вод культурно-бытового назначения. Вероятность превышения ПДК_{кб} в речной воде в разных точках мониторинга следующая, %: органических веществ, оцениваемых по ХПК, – 60–98; азота аммонийного – 44–99.9; органических веществ, оцениваемых по БПК₅, – 50–95; нефтепродуктов – 46–82; хлоридов – 10–22; взвешенных веществ ~90.

Выполнена вероятностная оценка наступления случаев высоких уровней загрязнения реки. Вероятность высокого (≥ 10 ПДК) загрязнения реки в точках мониторинга следующая, %: взвешенными веществами – 2.5–8, нефтепродуктами – 1.4–14, азотом аммонийным – 4.2–91, загрязняю-

щими веществами, оцениваемыми по ХПК, – 1–12. Вероятность высокого (≥ 5 ПДК) загрязнения, оцениваемого по БПК₅, достигает 9–56%. В отдельных точках мониторинга будет наблюдаться экстремально высокое (≥ 50 ПДК) загрязнение реки с вероятностью 0.6 (ХПК) – 21% (азот аммонийный).

Выявлены следующие особенности гидрохимического режима р. Лихоборки, отличающие городские водотоки от природных и свидетельствующие о подчиненности природных факторов формирования химического состава воды антропогенным:

отсутствуют различия содержания загрязняющих веществ в речной воде в разные фазы водного режима, или максимумы и минимумы концентраций отмечаются в те фазы водного режима, когда в естественных водотоках наблюдаются минимумы и максимумы концентраций;

диапазоны внутригодового изменения измеренных концентраций загрязняющих веществ значительно (в несколько и десятки раз) больше, чем в естественных водотоках;

наблюдается не характерное для естественных водотоков соотношение содержаний в речной воде хлоридов и сульфатов, указывающее на преобразование химического состава речной воды по морскому типу.

Установлены следующие основные факторы формирования качества воды и изменения в гидрохимическом режиме городского водотока.

1. Микроклиматические условия городской среды и покрытие части водосборной территории водонепроницаемым покрытием приводят к смещению сроков и сокращению продолжительности снеготаяния, увеличивают частоту выпадения осадков и сокращают длительность их стекания в водоток.

2. Диффузные источники, рассредоточенные по водосборной территории и подверженные влиянию метеорологических факторов, способствуют накоплению загрязняющих веществ на поверхности или в почвенно-грунтовой толще водосбора в сухой период и высокому уровню загрязнения речной воды в периоды снеготаяния и выпадения дождей.

3. Точечные источники существенным образом влияют на формирование и поддержание постоянного уровня загрязнения речной воды, особенно в маловодные периоды года, когда диффузный сток с водосбора снижается. Так, в результате несанкционированного подключения жилых домов, гаражей и незаконных сооружений к сетям ливневой канализации в речных водах периодически присутствуют стоки хозяйственно-бытовых сточных вод.

4. Значительный вклад в формирование высоких уровней загрязнения реки в любые сезоны года вносят неконтролируемые несанкционированные залповые сбросы сточных вод, при которых непосредственно в реку или в водоприемные колодцы ливневой канализации в течение непродолжительного времени сбрасывается значительное количество загрязняющих веществ. Наибольшее влияние залповых сбросов проявляется в зимний период, когда поверхностный сток с водосбора практически отсутствует. В этот период наблюдается максимальный за год уровень загрязнения р. Лихоборки нефтепродуктами, взвешенными и органическими веществами, что может быть обусловлено залповыми сбросами.

Установленные особенности суточного и внутригодового изменения различных показателей качества воды р. Лихоборки, а также оценка репрезентативности результатов мониторинга, проводимого контролирующей организацией, свидетельствуют о необходимости следующих мер:

разработка и реализация более гибкой программы мониторинга, адаптированной к условиям формирования качества воды городского водотока, учитывающей гидроклиматические особенности территории и набор объектов-загрязнителей в пределах частных водосборов на отдельных участках речной сети;

внедрение в практику мониторинга автоматизированных станций, которые позволяли бы отслеживать изменения качества воды по наиболее репрезентативным показателям в режиме реального времени;

совершенствование организационно-правовых основ инспекционного и лабораторного контроля за деятельностью хозяйствующих субъектов, расположенных в пределах урбанизированной водосборной территории.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Варенцов М.И., Самсонов Т.Е., Кислов А.В., Константинов П.И. Воспроизведение острова тепла Московской агломерации в рамках региональной климатической модели COSMO-CLM // Вестн. Московского ун-та. Сер. 5, География. 2017. № 6. С. 25–37.
2. Горюнова С.В. Влияние антропогенного воздействия на экологическое состояние малой городской реки // Вестн. Московского гор. пед. ун-та. Сер. Естественные науки. 2010. № 2. С. 57–64.
3. Горюнова С.В. Закономерности процесса антропогенной деградации водных объектов. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М.: МГУ, 2006. 43 с.
4. Государственный доклад "О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году". М.: Минприроды России; НИА-Природа, 2017. 760 с.
5. Доклад "О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2014 году" / Под ред. А.О. Кульбачевского. М.: ДПиООС, НИА-Природа, 2015. 384 с.
6. Доклад "О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2016 году" / Под ред. А.О. Кульбачевского. М.: ДПиООС, НИиПИ ИГСП, 2017. 363 с.
7. Доклад о состоянии окружающей среды в Москве в 2009 году. М.: ДПиООС, 2010. 238 с.
8. Долгонос Б.М., Корчагин К.А. Сезонные изменения в распределении вероятностей показателей качества речной воды // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 6. С. 39–48.
9. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь / Под ред. А.М. Никанорова. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 241 с.
10. Коронкевич Н.И., Мельник К.С. Влияние урбанизированных территорий на речной сток в Европе // Изв. РАН. Сер. географическая. 2019. № 3. С. 78–87.
11. Лебедева Е.В., Михалев Д.В. Водные объекты урбанизированных территорий: подходы и методы реабилитации (на примере Московского региона) // Территория и планирование. 2010. № 2. С. 62–68.

12. *Ле Минь Туан, Шукуров И.С., Нгуен Тхи Май.* Исследование интенсивности городского острова тепла на основе городской планировки // *Строительство: наука и образование.* 2019. Т. 9. Вып. 3 (33). 22 с.
13. *Насимович Ю.А.* Реки, озера и пруды Москвы. [Электронный ресурс]. <http://temnyjles.narod.ru/Reki3-36.htm> (дата обращения: 15.10.2021)
14. *Никаноров А.М.* Научные основы мониторинга качества вод. СПб.: Гидрометеиздат, 2005, 576 с.
15. *Орлов Б.В., Бойкова И.Г., Печников В.Г.* Экологическая реабилитация Московской городской водоотводящей системы // *Водоснабжение и санитарная техника.* 2011. № 7. С. 51–57.
16. Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28 января 2021 г. № 2 “Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”.
17. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 (ред. от 10.03.2020) “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”.
18. Приказ Росгидромета от 31.10.2000 № 156 “О введении в действие порядка подготовки и представления информации общего назначения о загрязнении окружающей природной среды (с изменениями на 30 декабря 2015 года)”.
19. Р 52.24.756–2011 Рекомендации. Критерии оценки опасности токсического загрязнения поверхностных вод суши при чрезвычайных ситуациях (в случаях загрязнения).
20. Распоряжение Департамента жилищно-коммунального хозяйства и благоустройства города Москвы № 05-14-650/1 от 28.09.2011 г. “Об утверждении Технологии зимней уборки проезжей части магистралей, улиц, проездов и площадей (объектов дорожного хозяйства г. Москвы) с применением противогололедных реагентов и гранитного щебня фракции 2–5 мм (на зимние периоды с 2010–2011 гг. и далее)”. 50 с.
21. Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты. М.: НИИ ВОДГЕО, 2014. 88 с.
22. *Рыбка К.Ю.* Фито-очистная система открытого типа как природно-техногенный барьер для загрязняющих веществ. Дис. ... канд. геогр. наук: М.: ИВП РАН, 2020. 229 с.
23. *Словягина А.Н., Полянин В.О., Фащевская Т.Б.* Пространственно-временная динамика качества воды городского водотока (на примере р. Лихоборка) / Сб. ст., посвященный 100-летию со дня образования Гидрохим. ин-та, “Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод”. Ч. 1. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2020. С. 146–152.
24. *Товарищ Хэлл.* Подземные реки Москвы. Екатеринбург: Издател. решения, 2019. 492 с.
25. *Фащевская Т.Б.* Оценка антропогенного воздействия на качество водных объектов (на примере р. Белой). Дис. ... канд. геогр. наук: СПб.: РГГМУ, 2006. 216 с.
26. *Щеголькова Н.М.* Динамика экологического состояния основного водотока мегаполиса (на примере реки Москвы). Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М.: МГУ, 2006. 48 с.
27. Best Management Practices Guide for Stormwater. Burnaby: GVS&DD, 1999. 100 p.
28. *Brion N., Verbanck M.A., Bauwens W., Elskens M., Chen M., Servais P.* Assessing the impacts of wastewater treatment implementation on the water quality of a small urban river over the past 40 years // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2015. V. 22. P. 12720–12736.
29. *Dressing S.A., Meals D.W., Harcum J.B., Spooner J., Stribling J.B., Richards R.P., Millard C.J., Lanberg S.A., O'Donnell J.G.* Monitoring and Evaluating Nonpoint Source Watershed Projects. Washington: EPA, 2016. 522 p.
30. Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems: Watershed Protection Research Monograph No. 1. Ellicott City: Center for Watershed Protection, 2003. 158 p.
31. *Ullah Z., Khan H., Waseem A., Mahmood Q., Farooq U.* Water Quality Assessment of the River Kabul at Peshawar, Pakistan: Industrial and Urban Wastewater Impacts // *J. Water Chem. Technol.* 2013. V. 35. № 4. P. 170–176.
32. *Vilmin L., Flipo N., Escoffier N., Groleau A.* Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD: what is the optimal sampling frequency? // *Environ. Sci. Pollution Res.* 2018. V. 25. P. 23485–23501.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 504.05

АНАЛИЗ СОСТАВА КОММУНАЛЬНЫХ СТОЧНЫХ ВОД ДЛЯ ПРОГНОЗА СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКОЙ ПОПУЛЯЦИИ¹

© 2023 г. Н. М. Щеголькова^{a, b}, К. Ю. Рыбка^b, М. А. Козлова^{b, *}, С. Л. Харитонов^a

^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, 119234 Россия

^bИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

* e-mail: mblshok@mail.ru

Поступила в редакцию 29.07.2022 г.

После доработки 29.07.2022 г.

Принята к публикации 31.10.2022 г.

Показана взаимосвязь качества сточных вод и социально-экономических аспектов жизни населения. Коммунально-бытовые сточные воды предлагается использовать для диагностики здоровья населения, оценки пищевых предпочтений горожан, употребления алкоголя, табака, лекарственных и наркотических средств, а также для оценки подверженности населения воздействию вредных для здоровья химических веществ (ПАУ, пестицидов, консервантов, пластификаторов и т. д.) и для своевременного выявления заболеваний (в том числе таких, как COVID-19). Авторы предложили ряд биомаркеров, которые рекомендуется использовать для мониторинга водно-ресурсной системы как составной части урбэкоисистемы.

Ключевые слова: сточные воды, биомаркеры, самоочищение водотоков-приемников сточных вод, диагностика заболеваний, COVID-19, продукты питания, лекарственные средства, здоровье населения.

DOI: 10.31857/S0321059623020141, **EDN:** INKFVV

ВВЕДЕНИЕ

В городах проживает >70% населения мира, при этом люди активно заменяют природную среду техногенной, перестраивают биогеохимические потоки и создают системы и комплексы, перераспределяющие водные и вещественные потоки. Водно-ресурсная система городов становится полностью зависимой от выбранных технологий водоподготовки и водоочистки, а также структуры водопроводно-канализационного хозяйства.

Эффективность биологической очистки стоков напрямую зависит от структуры микробного сообщества очистных сооружений, а качество очищенных сточных вод влияет на экологическое состояние водного объекта, принимающего такие

воды. Употребляемые человеком продукты питания, алкоголь, табак, лекарственные и косметические средства попадают в сточные воды в составе физиологических жидкостей организма в неизменном виде или в форме метаболитов. Кроме того, в сточные воды поступают вирусы и бактерии от носителей инфекции.

Традиционно состав сточной жидкости интересовал специалистов лишь с точки зрения значений ПДК поступающих стоков. Однако сточные воды необходимо рассматривать не только как отход, но и как ценный ресурс (вещественный и информационный). Уже несколько десятилетий в мировой практике существует подход, называемый “эпидемиологией на основе анализа сточных вод” [45], который применяется для оценки потребления различных веществ. В последнее время этот метод также зарекомендовал себя как быстрый и эффективный способ выявления эпидемий и пандемий. Суть подхода заключается в регулярном измерении концентрации биомаркеров определенных веществ, вирусов и бактерий в сточных водах. Пересчет полученных данных проводят на общее число жителей, обслуживаемых данным очистным сооружением. На основе этой информации можно сделать выводы о здо-

¹ Постановка проблемы и разработка методологических подходов выполнены в рамках государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0002 “Исследования геоэкологических процессов в гидрологических системах суши, формирования качества поверхностных и подземных вод, проблем управления водными ресурсами и водопользованием в условиях изменений климата и антропогенных воздействий”), разработка универсальных подходов к биомаркерам выполнена в рамках государственного задания МГУ (тема 122011800459-3 “Почвенные биомаркеры: идентификация, устойчивость, активность, возможность использования для мониторинга”).



Рис. 1. Принципиальная схема эпидемиологического анализа сточных вод [45].

ровые населения по тем или иным показателям (рис. 1).

Цель данной статьи — обобщение имеющихся оценок состояния городской популяции по составу сточной жидкости и расширение этих представлений с учетом имеющихся наработок и анализа состояния сточных и природных вод г. Москвы.

ПРОГНОЗ ЗДОРОВЬЯ ПОПУЛЯЦИИ

Вирусы и бактерии

Оценка здоровья популяции традиционными способами (например, проведение индивидуальных медицинских анализов) связана со значительными временными и экономическими затратами. Диагностика здоровья горожан по составу сточных вод позволяет получить данные быстро, локализовано (по районам) и достаточно точно (так как сточные воды представляют собой усредненный образец для анализа).

Патогенные микроорганизмы попадают в канализационную сеть города в составе физиологических жидкостей, фекалий, а также отмерших клеток кожи и волос. Возможно выявление распространения вирусов посредством анализа сточных вод на присутствие РНК любого патогенного организма в их составе. Такое исследование проведено в США в пик заболеваемости COVID-19 весной 2020 г. [40], когда ежедневно отбирали образцы первичного осадка сточных вод на очистном сооружении, принимающем стоки от 200 тыс. жителей. Сопоставление данных о концентрации вирусной РНК SARS-CoV-2 в осадке и общедоступных данных о заболеваемости (рис. 2) показало, что такой подход позволяет диагностировать

эпидемию на ранних этапах развития (на ≥ 6 дней раньше, чем другие методы), т. е. в досимптомный период, поскольку 44% случаев вторичного заражения COVID-19 происходит именно в это время [24].

В настоящее время программы мониторинга сточных вод на наличие РНК коронавируса уже внедряются в США [12] и европейских странах [14], разработана соответствующая инструментальная база.

Патогенные микроорганизмы появляются в организме зараженного человека задолго до проявления первых симптомов заболевания и остаются в нем в течение некоторого (иногда — достаточно длительного) периода после выздоровления. Так, например, вирус гепатита А присутствует в выделениях человека за 2–3 недели до появления первых симптомов болезни [10]. Время выделения некоторых патогенов приведено в табл. 1.

Мониторинг сточных вод может использоваться и для диагностики других заболеваний, например полиомиелита [31]. В 1961 г. в Йельском университете был проведен эксперимент по оценке эффективности вакцинации от полиомиелита на основе концентрации вируса в сточных водах [42]. В 1977 г. этот метод был применен в Израиле [8], где с 1989 г. функционирует система мониторинга сточных вод на наличие полиовирусов, которая в 2013 г. показала резкий рост концентрации патогенных вирусов в сточных водах и позволила обнаружить их источник и происхождение. Разработанная на основе этих данных математическая модель позволила определить численность заболевших, принять своевременные меры и предотвратить возможную вспышку эпидемии [6, 11].

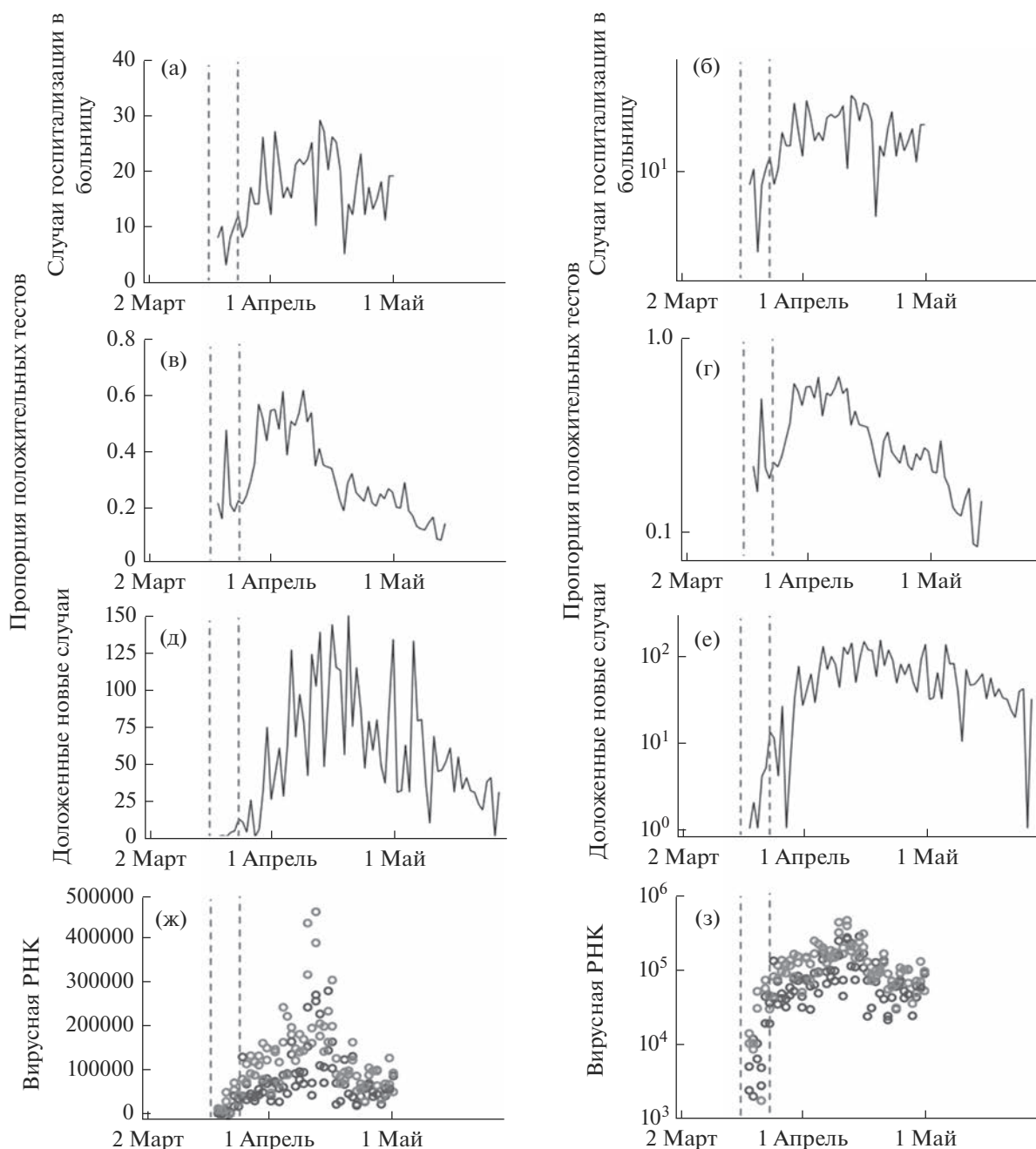


Рис. 2. Количество обращений за медицинской помощью в больницы (а, б), доля положительных результатов тестов на COVID-19 (в, г), количество новых случаев заболевания COVID-19 по данным общедоступной статистики (д, е) и концентрация вирусной РНК в осадке сточных вод (ж, з). В левом столбце представлены данные по линейной шкале, в правом — по логарифмической [40].

Современные методики позволяют детектировать вирусы в сточных водах с высокой точностью. Так, авторы исследования, проведенного в Хельсинки [27], утверждают, что способны выявить вирус полиомиелита среди 700 тыс. человек, проанализировав всего один образец (400 мл) сточной воды, при условии, что вирус хотя бы от семидесяти зараженных попал в канализационную сеть; т. е. метод становится эффективным

при 0.01% заболевших от общей численности жителей. В 2003 г. ВОЗ выпустила руководство по мониторингу содержания вируса полиомиелита в сточных водах с целью контроля распространения инфекции на глобальном уровне [23].

Среди других заболеваний, идентификация которых может быть проведена посредством мониторинга сточных вод, — гепатит А и Е, гастро-

Таблица 1. Концентрация некоторых патогенных микроорганизмов в сточных водах и продолжительность их поступления в стоки с момента заражения [46]

Микроорганизм	Среда	Концентрация*	Продолжительность
<i>C. botulinum</i>	Фекалии	10^8	Нет данных
<i>C. psittaci</i>	Фекалии	10^2-10^3	28 дней**
<i>B. abortus</i>	Моча	10^2-10^6	8–12 недель
<i>Japanese encephalitis</i>	Моча	1–4	3 дня
<i>Enteroviruses</i>	Фекалии	10^8-10^{12}	От недель до месяцев
<i>Protozoa</i>	Фекалии	10^6-10^7	От недель до месяцев
<i>C. burnetii</i>	Фекалии	10^3-10^4	7 дней
<i>Influenza</i>	Назальный образец	10^5-10^7	От 5 дней до недель

* На миллилитр объема или грамм твердого вещества.

** Животные.

энтерит, брюшной тиф, холера, норовирусная, ротавирусная, калицивирусная, энтеровирусная инфекции и другие заболевания, вызываемые вирусами и бактериями [26, 32]. Анализ сточных вод на наличие норовирусов, вызывающих гастроэнтерит, проводился в Италии [34], где проанализировали сточные воды с 32-х очистных сооружений (307 образцов) и выявили наличие заболевания.

Образцы для анализа на наличие вирусов отбирают из сточных вод различной степени очистки; кроме того, вирусная РНК в значительном количестве содержится и в осадке сточных вод [15].

Важно отметить, что подобный подход позволяет идентифицировать патогенные микроорганизмы в том числе в организмах здоровых носителей. Так, в случае энтеровирусов и бактерий лишь ~50% носителей заболевают, а остальные – пассивные переносчики [18].

Лекарственные средства

Анализ сточных вод на наличие компонентов тех или иных лекарственных средств представляет интерес как косвенный показатель болезней, которыми страдает население, а также как индикатор применения запрещенных лекарственных препаратов.

Основная сложность при этом – выбор биомаркеров, так как лекарственные вещества в зависимости от коэффициентов сорбции, кинетики превращения и периода полураспада попадают в сточные воды не только в неизменном виде, а также в виде множества метаболитов. Концентрации таких соединений обычно ≤ 1 мкг/л, находятся в диапазоне в среднем 10–100 нг/л. В процессе очистки сточных вод и даже во время дви-

жения по канализационной сети эти вещества могут значительно трансформироваться, что усложняет процесс их детектирования (так происходит, например, с парацетамолом). Стабильность биомаркеров лекарственных препаратов изучена недостаточно, и хотя такие исследования существуют [17], интерполировать их результаты не всегда представляется возможным. Кроме того, не все метаболиты специфичны по отношению к своему исходному препарату.

Поступление лекарств в бытовые сточные воды зависит от степени их метаболизации в организме человека и животных при естественном выделении, она варьирует в широком диапазоне. Например, более высокие показатели экскреции антибиотиков в неизменной форме присущи амоксициллину и тетрациклину (до 90%), а более низкие – эритромицину (12–15), сульфаметоксазолу (до 30) и кларитромицину (25%) [2, 33].

Помимо данных о применении тех или иных препаратов, можно проследить сезонную динамику их использования. Так, в [20] показано, что пик потребления антибиотиков, антидепрессантов, антигистаминных препаратов и регуляторов липидного обмена приходится на зимний период для регионов, имеющих выраженные сезонные колебания температуры.

Работа по появлению препарата от гриппа “Тамифлю” (“Tamiflu”, действующее вещество – осельтамивир карбоксилата) во время вспышки гриппа проведена в Японии, на которую приходится >70% его мирового потребления [35].

На рис. 3 показано изменение концентрации осельтамивир карбоксилата в семи реках Японии в период с июля 2010 г. по июнь 2011 г., зафиксировано резкое увеличение концентрации определяемого вещества в период вспышки гриппа – с

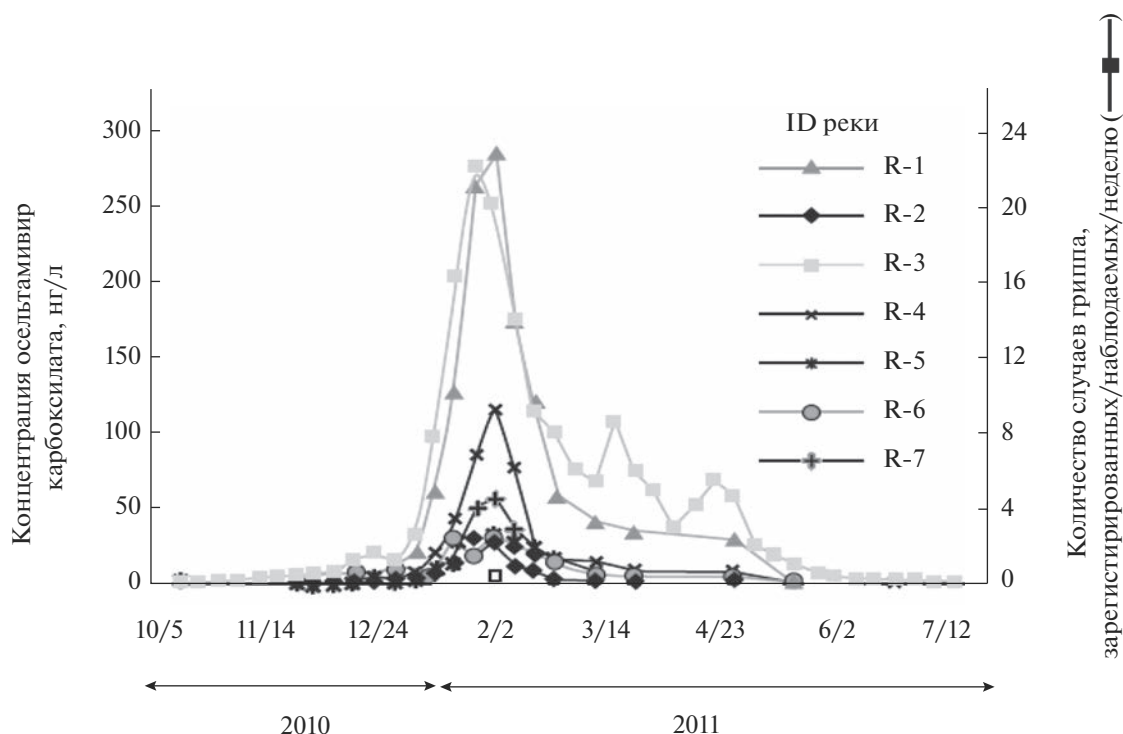


Рис. 3. Динамика изменения концентрации осельтамивир карбоксилата [35].

января по март 2011 г. в пробах речной и сточной воды.

Исследования авторов настоящей статьи, проведенные в 2019–2020 гг. в зонах сброса сточных вод городов Московской области, показали заметно более высокие концентрации напроксена и офлоксацина в зимний период, чем в летний, т. е. в эпидемиологически неблагополучный период. Кроме того, только в зимний период обнаружены антибиотики триметоприм и эритромицин в максимальных концентрациях — 68 и 70 нг/л соответственно (табл. 2) [2].

Австралийские ученые выявили положительную корреляцию между применением антидепрессантов (как показателя психического здоровья населения) и родом занятий населения (максимальная положительная корреляция характерна для неквалифицированных работников), уровнем дохода и образования, семейным положением и доступом к Интернет, а вот корреляция с возрастом не была обнаружена [46].

Также проанализировано содержание нестероидных противовоспалительных препаратов (ибупрофен и напроксен) в сточных водах. Для напроксена, который применяется при хронической боли, найдена корреляция с возрастом изученного городского населения (так как хронические заболевания, как правило, с возрастом прогрессируют), в то время как для ибупрофена, который используют для острой непродолжитель-

ной боли, корреляция с возрастом не обнаружена. А вот в случае с гипотензивными средствами (понижающими давление — атенололом и гидрохлоротиазидом) наблюдалась корреляция и с возрастом, и с социальной неблагополучностью [46].

Антигистаминные препараты (например, фексофенадин и цетиризин) могут служить маркерами аллергических реакций. Кроме того, употребление этих препаратов тесно связано с экологической ситуацией в городах и такими аллергенами, как пыльца, пыль, плесень и сырость [46].

Помимо анализа индивидуальных соединений, не меньший интерес с эпидемиологической точки зрения представляет соотношение двух и более различных биомаркеров. Так, например, высокое содержание в сточных водах антигистаминных препаратов и котинина (биомаркер табака) может свидетельствовать о большей подверженности курильщиков астме [28].

Продукты питания и обеспеченность ими жителей

О взаимосвязи состава сточных вод и питания городского населения писал еще С.Н. Строганов [3]. Проанализировав качество сточных вод городских московских очистных сооружений во время трех периодов в начале XX в., сильно различающихся по социально-политической обстановке (довоенный, военный и революционный), ученый выделил статистически значимое различие

Таблица 2. Результаты определения напроксена, офлоксацина, триметоприма и эритромицина в 2016, 2019 и 2020 гг. (С. — сентябрь, Ф. — февраль, А. — август; прочерк — не обнаружено или концентрация ниже предела обнаружения (офлоксацин <1, сульфаметоксазол <0.5, триметоприм <0.5, эритромицин <1; н.п. — в указанном месте отбор проб не проводился)

Место и дата обнаружения			Канал Старая Яхрома, зона сброса очищенных сточных вод г. Дмитрова	Северная канавка, зона сброса очищенных сточных вод г. Дубны	руч. Перемерки (впадение в р. Волгу), зона сброса очищенных сточных вод г. Твери	р. Истра, зона сброса очищенных сточных вод г. Истры	р. Москва, зона сброса очищенных сточных вод г. Звенигорода
Концентрация, нг/л	Напроксен	С.2016	9.60 ± 4.70	3.60 ± 2.52	—	—	н.п.
		Ф.2019	298	н.п.	2.10 ± 1.47	—	29 ± 9.3
		А.2019	31 ± 9.9	—	—	—	—
		Ф.2020	754	73 ± 23.4	—	—	64 ± 20.5
	Офлоксацин	С.2016	11.6 ± 6.4	1.70 ± 1.17	7.20 ± 3.96	—	н.п.
		Ф.2019	—	н.п.	245 ± 135	81.0 ± 44.6	480 ± 264
		А.2019	—	—	—	—	32 ± 17.6
		Ф.2020	366 ± 201	—	36.0 ± 19.8	68.0 ± 37.4	506
	Триметоприм	С.2016	—	—	—	—	н.п.
		Ф.2019	—	н.п.	22.0 ± 7.9	—	68.0 ± 24.5
		А.2019	—	—	—	—	—
		Ф.2020	—	—	—	—	—
	Эритромицин	С.2016	—	—	—	—	н.п.
		Ф.2019	—	н.п.	—	—	70.0 ± 34.3
		А.2019	—	—	—	—	—
		Ф.2020	—	—	—	—	—

между содержанием белкового и аммонийного азота в стоках, показав, что состав сточных вод напрямую зависит от качества питания населения. В этой же работе С.Н. Строганов первым из российских и, с высокой вероятностью, зарубежных ученых (аналогичных зарубежных работ авторов данной статьи найти не удалось) сформулировал тезис о том, что коммунальная водная система города должна рассматриваться как единая система (“единый организм”), где очистные сооружения коммунально-бытовых стоков играют наиважнейшую роль.

Н.М. Щеголькова, продолжив исследования С.Н. Строганова для Москвы, подтвердила его наблюдения и продемонстрировала, что в период “перестройки” в России качество питания жителей напрямую отразилось не только на качестве сточных вод, но и на экологическом состоянии р. Москвы [4]. На основе анализа данных по составу воды р. Москвы и составу сточных вод очистных сооружений показано, что в период

1995–2005 гг. р. Москва имела максимальный потенциал самоочищения по азоту и органическому веществу. В этот период на участке реки ниже выпусков московских очистных сооружений удалялось в среднем 80% азота от общего его поступления, тогда как в другие периоды (до и после названного) удалялось ≤40%.

Эффект резкого возрастания процессов самоочищения в реке был следствием “самопроизвольного” запуска процессов нитри-денитрификации на очистных сооружениях. Причиной этого “запуска” микробиологических процессов послужила комбинация факторов, связанных с происходящими в то время социальными преобразованиями в стране и городе (снижение водопотребления, уменьшение белкового питания населения, уменьшение токсичности стоков) [4].

Количество и качество потребляемой жителями пищи могут быть оценены по ряду биомаркеров. Например, количество потребляемой пищи растительного происхождения — по содержанию

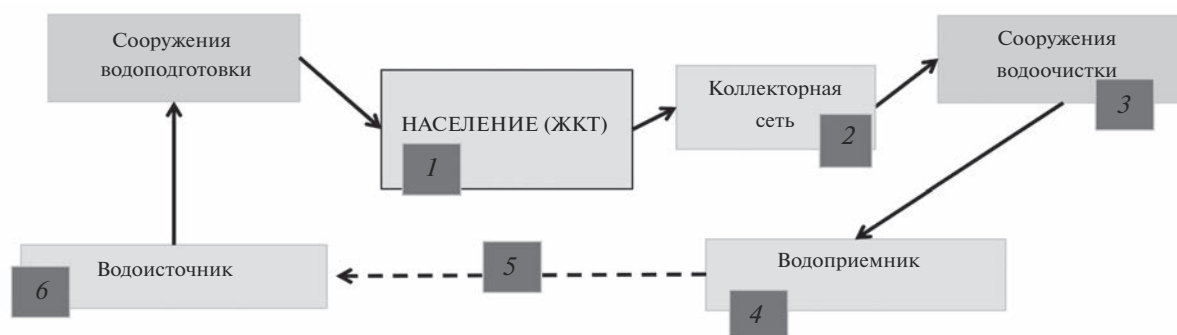


Рис. 4. Общая структура водной системы мегаполиса. В серых квадратах цифрами отмечены места селекции бактериальных сообществ [5].

фитоэстрогенов (даидзеин, генистеин, энтеролактон), которые содержатся в растительной пище и бакалейных продуктах — фруктах, овощах и злаках. При этом даидзеин и генистеин содержатся преимущественно в соевых продуктах питания, а энтеролактон — в цельнозерновых и бобовых, фруктах и овощах. Этим можно объяснить значительное различие концентраций генистеина в выделениях азиатов и европейцев — первые употребляют на порядок больше соевых продуктов [50].

Биомаркерами для мониторинга потребления продуктов животного происхождения служат креатинин, таурин, метилгистидин, ансерин, карнозин, а ацесульфам, сахарин, сукралоза показывают долю искусственных подсластителей в продуктах питания [16].

Как показало исследование, проведенное в Австралии в 2016 г., сточные воды могут служить источником информации не только непосредственно о потребляемых продуктах питания, но и о демографических и экономических аспектах жизни общества [46]. Среди важных индикаторов ученые выделили содержание витаминов, кофеина, пищевых волокон и другие. Эти данные согласуются с результатами социального опроса, согласно которым, люди с более высоким социальным индексом чаще пьют кофе и предпочитают эспрессо или молотый кофе, в то время как слои общества с меньшим благосостоянием пьют растворимый кофе или не употребляют этот напиток вовсе [53].

Биологическое единство водной среды города и структура бактериальных сообществ городской среды

Водоснабжение и водоотведение — базовые части единой системы города. На станциях водоподготовки вода из поверхностных или подземных источников доводится до нормативного ка-

чества, после чего она поступает к потребителям [5] (рис. 4).

После бытового использования стоки поступают в систему канализации. При этом важно отметить, что в некоторых развитых странах “черные” (собственно канализационные) и “серые” (воды душевых и кухонь) стоки канализируются отдельно, а в России и многих других странах осуществляется единое водоотведение.

Каждый этап движения воды (рис. 4) характеризуется специфическим бактериальным сообществом (БС). Наибольшее количество бактерий содержится в бытовых стоках и в активном иле. Бактериоценоз стоков формируется в значительной мере за счет бактериоценоза желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) [38].

В последние годы опубликовано немало статей по метабеному ЖКТ жителей земли. Видовой состав и функционирование БС ЖКТ вызывает повышенный научный интерес, что связано со следующими причинами: влиянием БС ЖКТ на здоровье человека и иммунитет [19, 22, 37]; большим числом бактерий ЖКТ, на порядок превышающим количество клеток человека [41]; варьированием видового состава БС ЖКТ в зависимости от возраста, пола, состояния здоровья, места жительства и питания людей [7, 25, 36, 54, 55].

Канализационные воды, обогащенные бактериями от ЖКТ горожан, далее движутся на очистные сооружения. Чем выше плотность городского населения, тем значимей становится фактор селекции БС активного ила.

Данные многолетнего наблюдения [5] выявили наличие выраженной сезонной динамики количества и видового состава БС поступающих сточных вод в период 1959–1969 гг. и “сглаживание” этой сезонной динамики в период 1999–2003 гг., когда в Москве происходили социальные изменения. Для первого периода достоверно показано, что количество гетеротрофных бактерий, количество колиформных бактерий, а также доля

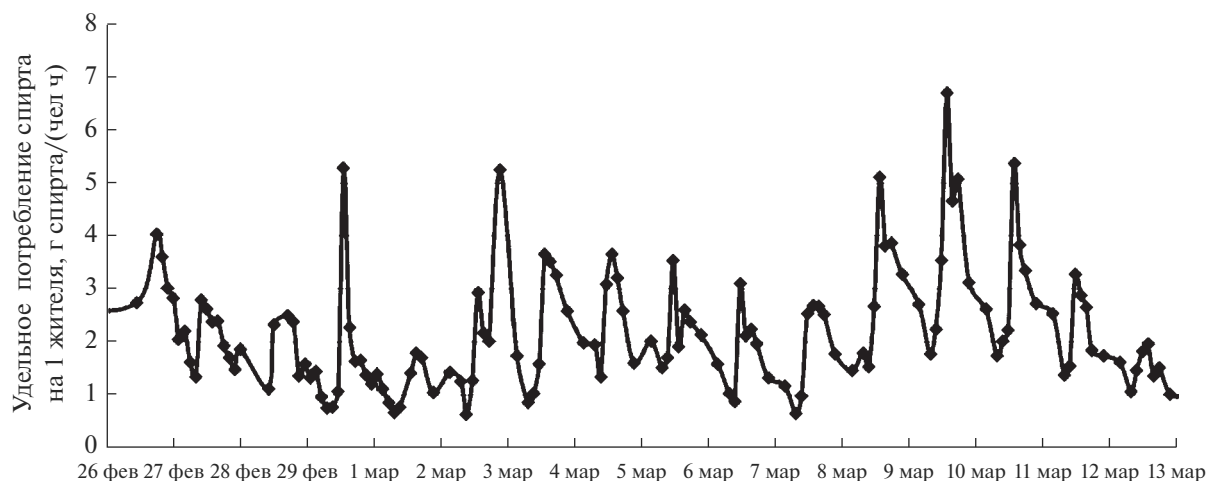


Рис. 5. Динамика удельного потребления спирта на 1 жителя, г/ч [1].

этих бактерий в общем числе микробов в течение года различались в 2–3 раза между летним и зимним периодом.

Выявленная сезонная неоднородность фиксировалась до середины 1990-х гг., после чего летний и зимний периоды практически перестали различаться, а средний уровень поступления гетеротрофных бактерий в сточные воды стал выше. Это объясняется тем, что в “перестроечные” годы нагрузка на очистные сооружения по биокисляемому органическому веществу и азоту сокращалась за счет ухудшения рациона питания жителей аналогично тому, что наблюдал С.Н. Строганов в революционный и военный периоды в начале XX в. [4]. Так, с 1989 по 1999 г. нагрузка на очистные сооружения по органическому веществу и общему азоту уменьшилась на 30%. Кроме того, середина 1990-х гг. была временем изменения быта горожан: менялись моющие препараты, бытовая химия, продукты питания и другие факторы, влияющие на качество поступающей воды. В Москве наличие/отсутствие овощей и фруктов перестало быть сезонным фактором, и одновременно с этим сезонная динамика содержания бактерий в стоках, поступающих на очистные сооружения, сгладилась. Сделанное авторами [5] наблюдение о наличии/отсутствии сезонной динамики в структуре БС сточных вод доказывает тот факт, что если коллекторную сеть города рассматривать как проточный реактор, формирующий состав БС, то можно утверждать, что видовой состав БС до сих пор практически не изучался. При этом выявление закономерностей, аналогичных названному, может способствовать целенаправленной селекции “полезных” микробиологических сообществ уже в коллекторной сети, т. е. еще до поступления сточных вод на очистные сооружения.

Примером незапланированной селекции “полезных” микроорганизмов в канализационной сети города было изменение структуры активного ила в “перестроечные” годы XX в., как указано выше [4]. Важнейшим триггером, запустившим процесс самоочищения от азота в р. Москве в 1995–2005 гг., была селекция бактерий-нитрификаторов в аэротенках очистных сооружений. Их биомасса возросла в несколько раз по сравнению с предшествующим периодом. Поэтому наличие нитрификаторов в биологически очищенных сточных водах, когда расходы сточных вод соизмеримы с расходом реки-водоприемника, также является биомаркером. Показано, что для периодов, когда бактерии-нитрификаторы достоверно присутствовали в сточных водах, доля окисленного азота была $\geq 50\%$ [4]. Однако в случае, когда сточные воды обеззараживаются химическим (хлор и его соединения) или физическим (ультрафиолет, озон) методами, определение этого биомаркера нецелесообразно, так как вместе с патогенными микроорганизмами уничтожаются и полезные. Внедрение в системы мониторинга этого биомаркера целесообразно лишь при осуществлении биологического обеззараживания, когда полезные микроорганизмы не уничтожаются (фотобиореакторы, фито-очистные сооружения).

Алкоголь

Биомаркер употребления алкоголя (этилового спирта) в сточных водах — этилсульфат, концентрация которого в моче пропорциональна выпитому количеству спиртного с учетом незарегистрированных продаж и домашнего производства алкоголя. Такое исследование было проведено в Москве в 2012 г. на Курьяновских очистных сооружениях [1]. Полученные данные свидетельствуют о наличии ярко выраженной суточной и

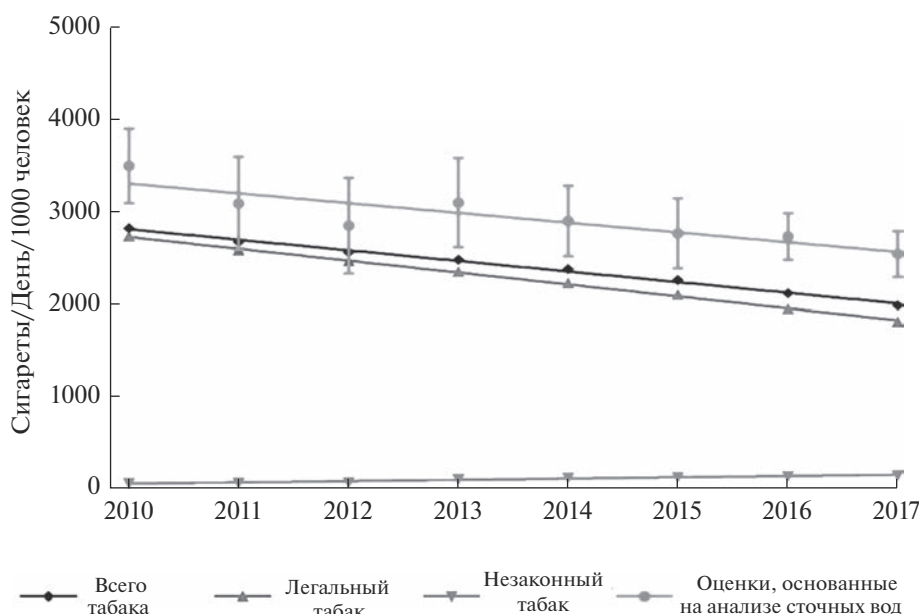


Рис. 6. Потребление табачной продукции (сигарет в день на 1000 жителей) с 2010 по 2017 г. [30].

недельной динамики потребления алкоголя (рис. 5). Минимальные показатели характерны для будних дней, максимальные — для выходных и праздников. При этом среднее потребление составило 52.7 г этилового спирта в сутки на взрослого жителя Москвы.

Табак

Анализ сточных вод используют также для оценки потребления табачной продукции. Австралийские ученые анализировали содержание никотина (биомаркер табака) в сточных водах в течение семи лет (с 2010 по 2017 г.) и на основе этих данных отметили общее снижение потребления табачной продукции на душу населения на 25%, что соответствует данным социальных опросов и статистике продаж (рис. 6) [30].

Наркотические средства

Еще одна сфера применения мониторинга сточных вод — оценка потребления наркотических веществ (как разрешенных, так и запрещенных). При определении удельного потребления этих веществ также делают перерасчет на душу населения, исходя из информации о концентрации химического вещества в сточных водах на очистном сооружении, их объеме и численности населения, обслуживаемого данным очистным сооружением [56].

В 2011 г. в 19-ти европейских городах в течение одной недели проводился мониторинг сточных вод на наличие запрещенных наркотических ве-

ществ (кокаин, амфетамин, экстази, метамфетамин и конопля) [49], в 2015 г. — на алкоголь, кофеин, табак и лекарства [9]. Была оценена степень корреляции этих данных с официальной статистикой продаж. При этом максимальная положительная корреляция обнаружена для лекарственных средств и кокаина. Также была выявлена динамика употребления наркотиков по дням недели с максимумом в выходные дни (рис. 7) [56].

Подверженность населения воздействию опасных веществ

Анализ сточных вод позволяет также оценить санитарно-гигиенические риски и угрозы для здоровья населения от вредных веществ в окружающей среде. Опасные для здоровья токсиканты (ПАУ, фталаты, пластификаторы, дезинфицирующие и моющие средства, пестициды, консерванты и т. д.) попадают в организм человека с пищей, а также при вдыхании и абсорбции кожными покровами (рис. 8). Эти соединения поступают в стоки также и с ливневыми, и с “серыми” водами. Мониторинг сточных вод позволяет определить степень подверженности населения воздействию этих веществ, количество этих веществ в окружающей среде на одного жителя, а также способность вредных веществ к биоаккумуляции и биodeградации. Такой мониторинг позволяет контролировать качество продуктов питания и диагностировать отравления в случае долговременных наблюдений (по изменению трендов и наличию “всплесков” концентраций отдельных веществ).

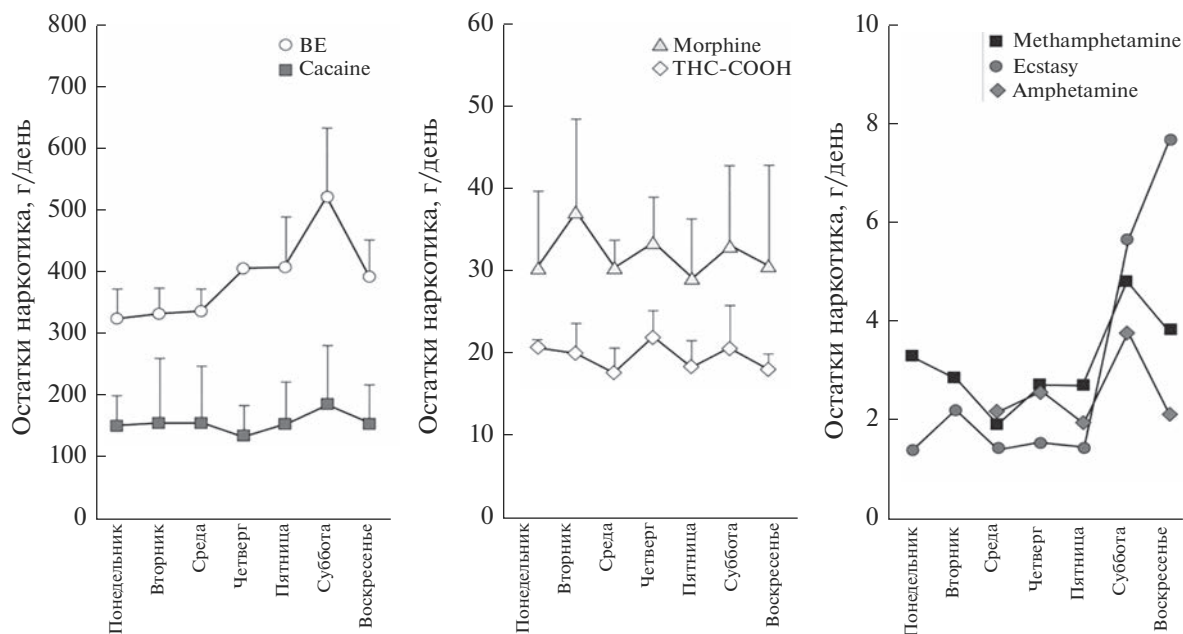


Рис. 7. Употребление наркотических средств (г/день) по данным анализа сточных вод от 1.25 млн жителей Милана [56].

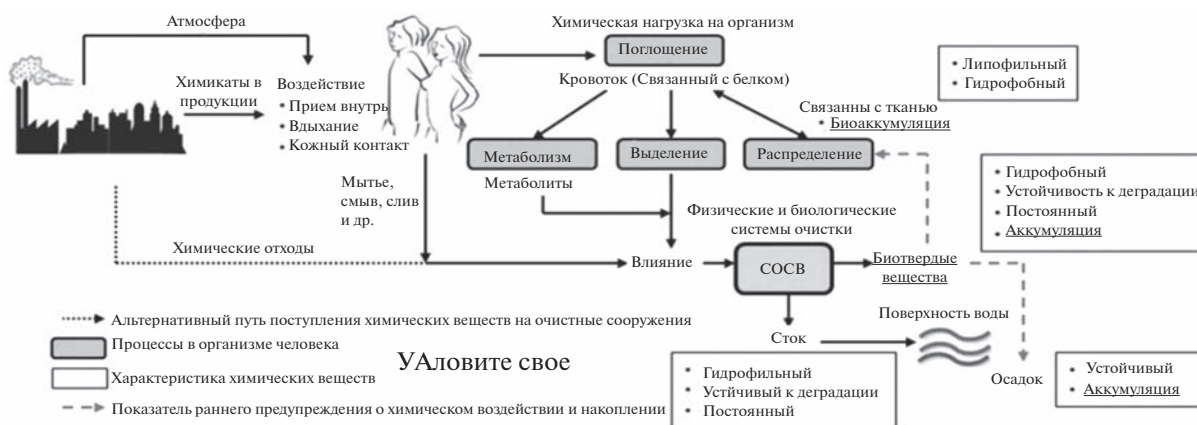


Рис. 8. Миграция и трансформация искусственно синтезированных химических веществ в антропогенной среде [51]. СОСВ – станция очистки сточных вод.

При исследованиях сточных вод проводилась оценка подверженности населения воздействию пестицидов (триазинов, органофосфатов, пиретроидов) [43], пластификаторов (фталатов) [21], ингибиторов горения [39], бензофенона [52], эндокринных деструкторов [29] и других опасных для здоровья веществ.

Согласно результатам работы, проведенной в США, наиболее распространенные группы искусственно синтезированных химических веществ в осадке сточных вод – алкилфенольные ПАВ, фармацевтические препараты и средства

личной гигиены, а также бромированные антипирены [51]. Все они относятся к химическим веществам высокого объема производства, что позволяет сделать вывод об их способности к биоразложению и аккумуляции. Так, гидрофобные вещества, концентрация которых в осадке сточных вод находится в диапазоне долей триллиона (<1 мкг/кг по сухому веществу), следует считать биоразлагаемыми и менее опасными для человека и окружающей среды; а вещества, концентрация которых оценивается в долях миллиона

(>1000 мкг/кг по сухому веществу) — персистентными и способными к биоаккумуляции.

Прогноз социально-экономического благополучия/неблагополучия и здоровья населения

Как отмечено выше, есть тесная взаимосвязь состава сточных вод и социальных, экономических и демографических аспектов жизни населения. На основе анализа сточных вод возможно выделить конкретные химические вещества, которые могут служить маркерами неблагополучия населения и возможного социального кризиса. К таким веществам можно отнести антидепрессанты и сильнодействующие наркотические и лекарственные средства (например, прегабалин, применение которого не по прямому назначению связывают с повышенным риском суицида [44]). В Греции в преддверии социально-экономического кризиса в период с 2010 по 2014 г. было отмечено 10-кратное увеличение потребления населением психотропных средств (как разрешенных, так и запрещенных), в особенности нейролептиков, бензодиазепинов и антидепрессантов, применяющихся в медицине для снижения уровня тревожности и стресса [48]. Таким образом, мониторинг сточных вод способен давать информацию не только о физическом, но и о ментальном здоровье населения, а также о социально-экономической обстановке в стране в целом.

Для оценки здоровья населения можно использовать такой интегральный показатель, как уровень окислительного стресса [13]. Окислительный стресс представляет собой дисбаланс между оксидантами (активными формами кислорода) и антиоксидантной защитой в организме. Молекулы, образующиеся при окислении, могут служить биомаркерами при возрастных или дегенеративных заболеваниях, таких как болезнь Альцгеймера, гипертония, диабет второго типа, несколько видов рака, а также при хронической обструктивной болезни легких, курении и проживании в районах с неблагоприятной экологической обстановкой.

Биомаркерами окислительного стресса в сточных водах может служить 8-гидрокси-2'-дезоксигуанозин (основной продукт окисления ДНК) и 8-гидроксигуанозин, который образуется при окислении РНК. Маркерами процесса окисления белков служат нитротирозин, хлортирозин и бромтирозин, появление которых в биологических жидкостях человека наблюдается при атеросклерозе, болезнях Паркинсона и Альцгеймера, а также других заболеваниях. Дитиозин — специфический маркер окислительного стресса головного мозга [47].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Состав сточной жидкости должен рассматриваться как важный источник информации о состоянии населения. Сточные воды могут служить системой раннего оповещения, позволяющей своевременно диагностировать и, возможно, предотвратить распространение эпидемий и пандемий, оценивать санитарно-гигиенические риски и даже экономические кризисы.

Для внедрения этого подхода в России необходимо:

- 1) разработать соответствующую законодательную базу и стандарты эпидемиологического мониторинга сточных вод;
- 2) выделить приоритетные направления анализа (вирусы, бактерии, химические вещества) и их биомаркеры в сточных водах;
- 3) верифицировать методики определения этих биомаркеров и интерпретации полученных данных.

На основе обширного анализа литературы и эпидемиологических данных предложены следующие показатели здоровья населения и их потенциальные биомаркеры (табл. 3).

Анализ сточных вод рекомендуется применять в дополнение к традиционным эпидемиологическим подходам и верифицировать полученные данные путем сопоставления с клиническими анализами, официальной статистикой заболеваемости и смертности, данными о продаже лекарственных средств, результатами переписи, опросами населения и т. д. При этом подходе необходимо учитывать следующие допущения:

- 1) анализируемые вещества попадают в сточные воды исключительно из организма человека (а не в составе производственных отходов или, например, ливневых сточных вод);
- 2) биомаркеры специфичны по отношению к конкретным анализируемым веществам;
- 3) в процессе движения по канализационной сети биомаркеры стабильны и не подвержены внешнему воздействию (химическому, физическому или биологическому), их концентрация на входе соответствует таковой на выходе (в точке отбора пробы).

Кроме того, необходимо помнить, что таким образом невозможно получить персонализированную информацию. Городские сточные воды представляют собой усредненный по всем видам показатель.

Важный биомаркер для запуска эффективного процесса самоочищения в реке-водоприемнике — наличие бактерий-нитрификаторов в очищенной сточной воде. Этот биомаркер может определяться только в случае отсутствия химического или физического обеззараживания сточных вод.

Таблица 3. Возможные биомаркеры здоровья населения в сточных водах

Показатели здоровья населения		Биомаркеры
Пища (употребление продуктов питания)	Растительная пища	Фитоэстрогены
	Фрукты и овощи	Флавоноиды
	Соя	Изо-флавоноиды
	Цельнозерновые	3(3,5-дигидроксифенил)-1-пропионовая кислота
	Кофе	Кофеин и его метаболиты (1-метилксантин и 7-метилксантин)
	Мясо	Креатинин, таурин, 1-метилгистидин, 3-метилгистидин
	Искусственные подсластители	Ацесульфам, сахарин и сукралоза
Употребление алкоголя		Этилсульфат
Курение табака		Котенин, специфичные для табака нитрозамины, ментол
Применение лекарственных средств	Антибиотики	Цефалексин, сульфаметоксазол, триметоприм, норфлоксацин, левофлоксацин, ципрофлоксацин, азитромицин, эритромицин, кларитромицин, триметоприм, сульфацидидин, сульфаметоксазол, сульфасалазин
	Антидепрессанты, психиатрические лекарства	Циталопрам, десвенлафаксин, венлафаксин, миртазапин, амитриптилин, карбамазепин, оксазепам, мемантин, миртазапин, сертралин
	Антигистаминные препараты	Фексофенадин, меклозин
	Гипотензивные средства	Атенолол
	Регуляторы липидного обмена	Аторвастатин, розувастатин
	Нестероидные противовоспалительные препараты	Ибупрофен, напроксен
	Противосудорожные препараты	Карбамазепин, габапентин, прегабалин
Употребление наркотических средств		Амфетамин, метадон, кодеин, морфин, оксикодон, нороксикодон, трамадол, кокаин, синтетические каннабиноиды, катин, катонин, MDMA
Окислительный стресс		8-гидроксигуанозин, 8-гидрокси-2'-дезоксигуанозин, 3-гидроксипропилмеркаптуровая кислота, дитиروزин, нитротирозин, хлортирозин, бромтирозин
Поступление в организм витаминов	Группа В	Рибофлавин, β-пиридинкарбоновая кислота, никотинамид, пантотеновая кислота
	Группа Е	α-карбоксиэтилгидрохроман, γ-карбоксиэтилгидрохроман
Подверженность воздействию опасных для здоровья веществ	ПАУ	Фенантрол
	Солнцезащитные средства	Бензофенон
	Консерванты	Метилпарабен, этилпарабен, пропилпарабен, бутилпарабен
	Дезинфицирующие средства	Триклозан, хлороксиленол, хлорофен
	Антипирены (ингибиторы горения)	Трибутилфосфат, триизобутилфосфат
	Пестициды	3-PBA, trans-DCCA, cis-DCCA, TCPY, IMPY
Беременность		Хорионический гонадотропин человека

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Козлов М.Н., Кевбрина М.В., Щеголькова Н.М., Аксенов А.А. Надежный биомаркер: определение потребления алкоголя в Москве по результатам анализа специфических метаболитов в сточной жидкости // Вода Magazine. 2013. № 3 (67). С. 42–46.
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. Строганов С.Н. Питание Москвы в 1903–1922 гг. по наблюдениям над сточной жидкостью. М.: Тип. М.К.Х., 1923. 32 с.
4. Щеголькова Н.М., Козлов М.Н., Данилович Д.А., Мойжес О.В. Роль московских очистных сооружений в самоочищении р. Москвы по азоту // Экология и пром-сть России. 2007. № 3. С. 40–43.
5. Щеголькова Н.М., Перцева М.А. Изучение и регулирование водной среды мегаполисов: новые подходы // Вода: химия и экология. 2013. Т. 12. № 12. С. 38–45.
6. Anis E., Kopel E., Singer S.R. et al. Insidious reintroduction of wild poliovirus into Israel // Eurosurveillance. 2013. V. 18. № 38. P. 5.
7. Arumugam M., Harrington E.D., Foerstner K.U. et al. Enterotypes of the human gut microbiome // Nature. 2011. V. 473. № 12. P. 174–80.
8. Badri F., Moshe N. Enterovirus types in Israel sewage // Water Res. 1977. V. 11. № 4. P. 393–396.
9. Baz-Lomba J.A., Salvatore S., Gracia-Lor E. et al. Comparison of pharmaceutical, illicit drug, alcohol, nicotine and caffeine levels in wastewater with sale, seizure and consumption data for 8 European cities // BMC Public Health. 2016. V. 16 (1035). P. 11.
10. Belshe R.B. Textbook of Human Virology. St. Louis: Mosby Year Book, 1991. 1064 p.
11. Brouwer A.F., Eisenberg J.N.S., Pomeroy C.D. et al. Epidemiology of the silent polio outbreak in Rahat, Israel, based on modeling of environmental surveillance data // Proc. National Acad. Sci. 2018. V. 115. № 45. P. E10625–E10633.
12. Centers for Disease Control and Prevention. COVID Data Tracker [Электронный ресурс] // Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, CDC. <https://covid.cdc.gov/covid-data-tracker/index.html#datatracker-home> (дата обращения: 26.07.2022).
13. Choi P.M., Bowes D.A., O'Brien J.W. et al. Do food and stress biomarkers work for wastewater-based epidemiology? A critical evaluation // Sci. Total Environ. 2020. V. 736. 12 p.
14. Commission Recommendation (EU) 2021/472 of 17 March 2021 on a common approach to establish a systematic surveillance of SARS-CoV-2 and its variants in wastewaters in the EU. 2021. 6 p.
15. Corpuz M.V.A., Buonerba A., Vigliotta G. et al. Viruses in wastewater: occurrence, abundance and detection methods // Sci. Total Environ. 2020. V. 745. 26 p.
16. Cuparencu C., Praticó G., Hemeryck L.Y. et al. Biomarkers of meat and seafood intake: an extensive literature review // Genes & Nutrition. 2019. V. 14. № 35. 30 p.
17. Gao J., Li J., Jiang G. et al. Systematic evaluation of biomarker stability in pilot scale sewer pipes // Water Res. 2019. V. 151. P. 447–455.
18. Gibson L.L., Rose J.B., Haas C.N. Use of quantitative microbial risk assessment for evaluation of the benefits of laundry sanitation // Am. J. Infection Control. 1999. V. 27. № 6. P. S34–S39.
19. Gillevet P., Sikaroodi M., Keshavarzian A., Mutlu E. Quantitative assessment of the human gut microbiome using multitag pyrosequencing // Chem. Biodiversity. 2010. V. 7. № 5. P. 1065–1075.
20. Golovko O., Kumar V., Fedorova G. et al. Seasonal changes in antibiotics, antidepressants/psychiatric drugs, antihistamines and lipid regulators in a wastewater treatment plant // Chemosphere. 2014. V. 111. P. 418–426.
21. González-Mariño I., Rodil R., Barrio I. et al. Wastewater-Based Epidemiology as a New Tool for Estimating Population Exposure to Phthalate Plasticizers // Environ. Sci. Technol. 2017. V. 51. № 7. P. 3902–3910.
22. Guarner F., Malagelada J.R. Gut flora in health and disease // Lancet. 2003. V. 360. № 8. P. 512–519.
23. Guidelines for environmental surveillance of poliovirus circulation. WHO. 2003. 19 p.
24. He X., Lau E.H.Y., Wu P. et al. Temporal dynamics in viral shedding and transmissibility of COVID-19 // Nat. Med. 2020. V. 26. P. 672–675.
25. Hehemann J.-H., Correc G., Barbeyron T. et al. Transfer of carbohydrate-active enzymes from marine bacteria to Japanese gut microbiota // Nature. 2010. V. 464. P. 908–912.
26. Hellmér M., Paxéus N., Magnius L. et al. Detection of Pathogenic Viruses in Sewage Provided Early Warnings of Hepatitis A Virus and Norovirus Outbreaks // Applied Environ. Microbiol. 2014. V. 80. № 21. P. 6771–6781.
27. Hovi T., Stenvik M., Partanen H., Kangas A. Poliovirus surveillance by examining sewage specimens. Quantitative recovery of virus after introduction into sewerage at remote upstream location // Epidemiol. Infection. 2001. V. 127. № 1. P. 101–106.
28. Ilmarinen P., Tuomisto L.E., Kankaanranta H. Phenotypes, Risk Factors, and Mechanisms of Adult-Onset Asthma // Mediators Inflamm. 2015. V. 2015. 19 p.
29. Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J. The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK // Water Res. 2008. V. 42. № 13. P. 3498–3518.
30. Mackie R.S., Tschärke B.J., O'Brien J.W. et al. Trends in nicotine consumption between 2010 and 2017 in an Australian city using the wastewater-based epidemiology approach // Environ. Int. 2019. V. 125. P. 184–190.
31. Más Lago P., Gary H.E.Jr., Pérez L.S. et al. Poliovirus detection in wastewater and stools following an immunization campaign in Havana, Cuba // Int. J. Epidemiol. 2003. V. 32. № 5. P. 772–777.
32. Metcalf T.G., Melnick J.L., Estes M.K. Environmental Virology: From Detection of Virus in Sewage and Water by Isolation to Identification by Molecular Biology-A

- Trip of Over 50 Years // Annual Rev. Microbiol. 1995. V. 49. № 1. P. 461–487.
33. Monteiro S.C., Boxall A.B.A. Occurrence and Fate of Human Pharmaceuticals in the Environment // Rev. Environ. Contamination Toxicol. 2010. V. VIII. P. 53–154.
 34. Muscillo M., Fratini M., Graffeo R. et al. GIV Noroviruses in Wastewaters and in Stool Specimens from Hospitalized Patients // Food Environ. Virol. 2013. V. 5. P. 194–202.
 35. Nakada N. Occurrence of Pharmaceuticals & Personal Care Products (PPCPs) in the Aquatic Environment of Asian Countries // Two-Day Workshop “Pharmaceuticals in the Environment – Global occurrence, effects, and options for action”. Geneva, 2014.
 36. Nam Y.-D., Jung M.-J., Roh S.W. et al. Comparative Analysis of Korean Human Gut Microbiota by Barcoded Pyrosequencing // PLoS One. 2011. V. 6. № 7. 15 p.
 37. Neish A.S. Microbes in gastrointestinal health and disease // Gastroenterol. 2009. V. 136. P. 65–80.
 38. Newton R. J., McLellan S. L., Dila D.K. et al. Sewage Reflects the Microbiomes of Human Populations // mBio. 2015. V. 6. № 2. 9 p.
 39. O'Brien J.W., Thai P.K., Brandsma S.H. et al. Wastewater analysis of Census day samples to investigate per capita input of organophosphorus flame retardants and plasticizers into wastewater // Chemosphere. 2015. V. 138. P. 328–334.
 40. Peccia J., Zulli A., Brackney D.E. et al. SARS-CoV-2 RNA concentrations in primary municipal sewage sludge as a leading indicator of COVID-19 outbreak dynamics // ResearchGate. 2020. 13 p.
 41. Qin J., Li R., Raes J. et al. A human gut microbial gene catalogue established by metagenomic sequencing // Nature. 2010. № 4. P. 59–65.
 42. Riordan J.T. The 1961 Middletown Oral Poliovirus Vaccine Program. IX. Isolation of enteroviruses from sewage before and after vaccine administration // Yale J. Biol. Med. 1962. V. 34. № 5. P. 512–521.
 43. Rousis N.I., Gracia-Lor E., Hernández F. et al. Wastewater-based epidemiology as a novel tool to evaluate human exposure to pesticides: Triazines and organophosphates as case studies // Sci. Total Environ. 2021. V. 793. 10 p.
 44. Schifano F. Misuse and abuse of pregabalin and gabapentin: cause for concern? // CNS Drugs. 2014. V. 28. P. 491–496.
 45. Sims N., Kasprzyk-Hordern B. Future perspectives of wastewater-based epidemiology: Monitoring infectious disease spread and resistance to the community level // Environ. Int. 2020. V. 139. 13 p.
 46. Sinclair R.G., Choi C.Y., Riley M.R., Gerba C.P. Pathogen surveillance through monitoring of sewer systems // Adv. Appl. Microbiol. 2008. V. 65. P. 249–269.
 47. Syslová K., Böhmová A., Mikoška M. et al. Multimarker screening of oxidative stress in aging // Oxid. Med. Cell. Longev. 2014. V. 2014. P. 14.
 48. Thomaidis N.S., Gago-Ferrero P., Ort C., Niki C. et al. Reflection of Socioeconomic Changes in Wastewater: Licit and Illicit Drug Use Patterns // Environ. Sci. Technol. 2016. V. 50. № 18. P. 10065–10072.
 49. Thomas K.V., Bijlsma L., Castiglioni S. et al. Comparing illicit drug use in 19 European cities through sewage analysis // Sci. Total Environ. 2012. V. 432. P. 432–439.
 50. Venkatesan A.K., Chen J., Driver E. et al. Assessing the Potential To Monitor Plant-Based Diet Trends in Communities Using a Wastewater-Based Epidemiology Approach // Wastewater-Based Epidemiology: Estimation of Community Consumption of Drugs and Diets. ACS Symposium Ser. 2019. V. 1319. P. 187–198.
 51. Venkatesan A., Halden R. Wastewater Treatment Plants as Chemical Observatories to Forecast Ecological and Human Health Risks of Manmade Chemicals // Sci. Rep. 2014. V. 4. 7 p.
 52. Wang W., Kannan K. Mass loading and emission of benzophenone-3 (BP-3) and its derivatives in wastewater treatment plants in New York State, USA // Sci. Total Environ. 2017. V. 579. P. 1316–1322.
 53. Wong T.H.T., Sui Z., Rangan A. et al. Discrepancy in socioeconomic status does not fully explain the variation in diet quality between consumers of different coffee types // Eur. J. Nutr. 2018. V. 57. P. 2123–2131.
 54. Wu G.D., Chen J., Hoffmann C. et al. Linking long-term dietary patterns with gut microbial enterotypes // Sci. 2011. № 7. P. 105–108.
 55. Yatsunenko T., Rey F.E., Manary M.J., Trehan I. Human gut microbiome viewed across age and geography // Nature. 2012. № 14. P. 222–227.
 56. Zuccato E., Chiabrando C., Castiglioni S. et al. Estimating Community Drug Abuse by Wastewater Analysis // Environ. Health Perspectives. 2008. V. 116. № 8. P. 1027–1032.

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК [556.535.8:546]/(597)

**ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЕТАЛЛОИДЫ В ВОДЕ
И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ В РЕКАХ
БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА КАНЗЁ (ВЬЕТНАМ)¹**

© 2023 г. Н. Н. Терещенко^{а, *}, О. Д. Чужикова-Проскурнина^а,
В. Ю. Проскурнин^а, Нгуен Чонг Хиен^б

^аФИЦ “Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского”,
Севастополь, 299011 Россия

^бСовместный Российско-Вьетнамский Тропический исследовательский научный
и технологический центр (Южное отделение),
Хошимин, 740500 Социалистическая Республика Вьетнам

*e-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Поступила в редакцию 26.01.2022 г.

После доработки 24.10.2022 г.

Принята к публикации 30.10.2022 г.

Проведены хемотропические исследования акваторий рек Кагау и Лонгтау в биосферном заповеднике Канзё (Вьетнам). Методом масс-спектрометрии определены концентрации 15 микроэлементов — тяжелых металлов и металлоидов — в воде и донных отложениях. Установлено, что в общем уровне поллютантов не высоки в реках Канзё. Но отмечено, что концентрации ряда тяжелых элементов в единичных случаях превышают предельно допустимые при кратковременном воздействии, также неоднократно превышен предел безопасных концентраций по нескольким элементам и при хроническом воздействии. Концентрации ряда тяжелых элементов составляют от 30 до 80% ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Прежде всего это такие элементы, как медь, цинк, мышьяк, ванадий, железо, молибден. Установлено, что, согласно Регламенту Вьетнама, в водах исследованных акваторий были превышены нормативные показатели для источников категории А1 по концентрации взвешенного вещества в воде, а концентрация растворенного кислорода в воде была ниже норматива. Полученные результаты указывают на необходимость мониторинга хемотропического состояния акваторий рек в Канзё как водных природоохранных объектов, которые также ограничительно используются в социально-хозяйственных целях.

Ключевые слова: Биосферный заповедник Канзё, реки Кагау и Лонгтау, тяжелые металлы и металлоиды, вода, донные отложения.

DOI: 10.31857/S0321059623020153, EDN: IQRTCA

ВВЕДЕНИЕ

Хемотропические исследования речных систем и оценка экологического качества вод, отслеживание направленности изменений химического состава вод, определение фоновых природных уровней химического состава вод в районах, мало подверженных антропогенному влиянию, имеет важное научное и практическое значение. Полученные результаты призваны обеспечить формирование научных основ рациональной системы мониторинга, оценки экологического со-

стояния акваторий и прогноза тенденций его изменения.

Сохранение и поддержание экологического качества вод в акваториях рек — залог обеспечения безопасного рационального использования природных ресурсов рек и сохранения целостности этих экосистем, их биологического разнообразия и природного продукционного потенциала. Одна из главных угроз флоре и фауне юго-восточной Азии в последнее время — изменение химического состава вод, которое включает в себя как техногенное загрязнение, так и прогрессирующее засоление речных вод, что повышает актуальность научных исследований именно в водотоках, подверженных засолению. В настоящее время происходит усиление осолонения вод в такой важной для Вьетнама речной системе, как

¹ Исследование выполнено в рамках НИР Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра (тема “Эколан Э-3.4”) и госзадания ФИЦ (тема “Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН”, государственная регистрация 121031500515-8).

дельта р. Меконг [13, 24, 27]. В основном, это происходит за счет антропогенного влияния — регулирования речного стока реки в соседних, расположенных выше по течению Меконга, странах. Но сказывается влияние и других антропогенных и природных факторов, в частности — глобального изменения климата [8, 27, 29, 34]. Это представляет большую проблему для многих стран региона, так как реки играют важную роль в социальной и экономической жизни Вьетнама и других стран юго-восточной Азии. Во Вьетнаме и других развивающихся странах усиленное промышленное развитие, концентрация населения в больших городах и отсутствие в большинстве случаев достаточной степени очистки стоков промышленных предприятий и урбанизированных территорий приводит к повышению содержания токсичных веществ в воде рек, в том числе и тяжелых металлов, что представляет угрозу биологическому разнообразию водных экосистем [12, 21, 26–28]. Поэтому хемотрексологические исследования имеют общеприродное значение. Кроме того, изменение видового разнообразия в речных экосистемах влияет на хозяйственное использование, прежде всего продовольственных ресурсов: уходят из засоленных участков традиционно добываемые или выращиваемые виды гидробионтов, возникают необходимость перепрофилирования аквакультур и другие проблемы, связанные с ухудшением качества природных вод, которые используются для питьевых нужд, сельского хозяйства и других целей.

Поэтому авторами проводились исследования в Вьетнаме в реках Канзё — биосферного заповедника, который расположен в зоне мангровых зарослей [25]. Заповедник Канзё расположен на юго-востоке Вьетнама в восточной части п-ова Индокитай. Заповедник протянулся на 40 км и занимает территорию от юго-восточных пригородов г. Хошимина до побережья Южно-Китайского моря, где простирается в прибрежной зоне на сравнительно недавно образованных эстуарных комплексах рукавов рек Вамко, Сайгон и Донгнай. Географические координаты заповедника — 10°22′–10°40′ с.ш., 106°46′–107°01′ в.д. Площадь заповедника — 75740 га. Большая часть территории занята мангровыми зарослями, также солеными и илистыми болотами на почвах, сформированных аллювиальными отложениями рек. Согласно концепции зонирования заповедников, его площадь разделена на три основные зоны, км²: ядро — 47.21, буферная зона — 411.39 (из них 38 — акватории), зона сотрудничества — 298.8 (из них 5.7 — акватории).

В Канзё в речные системы во время приливов заходит вода Южно-Китайского моря, что привело к устойчивому засолению речных водотоков. Антропогенное воздействие в 1965–1975 гг. было очень сильным, это был район активных бо-

евых действий. Создание биосферного заповедника в Канзё позволило не только восстанавливать и сохранять мангровые заросли с их уникальной флорой и фауной, но и оградить водные экосистемы от избыточного антропогенного влияния. Тем не менее с водным стоком и атмосферным переносом антропогенные вещества могут поступать в водотоки Канзё из близлежащего региона — г. Хошимина — самого крупного промышленного центра южной части Вьетнама [4, 21, 30]. Резерват включает в себя территорию от юго-восточных пригородов г. Хошимина до побережья моря [25]. Территория заповедника низменная с множеством пересекающихся водотоков. Климат типичный тропический. В южной части два сезона — влажный (сезон дождей) летом и сухой зимой, весна и осень — промежуточные периоды. Самые дождливые месяцы — июнь и август. Среднегодовая температура +27°С. Питание рек в большей степени дождевое, поэтому в сезон дождей нередко случаются наводнения, а межень на реках приходится на сухой сезон. Все водотоки заповедника впадают в Южно-Китайское море и подвержены приливам и отливам [1, 3, 23].

Первоочередное влияние на хемотрексологическое состояние водных экосистем в южной части Вьетнама, наряду с засолением, оказывают опасные токсиканты, к которым относятся тяжелые металлы (ТМ) и металлоиды (МЛ) [21, 29–31]. Ранее выполненные исследования показали, что концентрации ТМ в донных отложениях (ДО) рек многократно превышали таковые в воде [9, 12]. Исследования химического состава, включая ТМ, вод рек и ДО проводились в разных регионах Вьетнама: в рукавах дельты реки Меконг, в реке Шерепок, в промышленных районах северной части страны: в реке Толин, в сточных водах шахт по добыче каменного угля и наиболее широко в реках в южной части Вьетнама [7–9, 12, 21, 22, 24, 27–31]. На юге Вьетнама оценка экологического качества поверхностных вод выполнена на основании наблюдений на 58 точках. Результаты показали, что качество воды сильно различалось в зависимости от мест отбора проб. Наиболее загрязненные районы, в том числе и по содержанию ТМ, находятся в регионе Донгнай, Хошимин и Лонган, где высокая навигационная активность, развитая промышленность и рыболовные порты [30]. Но район Канзё и реки, протекающие по его территории, не были охвачены этими исследованиями. Сегодня реки Канзё за пределами ядра биосферного заповедника продолжают служить как транспортный, производственный, водный и туристическо-рекреационный важный ресурс государства. Здесь развивается хозяйственная деятельность, в частности — массовое распространение аквакультурных хозяйств по выращиванию моллюсков, а также вылов рыбы и других гидробионтов [25]. Поэтому исследо-

вание хемотропического состояния речных водотоков Канзё актуально для их оценки как важных природоохранных и социально-хозяйственных объектов. Значимо также использование этих рек в качестве модельных районов для исследования других рек Вьетнама, играющим очень важную роль в жизни страны и подвергающимся засолению и антропогенному воздействию.

Особенность формирования химического состава речных вод Канзё определяется разветвленной сетью водотоков в заповеднике. С одной стороны, реки имеют традиционное питание с водосборного бассейна со стоком антропогенного и природного происхождения, а с другой — химические элементы поступают с морскими водами, которые во время приливов высоко поднимаются по руслам рек, вследствие чего сформировались соленые воды в этих реках. В рядом расположенном мегаполисе Хошимине развиты многочисленные виды промышленности, которые могут быть источниками загрязнения по ТМ и МЛ через аэрозольные выбросы, промышленные стоки. Это — металлургия, машиностроение, металлообрабатывающая, химическая, деревообрабатывающая промышленность, теплоэлектроэнергетика, производство пластмасс, резины, стройматериалов, электроники и др. [4, 16, 21, 26]. Свой вклад вносят и бытовые стоки города с населением более 9 млн человек, автомобильный, железнодорожный и водный транспорт [4]. В мангровых зарослях иловые ДО, которые способны накапливать различные элементы, также могут служить источником вторичного загрязнения речных вод в результате активных гидрологических процессов в период отливов и приливов, постоянного взмучивания и выноса ДО и ремобилизации химических элементов из ДО в водную массу.

В ранее проведенных исследованиях загрязнения рек анализ ТМ проводили с помощью атомно-адсорбционного спектрометра, и перечень определяемых элементов был разным в разных исследованиях: от 1 до 7 химических элементов, чаще всего ограничивающихся железом, кадмием, свинцом, мышьяком, цинком [7, 12, 21, 24, 31]. В настоящих исследованиях для измерения содержания элементов использовали масс-спектрометрический метод. В каждой пробе проводили определение 15-ти элементов ТМ и МЛ, среди которых — самые токсичные и приоритетные для традиционного мониторинга и рекомендованные для контроля в природных водах с учетом возможностей примененных аналитических методов анализа состава вод [11, 14, 17, 18]. Концентрации элементов в воде, как известно, в большей степени отражают состояние вод в текущий момент, а в ДО этот параметр представляет собой более консервативный показатель и дает интегральную ха-

рактеристику хемотропического состояния акватории.

Поэтому на первом этапе работ целью исследования была первичная оценка экологического состояния акваторий двух рек — Кагау и Лонгтау — в Канзё в отношении отдельных физико-химических характеристик вод, ТМ и МЛ на основе изучения концентраций этих веществ в воде и ДО речных акваторий.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Районы и материалы исследования

Исследования проводили в мае 2021 г. в биосферном заповеднике Канзё на двух реках: Лонгтау и Кагау (рис. 1). Пробы отбирали в межень — в период окончания и начала влажного сезона. Выбраны реки, расположенные на границе буферной зоны заповедника, одна из самых крупных рек — Лонгтау. Севернее Канзё к ЮВ от Хошимина р. Донгнай разделяется на 2 больших рукава, восточный рукав и есть р. Лонгтау (координаты истока реки 10°40'10" с.ш.; 106°47'24" в.д.). Площадь водосборного бассейна р. Донгнай составляет 38600 км², водосборный бассейн собственно р. Лонгтау составляет >6000 км². С восточной стороны Лонгтау огибает всю территорию заповедника Канзё. Река — важная транспортная артерия региона, проходит вдоль мангровых зарослей, достигая залива Южно-Китайского моря, длина ее русла составляет 75 км, средняя глубина 15 м с шириной русла от 0.5 до 2 км [6, 15, 16]. Вторая исследованная река — Кыадай — значительно меньший водоток, проходящий по внутренней территории Канзё (одно из ответвлений р. Лонгтау в Канзё), с извилистым руслом, мангровыми зарослями по берегам. Длина русла порядка 25 км, ширина русла несколько десятков метров, впадает в русло р. Лонгтау перед ее впадением в залив Ханрай Южно-Китайского моря. Пробы отбирали на двух небольших полигонах в руслах рек Кагау и Лонгтау, которые включали по 3 станции, размещенные поперек русла реки: две прибрежные и одна в центральной части русла (рис. 1). Исследованная акватория р. Кагау относится к внутреннему району Канзё, а полигон на р. Лонгтау находится в районе, смежном с морской акваторией зал. Ханрай. На р. Лонгтау во время наблюдений в период отлива—прилива перепад уровня воды составлял 28.2—34.5 м, а на р. Кагау — 4.5—9.0 м.

Пробы отбирали в двух повторностях во время прилива и отлива (табл. 1) из поверхностного слоя пластиковым ведром, а на станциях в центре русла рек — пластиковым батометром в придонном слое вод. Для анализа ДО отбирали поверхностный (0—5 см) слой пластиковой трубкой. В точке 2.2 не удалось отобрать пробу ДО, так как

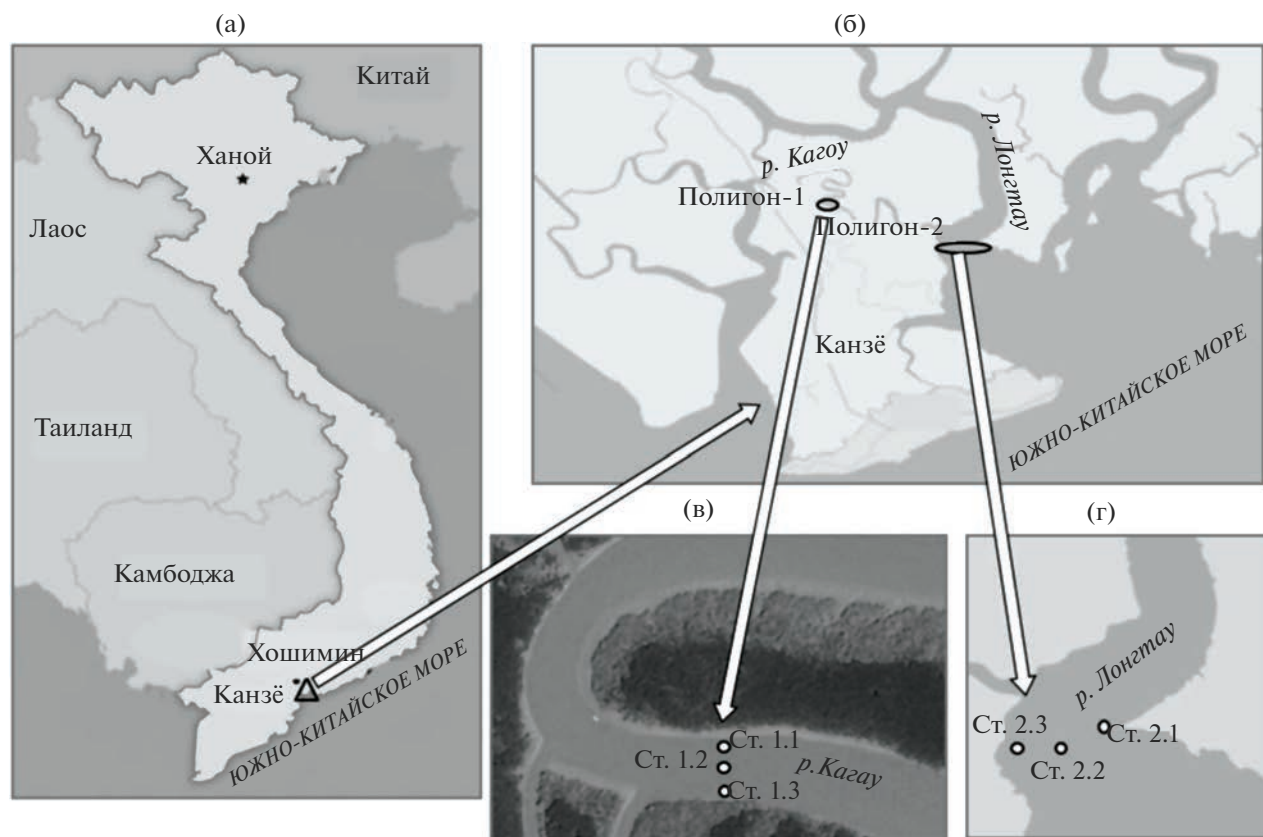


Рис. 1. Картограмма района отбора проб: а – местоположение п-ова Канзё, б – полигоны в акваториях рек, в – станции отбора проб на р. Кагау, г – станции отбора проб на р. Лонгтау.

ДО были представлены плотными песками, и пробоотборник поднимали на борт катера практически пустым. Отбор проб, определение металловых станций и измерение в природных условиях отдельных физико-химических параметров водной среды (рН, Eh, TDS, температура, солёность S и концентрация растворенного кислорода PO) выполняли с помощью измерительного многопараметрического прибора HI9829 (“HANNA”, Румыния) со встроенным GPS-навигатором для определения местоположения станций отбора проб. Эти полевые замеры, отбор проб и частично первичную предобработку проб осуществляли сотрудники лаборатории анализа окружающей среды Южного отделения Совместного Российско-Вьетнамского Тропического НИТЦ (ЮОТЦ) в г. Хошимине под руководством и при непосредственном участии Нгуен Чонг Хи-епа (Nguen Trong Hiep). Сотрудники Института биологии южных морей (ИнБЮМ) выполняли в лаборатории ЮОТЦ первичную, термическую и частично химическую обработку проб, а также химическую обработку образцов в лабораториях ИнБЮМ в г. Севастополе, а также статистическую обработку и анализ полученных результатов. Измерение концентраций микроэлементов в

экстрактах проб ДО и воды проводили в Центре коллективного пользования (ЦКП) ИнБЮМ “Спектрометрия и хроматография”.

Методы исследования

В основу исследований положен метод хемотропического мониторинга с последующей первичной оценкой хемотропического состояния в акваториях путем сравнения полученных концентраций загрязнителей с нормативными: ПДК, национальными – Национальным техническим регламентом качества поверхностных вод во Вьетнаме (далее Регламент Вьетнама – РВ_{пв}), ПДК_{рх} – для водоемов рыбохозяйственного назначения (Российская Федерация) [20], ПДК_{кв} – при краткосрочном воздействии [35], пределом безопасных концентраций (ПБК_{хв}) – при хроническом воздействии (Нидерланды) [35]. В соответствии с Регламентом Вьетнама для поверхностных вод рассматривали показатели для источников категории А1 – для хозяйственно-бытового использования и сохранения флоры и фауны [32], использовали Регламент качества ДО для пресноводных, соленых и солоноватоводных донных отложений, который применяется для

Таблица 1. Координаты станций и виды отбора проб в акваториях рек Кагау и Лонгтау для определения ТМ и МЛ (L – прилив; R – отлив; П – поверхностная вода; Д – придонная вода)

Станция отбора проб	Координаты станций отбора проб		Виды проб	
	° с.ш.	° в.д.	вода	ДО, слой, см
1.1 L	10.48859	106.89310	П	0–5 см
1.2.L	10.48825	106.89331	П и Д	
1.3 L	10.48758	106.89233	П	
1.1 R	10.48841	106.89326	П	
1.2 R	10.48822	106.89346	П и Д	
1.3 R	10.48770	106.89254	П	
2.1 L	10.47134	106.94568	П	Нет
2.2 L	10.47263	106.94114	П и Д	
2.3 L	10.47557	106.93325	П	
2.1 R	10.47114	106.94181	П	
2.2 R	10.46809	106.94664	П и Д	
2.3 R	10.47228	106.93646	П	

оценки и контроля качества ДО с целью защиты водной флоры и фауны во Вьетнаме (РВ_{до}) [33]. К критическим элементам относили ТМ или МЛ, концентрации которых превышали хотя бы один из нормативных показателей, а к потенциально критическим – элементы, концентрации которых составляли величины >30% от значения одного из нормативных показателей.

Определение микроэлементов: ТМ и МЛ

В пробах воды и ДО определяли следующие химические элементы: Ag, As, Be, Cd, Co, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Tl, V, Zn.

Для определения растворенных в воде микроэлементов пробы фильтровали через мембранные (диаметр пор 0.45 мкм) фильтры, и фильтрованную воду обрабатывали в лаборатории в соответствии с руководящим документом в двух повторностях [17]. Обработку проводили по методике для морских вод, так как в исследуемых акваториях *S* вод составляла 20–27 практических единиц солености (ПЕС). Метод пробоподготовки основан на экстракционном отделении и концентрировании следовых количеств микроэлементов с помощью диэтилдитиокарбаматов и четыреххлористого углерода CCl₄ с последующим измерением концентрации микроэлементов в подготовленных кислотных экстрактах проб на масс-спектрометре [11].

Пробы ДО взвешивали в состоянии природной влажности, сушили при 80°C до постоянного веса сухой массы пробы, гомогенизировали и отбирали аликвоту пробы весом 1 г в двух повторностях для анализа. Их химически обрабатывали в соответствии с нормативным документом [14].

Химическая обработка включала в себя минерализацию пробы путем кипячения образцов с азотной кислотой, разбавленной 1 : 1 деионизированной водой с добавлением перекиси водорода, и дальнейшего выпаривания до влажных солей. После этого проводили повторное растворение образцов в разбавленной азотной кислоте 1 : 9 и фильтрование через фильтровальную бумагу для медленной фильтрации. Затем фильтр, содержащий нерастворимый остаток, отбрасывали, отфильтрованный раствор разбавляли таким же раствором до объема 50 мл и образец тщательно перемешивали. Полученный раствор использовался для измерения концентрации микроэлементов на масс-спектрометре. Подготовленные экстракты микроэлементов измеряли в ЦКП ИнБЮМ “Спектрометрия и хроматография” на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС) “Plasma Quant MS Elite” (“Analytik Jena AG”) [5, 10]. Концентрацию элементов в ДО выражали в мг/кг сухой массы осадка. Градуировка масс-спектрометра проводилась с использованием стандартного раствора “Калибровочный стандарт многоэлементный IV-28, HNO₃/HF, 125 мл” (“Inorganic Ventures”). Режим измерения на масс-спектрометре включал в себя 7 повторностей по 10 сканирований для каждого определяемого элемента от 10000 до 100000 мкс в зависимости от его ожидаемой концентрации. Вычисление и оформление результатов измерений выполняли согласно нормативным документам [5, 10, 17]. Средняя относительная ошибка определения концентрации микроэлементов составляла ≤±10% для всех исследованных ТМ и МЛ в образцах природных объектов.

Таблица 2. Физико-химические характеристики проб воды в акваториях рек Кагау и Лонгтау (S , нормативы качества вод по рН и РО, согласно $PB_{пв}$) для источников категории А1 [32]

Дата, район отбора проб	Станция отбора проб	Физико-химические характеристики воды					
		pH ± 0.01	Eh ± 0.5 , мВ	TDS ± 1 , ppm	$S \pm 0.01$, ПЕС	РО ± 0.001 , мг/л	$T \pm 0.15$, °C
		$PB_{пв}$ для источников категории А1					
		6–8.5	—		—	≥ 6	—
		измеренные значения					
26.05.2021 г., полигон 1	1.1 L	7.38	–28.3	18680	23.54	—	30.00
	1.2 L	7.37	–27.8	18680	23.54	4.37	30.04
	1.3 L	7.24	–20.6	18210	22.89	4.11	29.86
	Среднее значение	7.33 ± 0.060	-25.6 ± 3.30	18523 ± 209	23.32 ± 0.290	4.24 ± 0.130	29.97 ± 0.070
	1.1 R	7.06	–10.3	17900	22.46	3.84	29.53
	1.2 R	7.07	–10.6	17980	22.57	3.94	29.57
	1.3 R	7.06	–10.1	17890	22.44	4.26	29.53
	Среднее значение	7.06 ± 0.003	-10.3 ± 0.17	17923 ± 38	22.49 ± 0.053	4.01 ± 0.163	29.54 ± 0.017
27.05.202 г., полигон 2	2.1 L	7.58	–39.8	20780	26.49	5.63	30.25
	2.2 L	7.52	–36.3	20480	26.07	5.62	30.28
	2.3 L	7.58	–39.7	20940	26.73	5.10	30.03
	Среднее значение	7.56 ± 0.022	38.6 ± 1.53	20733 ± 179	26.43 ± 0.240	5.45 ± 0.233	30.19 ± 0.103
	2.1 R	7.18	–17.1	16090	19.95	5.09	30.10
	2.2 R	7.30	–24.1	18050	22.67	5.18	29.59
	2.3 R	7.26	–21.4	17110	21.36	5.55	29.87
	Среднее значение	7.25 ± 0.043	-20.8 ± 2.02	17083 ± 96	21.33 ± 0.947	5.27 ± 0.183	29.85 ± 0.497

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические характеристики проб воды

Результаты полевых измерений физико-химических характеристик воды в исследованных акваториях рек представлены в табл. 2. Следует отметить, что вода изученных рек Канзё по уровню S соответствует соленым водоемам (табл. 2).

Концентрации РО в воде рек Кагау и Лонгтау на станциях (двух прибрежных и одной центральной) разных участков русел различались между собой, и в центральных точках они были как ниже, так и выше РО на прибрежных станциях. Возможно, что вариации этого показателя связаны с гидродинамическими условиями в акваториях и с оголением части прибрежных ДО в период отлива, возможны и другие причины. Выборка первичных наблюдений небольшая, и полученные данные не дают достаточно информации для обоснованных выводов. При этом из полученных данных видно, что на центральных

станциях в обоих руслах концентрация РО была выше в период прилива, чем в период отлива. На станциях полигона 2 (прилегающая к морским водам акватория) концентрации РО были всегда выше, чем на станциях полигона 1 (внутренний район заповедника), что может указывать на морские воды как на источник обогащения вод рек РО. Согласно $PB_{пв}$, в изучаемых акваториях концентрация РО была ниже технического регламента для источников категории А1 [32]. Измеренные концентрации в акватории р. Кагау соответствовали $PB_{пв}$ для источников категории В1 (≥ 4) — для целей орошения, для источников категории В2 (≥ 2) — для навигации и других целей при небольшом количестве потребления. Показатель рН вод соответствовал требованиям для источников категории А1. Также наблюдали небольшие различия солёности в реках Кагау и Лонгтау как между станциями, так и между периодами отлива и прилива. Небольшое осолонение вод (порядка 1 ПЕС) происходило в р. Кагау во время прилива

(полигон 1). На полигоне 2 наблюдали уменьшение солености вод во время отлива, оно составляло в среднем 5 ПЕС. Такие колебания солености согласуются с направленностью движения вод и полноводностью исследуемых рек во время приливо-отливных процессов и характеризуют устойчивое преобладающее влияние морских вод на соленость речных водных масс. В $PB_{\text{пв}}$ нормируется также количество взвешенного вещества, которое для источников категории А1 не должно превышать 20 мг/л. Этот норматив не превышался только на ст. 2.1. и 2.2. в период прилива и составлял 17 мг/л. Остальные измерения показали превышение норматива, особенно значительное в период отлива. На полигоне 1 (рис. 1) в период прилива концентрация взвешенного вещества составляла 20.3–32.7, в период отлива — 133.3–149.9 мг/л в поверхностной воде. В придонной воде в этот период она достигала 647.9 мг/л. На полигоне 2 в период прилива концентрация взвеси составляла 17.2–41.3, а в период отлива 208.1–10001.2 мг/л в поверхностной воде (рис. 1). В придонном слое она достигала 324.9 мг/л. Значительное увеличение концентрации взвешенного вещества в период отлива на полигоне 2 в р. Лонгтау в поверхностной воде обусловлено, очевидно, тем, что иловые ДО взмучиваются в реках в период прилива, особенно на литорали, а в период отлива увеличенное количество взвеси вместе с менее солеными речными водами (табл. 2) поступает в поверхностные воды устья р. Лонгтау. На р. Кагау в придонном слое наблюдали более высокие концентрации взвеси, чем в поверхностном слое, так как источником взвеси служит речная литораль, мангровые заросли и дно мелководного русла. В процессе вымывания приливным-отливным потоком вод взвесь поступает прежде всего в придонный слой, что и приводит к более высоким концентрациям взвеси в этом слое по сравнению с поверхностными водами в р. Кагау на полигоне 1, расположенном во внутреннем районе Канзё. В целом, нормативная концентрация взвешенного вещества в воде превышалась, как правило, в 2–50 раз. Более высокие концентрации взвешенного вещества на станциях полигона 2, чем на полигоне 1, очевидно, связаны со значительно большими морфологическими характеристиками русла и водосбора р. Лонгтау: площадью водосборного бассейна, длиной, шириной русла реки, площадью дна реки, вовлеченного в процесс взмучивания илистых ДО и выноса взвешенного вещества с водами реки. Также на количество взвеси в р. Лонгтау влияет и более интенсивное ее антропогенное использование в хозяйстве (водный транспорт, траловые ловы гидробионтов, многочисленные аквакультуры), а также большой перепад уровня воды во время приливов и отливов. Определение скорости течения воды на поверхности и у дна рек, оценка расхода воды

— задачи, которые предстоит решать в дальнейших исследованиях.

Микроэлементы в воде

Полученные результаты изучения динамики концентраций растворенных микроэлементов в воде рек представлены в табл. 3, 4. В табл. 3, 4 не представлены данные по Be, потому что во всех пробах уровни Be были ниже предела детектирования (т. е. <0.0001 мкг/л). В нескольких пробах в акваториях рек Кагау и Лонгтау концентрации ниже предела детектирования были отмечены для Zn, As и Se: <0.100 , 0.001 и 0.010 мкг/л соответственно. В реках Кагау и Лонгтау концентрации в воде изученных ТМ и МЛ, как правило, — величины одного порядка (табл. 3, 4), но в большинстве случаев несколько более высокие концентрации наблюдали в р. Лонгтау. Только для Ag и Cu отмечены более высокие концентрации в воде р. Кагау, чем в р. Лонгтау. Это может свидетельствовать о ведущей роли морских вод в формировании химического состава воды в реках в отношении большинства элементов и о необходимости исследования концентрации элементов выше по течению в р. Лонгтау для уточнения источников поступления химических элементов в воду этой реки. В пользу значимой роли гидродинамического фактора в формировании химизма вод свидетельствуют более высокие концентрации многих элементов (V, Fe, Mo, Cu, Ag, Pb, Zn и др.) в центральной части р. Кагау (табл. 3). Во время отливов прибрежная полоса дна оголяется, а во время прилива она заливается потоком воды и ДО взмучиваются, часть их выносятся в виде взвешенного вещества в р. Лонгтау. Так как ДО р. Кагау содержат элементы (за исключением Zn, As, Pb) в более высоких концентрациях, чем ДО р. Лонгтау в районе исследований, то ДО могут быть источником вторичного загрязнения вод по ТМ и МЛ. В р. Лонгтау наличие на прибрежных станциях (2.3) элементов Fe, Co, Ni, Cu, Pb, Zn, Se, Ti (табл. 3, 4) в более высоких концентрациях может указывать на поступление их в залив Южно-Китайского моря с водами других рек, впадающих в море в этом районе, после чего с водами приливов они поступают в р. Лонгтау. В целом, проведенное исследование дало возможность определить, каким элементам следует уделять первостепенное внимание при дальнейших мониторинговых исследованиях, но большинство вопросов о причинно-следственных связях в формировании химического состава вод требует дальнейших исследований.

Сравнение полученных концентраций микроэлементов с нормативными концентрациями при загрязнении вод позволило определить приоритетные элементы для хеомоэкологического мониторинга (табл. 5).

Таблица 3. Концентрация растворенных микроэлементов в реках Кагау и Лонгтау (Д – придонный слой, П – поверхность, номера станций согласно рис. 1, п. д. – предел детектирования)

Маркировка пробы	Химический элемент						
	V, мкг/л	Fe, мкг/л	Co, мкг/л	Ni, мкг/л	Cu, мкг/л	Zn, мкг/л	As, мкг/л
	п. д. = 0.01	п. д. = 0.1	п. д. = 0.001	п. д. = 0.01	п. д. = 0.01	п. д. = 0.1	п. д. = 0.001
1.2 Д/L	0.78 ± 0.015	6.4 ± 0.16	0.005 ± 0.0002	0.79 ± 0.013	0.48 ± 0.005	5.01 ± 0.145	<0.001
1.1 П/L	0.22 ± 0.007	8.4 ± 0.15	0.063 ± 0.0009	0.28 ± 0.007	0.16 ± 0.005	0.73 ± 0.070	0.001 ± 0.002
1.2 П/L	0.83 ± 0.018	15.4 ± 0.29	0.015 ± 0.0006	0.79 ± 0.013	0.86 ± 0.019	2.46 ± 0.097	<0.001
1.3 П/L	0.24 ± 0.007	1.1 ± 0.06	0.021 ± 0.0008	0.20 ± 0.004	0.16 ± 0.004	<0.1	<0.001
Среднее для П/L	0.43 ± 0.270	8.3 ± 4.8	0.033 ± 0.020	0.42 ± 0.245	0.39 ± 0.147	1.06 ± 0.90	0.001 ± 0.003
1.2 Д/R	0.42 ± 0.009	17.3 ± 0.39	0.017 ± 0.0004	0.69 ± 0.010	0.77 ± 0.019	0.17 ± 0.066	0.030 ± 0.003
1.1 П/R	0.55 ± 0.017	4.4 ± 0.10	0.020 ± 0.0005	0.71 ± 0.014	0.42 ± 0.009	<0.1	<0.001
1.2 П/R	0.66 ± 0.014	19.2 ± 0.48	0.021 ± 0.0009	0.72 ± 0.013	2.86 ± 0.055	1.14 ± 0.067	0.013 ± 0.001
1.3 П/R	0.31 ± 0.011	3.1 ± 0.09	0.095 ± 0.0005	0.63 ± 0.017	0.36 ± 0.007	<0.1	<0.001
Среднее для П/R	0.51 ± 0.13	8.9 ± 6.8	0.046 ± 0.0330	0.69 ± 0.037	1.10 ± 1.100	0.38 ± 0.548	0.014 ± 0.014
2.2 Д/L	0.62 ± 0.012	5.0 ± 0.10	0.004 ± 0.0002	0.30 ± 0.006	0.75 ± 0.018	2.40 ± 0.100	0.018 ± 0.001
2.1 П/L	0.53 ± 0.013	4.1 ± 0.22	0.004 ± 0.0002	0.40 ± 0.008	0.22 ± 0.004	<0.1	<0.001
2.2 П/L	0.74 ± 0.013	6.5 ± 0.12	0.005 ± 0.0004	0.59 ± 0.009	0.48 ± 0.012	<0.1	0.054 ± 0.005
2.3 П/L	0.79 ± 0.015	38.1 ± 0.70	0.098 ± 0.0018	0.65 ± 0.012	0.66 ± 0.011	4.75 ± 0.211	0.013 ± 0.003
Среднее для П/L	0.69 ± 0.103	16.2 ± 4.57	0.036 ± 0.0416	0.55 ± 0.097	0.45 ± 0.157	1.84 ± 1.838	0.022 ± 0.017
2.2 Д/R	0.50 ± 0.010	12.5 ± 0.13	0.003 ± 0.0003	1.21 ± 0.026	0.73 ± 0.012	1.02 ± 0.074	0.030 ± 0.003
2.1 П/R	0.84 ± 0.014	10.3 ± 0.18	0.004 ± 0.0002	0.88 ± 0.015	0.49 ± 0.012	<0.1	0.117 ± 0.002
2.2 П/R	0.71 ± 0.019	13.0 ± 0.29	0.007 ± 0.0004	0.83 ± 0.018	0.77 ± 0.018	0.49 ± 0.074	<0.001
2.3 П/R	0.71 ± 0.019	6.2 ± 0.17	0.003 ± 0.0002	0.68 ± 0.015	0.55 ± 0.008	0.12 ± 0.035	<0.001
Среднее для П/R	0.75 ± 0.057	9.8 ± 2.43	0.005 ± 0.0002	0.80 ± 0.077	0.60 ± 0.011	0.43 ± 0.320	0.037 ± 0.022

В целом концентрации микроэлементов в воде были одного порядка и не превышали ПДК для рыбохозяйственных водоемов (ПДК_{рх}) [20], за исключением Мо, что, вероятно, связано с более высокой величиной кларка Мо для морских вод [19] (табл. 5). При этом для Cu, Zn, Pb и Ag полученные максимальные концентрации в воде превышали ПБК_{хв} [16]. В акватории р. Кагау концентрация Cu превысила ПБК_{хв} в трех пробах, Zn – в одной пробе, Ag – в пяти пробах; в акватории р. Лонгтау – в пяти, одной и трех пробах соответственно (табл. 5). Это свидетельствует о том, что при хроническом влиянии на гидробионтов измеренных концентраций отмечено превышение порога концентраций микроэлементов, ниже которого воздействие микроэлементов на гидробионты можно было бы считать незначительным [35]. Устойчивое наличие таких концентраций, а тем более их увеличение могут негативно влиять на экологическое состояние акватории – на каче-

ство вод и жизнедеятельность гидробионтов. Отмечен единичный случай превышения ПДК для кратковременного воздействия поллютантов (ПДК_{кв}) [35] почти в 2 раза по Cu в акватории р. Кагау на ст. 1.2 в период отлива. В р. Лонгтау ПБК_{хв} была превышена для Pb, Cu, Zn и Мо. Превышение ПБК_{хв} на >30% в р. Кагау определено для V и Cd, в р. Лонгтау – для V. Концентрации входящих в РВ_{пв} семи элементов не превышали нормативные значения, установленные для источников категории А1. Следует отметить, что установленные РВ_{пв} нормативные концентрации Pb, Cu, Zn, Ni, Fe, как правило, в 2–20 раз превышают нормативные, установленные в других странах [20, 35].

Соленость, наблюдаемая в акваториях рек, была достаточно высокой, ПЕС: в р. Кагау – от 22.44 до 23.54, а в р. Лонгтау – от 19.95 до 26.73 (табл. 2). Также уровень воды менялся от отлива к приливу на несколько метров, что говорит об обильном за-

Таблица 4. Концентрация растворенных микроэлементов в реках Кагау и Лонгтау

Маркировка пробы	Химический элемент									
	Se, мкг/л	Mo, мкг/л	Ag, мкг/л	Cd, мкг/л	Sb, мкг/л	Tl, мкг/л	Pb, мкг/л			
	п.д. = 0.01	п.д. = 0.01	п.д. = 0.0001	п.д. = 0.001	п.д. = 0.0001	п.д. = 0.0001	п.д. = 0.01			
1.2 ДЛ	<0.01	3.01 ± 0.054	0.0517 ± 0.0011	0.034 ± 0.0008	0.0161 ± 0.0006	0.0019 ± 0.0003	0.973 ± 0.038			
1.1 ПЛ	<0.01	1.34 ± 0.037	0.0117 ± 0.0008	0.007 ± 0.0005	0.0049 ± 0.0003	<0.0001	0.118 ± 0.007			
1.2 П/Л	0.02 ± 0.013	2.44 ± 0.037	0.1077 ± 0.0027	0.015 ± 0.0012	0.0099 ± 0.0003	0.0014 ± 0.0002	0.456 ± 0.015			
1.3 П/Л	<0.01	1.27 ± 0.033	0.0051 ± 0.0009	0.002 ± 0.0001	0.0070 ± 0.0003	<0.0001	0.054 ± 0.003			
Среднее для П/Л	0.01 ± 0.002	1.68 ± 0.503	0.0415 ± 0.0337	0.008 ± 0.0047	0.0073 ± 0.0018	0.0009 ± 0.0008	0.209 ± 0.164			
1.2 Д/Р	<0.01	1.25 ± 0.030	0.0670 ± 0.0023	0.013 ± 0.0005	0.0134 ± 0.0005	0.0015 ± 0.0003	0.174 ± 0.007			
1.1 П/Р	0.02 ± 0.011	1.39 ± 0.061	0.0080 ± 0.0012	0.007 ± 0.0003	0.0174 ± 0.0005	0.0005 ± 0.0002	0.035 ± 0.003			
1.2 П/Р	<0.01	2.04 ± 0.035	0.0604 ± 0.0010	0.007 ± 0.0004	0.0080 ± 0.0003	0.0005 ± 0.0003	0.138 ± 0.005			
1.3 П/Р	<0.01	1.22 ± 0.028	0.0035 ± 0.0003	0.007 ± 0.0004	0.0066 ± 0.0003	0.0011 ± 0.0001	0.052 ± 0.005			
Среднее для П/Р	0.01 ± 0.002	1.55 ± 0.327	0.239 ± 0.2427	0.007 ± 0.0004	0.0114 ± 0.06	0.0007 ± 0.0003	0.075 ± 0.042			
2.2 Д/Л	<0.01	1.53 ± 0.022	0.0388 ± 0.0012	0.010 ± 0.0006	0.0155 ± 0.0004	0.0016 ± 0.0002	0.210 ± 0.007			
2.1 П/Л	<0.01	2.01 ± 0.035	0.0403 ± 0.0013	0.005 ± 0.0006	0.0139 ± 0.0005	0.0011 ± 0.0002	0.053 ± 0.005			
2.2 П/Л	<0.01	1.52 ± 0.027	0.0782 ± 0.0017	0.008 ± 0.0005	0.0200 ± 0.0009	0.0019 ± 0.0002	0.217 ± 0.007			
2.3 П/Л	0.13 ± 0.026	1.37 ± 0.041	0.0356 ± 0.0014	0.009 ± 0.0006	0.0185 ± 0.0006	0.0021 ± 0.0001	0.283 ± 0.009			
Среднее для П/Л	0.04 ± 0.045	1.63 ± 0.250	0.0514 ± 0.0176	0.007 ± 0.0017	0.0175 ± 0.0024	0.0017 ± 0.0004	0.184 ± 0.009			
2.2 Д/Р	<0.01	0.66 ± 0.017	0.0065 ± 0.0005	0.018 ± 0.0005	0.0110 ± 0.0005	0.0016 ± 0.0003	0.326 ± 0.014			
2.1 П/Р	<0.01	1.41 ± 0.030	<0.0001	0.009 ± 0.0003	0.0117 ± 0.0003	0.0012 ± 0.0002	0.073 ± 0.005			
2.2 П/Р	0.07 ± 0.013	0.20 ± 0.006	0.0103 ± 0.0004	0.015 ± 0.0006	0.0086 ± 0.0003	0.0028 ± 0.0004	0.242 ± 0.009			
2.3 П/Р	0.20 ± 0.020	0.77 ± 0.019	<0.0001	0.010 ± 0.0006	0.0179 ± 0.0005	0.0024 ± 0.0002	0.142 ± 0.006			
Среднее для П/Р	0.07 ± 0.62	0.79 ± 0.041	0.0053 ± 0.0045	0.011 ± 0.0023	0.0127 ± 0.0023	0.0021 ± 0.0063	0.152 ± 0.060			

Таблица 5. Диапазон концентраций растворенных в воде микроэлементов (C_b) в реках Кагау и Лонгтау, отдельные нормативные показатели и экологогеохимические характеристики состояния вод в отношении изучаемых микроэлементов (жирным шрифтом выделены данные, превышающие одно из нормативных значений и этот норматив; н. д. — нет данных)

Химический элемент	Диапазон C_b , мкг/л, в р. Кагау в р. Лонгтау	ПДК _{рх} , мкг/л [20]	ПДК _{кв} , мкг/л [35]	ПБК _{хв} , мкг/л [35]	РВ _{пв} для источников категории А1, мкг/л [32]	Кларк элемента в морской воде, мкг/кг [19]
Pb	<u>0.035–0.456</u> <u>0.053–0.326</u>	10	11	0.3	20	0.03
Cu	<u>0.155–2.861</u> <u>0.077–0.765</u>	5	1.5	0.5	100	0.25
Zn	<u><0.100–5.011</u> <u><0.100–4.52</u>	50	9.4	2.9	500	1.0
Ni	<u>0.204–0.792</u> <u>0.299–1.211</u>	10	5.1	3.3	100	0.5
Co	<u>0.005–0.063</u> <u>0.003–0.097</u>	10	2.8	0.2	н. д.	0.03
V	<u>0.22–0.83</u> <u>0.50–0.84</u>	1	4.3	0.9	н. д.	2.0
As	<u><0.001–0.013</u> <u><0.001–0.117</u>	10	25	1.0	10	2.0
Ag	<u>0.004–0.108</u> <u><0.0001–0.072</u>	н. д.	1.2	0.01	н. д.	0.1
Mo	<u>1.224–3.011</u> <u>0.661–2.008</u>	1	290	4.3	н. д.	10
Cd	<u>0.002–0.034</u> <u>0.005–0.018</u>	10	0.4	0.08	5	0.07
Se	<u><0.01–0.019</u> <u><0.001–0.199</u>	2	5.3	0.09	н. д.	0.1
Sb	<u>0.005–0.017</u> <u>0.009–0.019</u>	н. д.	6.5	0.4	н. д.	0.003
Fe	<u>1.13–19.22</u> <u>1.32–38.10</u>	100	н. д.	н. д.	500	5.0
Be	<u><0.0001</u> <u><0.0001</u>	0.3	0.2	0.02	н. д.	0.005
Tl	<u><0.0001–0.0019</u> <u>0.0011–0.0028</u>	н. д.	1.6	0.06	н. д.	0.01

ходе морских вод на исследованные участки рек. В центре русла р. Кагау глубина менялась от 9 до 4.5 м, а р. Лонгтау — от 34.4 до 28.2 м. Это позволяет провести сравнение концентраций микроэлементов в воде с кларком для морских вод. В этом

случае наблюдается превышение максимальных концентраций семи микроэлементов (Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Sb, Fe) в обеих реках и Se в р. Лонгтау в соленой воде над кларком. Измеренные величины превышали кларки в разы — от нескольких до

Таблица 6. Средние концентрации, мкг/л, микроэлементов в слоях П и Д в воде рек на полигонах 1 и 2 и ПДК_{рх} [20] (жирным шрифтом выделены данные, превышающие одно из нормативных значений и этот норматив; н. д. — нет данных)

№ полигона. Река	Вид пробы	Элемент						
		Pb	Cu	Zn	Ni	Co	V	As
1. р. Кагау	ПДК _{рх} , мкг/л	10	5	50	10	10	1	10
	П вода	0.142	0.802	0.172	0.577	0.025	0.467	0.004
	Д вода	0.574	0.627	2.506	0.743	0.011	0.597	0.016
2. р. Лонгтау	П вода	0.168	0.413	0.945	0.670	0.020	0.719	0.031
	Д вода	0.268	0.737	1.712	0.755	0.004	0.563	0.024
1. р. Кагау	Вид пробы	Ag	Mo	Cd	Se	Sb	Fe	Tl
	ПДК _{рх} , мкг/л	н. д.	1	10	2	н. д.	100	н. д.
	П вода	0.033	1.618	0.007	0.123	0.009	8.618	0.001
	Д вода	0.059	2.130	0.023	<0.01	0.015	11.826	0.002
2. р. Лонгтау	П вода	0.027	1.212	0.009	0.073	0.015	13.011	0.002
	Д вода	0.021	1.093	0.014	<0.01	0.013	8.774	0.002

пятнадцати, что свидетельствовало об особенностях формирования геохимического фона в водах рек Канзё, к тому же кларки химических элементов в разных акваториях Мирового океана существенно различаются. В Канзё речные экосистемы превратились в соленые водные и кроме антропогенного влияния (многочисленных аквахозяйств по выращиванию гидробионтов, в частности — моллюсков, большого промышленного центра — г. Хошимина) постоянно испытывают влияние морских вод. Поверхностный сток вод и атмосферный перенос веществ могут сказываться на формировании геохимического фона водной среды речных экосистем, и поэтому необходимо проведение хеомоэкологического мониторинга водных экосистем в Канзё во влажный сезон в период половодья рек — время обильных дождей, а также в сухой и промежуточные сезоны.

Сравнение средних концентраций микроэлементов в поверхностной и придонной воде рек (табл. 6) с нормативными свидетельствует о том, что превышение ПДК_{рх} наблюдалось только для Мо на обоих полигонах. Следует отметить, что из всех измеренных элементов необходимо обратить внимание также и на V. Его средние концентрации в воде составляли до 72% (в среднем 53%) от ПДК_{рх}, и его можно отнести к потенциально критическим элементам, изменение концентраций которого требуют дальнейших мониторинговых наблюдений. Поэтому в современный период в целом необходимо уделять внимание мониторингу Pb, Cu, Zn, Mo, Ag, V, Cd как элементам, концентрации которых превысили нормативные или приближаются к ним, превышение будет вызы-

вать нарушение жизнедеятельности гидробионтов и ухудшать качество биологических ресурсов.

Сравнение концентраций микроэлементов в поверхностных и придонных водах показало, что для разных групп элементов уровни концентраций в этих слоях вод различны. Определены более высокие средние концентрации Cd, Pb, Zn, Ni в придонном слое на обоих полигонах, что может указывать на роль в этом ДО, которые подвержены регулярному взмучиванию, или взвешенного вещества. Для Co и Se более высокие концентрации были измерены в поверхностной воде. Для остальных элементов тенденции изменения концентраций были разнонаправленными на разных станциях. По сравнению с р. Кагау в р. Лонгтау в поверхностной воде наблюдали более высокие концентрации таких микроэлементов, как Pb, Zn, Ni, V, As, Sb, Fe, Tl. Эти данные могут характеризовать морские воды как возможный источник поступления данных микроэлементов в реки Канзё. В целом, водная среда обеих рек в Канзё характеризуется достаточно низкими концентрациями изученных микроэлементов, за некоторым исключением. Очевидно, это связано с ограничением антропогенной деятельности в буферной зоне биосферного заповедника и с незначительным поступлением микроэлементов в речные акватории, а также с постоянным выносом микроэлементов в морской залив. Концентрации микроэлементов с учетом поверхностных и придонных вод более высокие в р. Кагау (внутреннем водотоке Канзё) по сравнению с концентрациями в р. Лонгтау на исследованном полигоне в ее прилегающей к морю акватории (табл. 3, 4). Это сви-

детельствует о более значимой роли внутреннего региона Канзё в поставке микроэлементов в воды р. Кагау по сравнению с морскими водами. Нельзя исключать и возможность влияния всего водосборного бассейна рек.

Микроэлементы в донных отложениях

Результаты определения концентрации ТМ и МЛ в поверхностном (0–5 см) слое ДО представлены в табл. 7. Полученные данные показали, что более высокие концентрации отмечены в илистых ДО р. Канзе для большинства элементов, за исключением Pb и As, концентрации которых были примерно равными на станциях обоих полигонов (табл. 7). Концентрации Cd были ниже предела детектирования на всех исследованных станциях. Анализ полученных концентраций ТМ и МЛ в ДО рек в Канзё (табл. 7) показал, что концентрации микроэлементов в ДО варьировали намного меньше, чем концентрации микроэлементов в воде (табл. 3, 4). Это подтверждает статус ДО как компонента водной экосистемы более инертного, чем вода, и дающего интегрированную и более стабильную характеристику хемотропического состояния акватории. Для Co и Mo в ДО на обоих полигонах определено превышение ПБК_{хв}. При этом в акватории р. Кагау на всех станциях отмечено превышение норматива для Co, а в акватории р. Лонгтау только максимальные концентрации Co были выше ПБК_{хв} (ст. 2.3L и 2.1R). Концентрации Mo превысили ПБК_{хв} в обеих акваториях только на единичных станциях (ст. 1.1L и 2.3L), а в отношении Ni и Se превышение наблюдали только в р. Кагау. Концентрации остальных элементов не превышали установленных нормативов, но к потенциально критическим элементам, концентрация которых >30% ПБК_{хв}, следует отнести V, Cu, Zn, As, Be. При этом концентрации высоко опасного элемента Cd были ниже предела детектирования в ДО на обоих полигонах. По ПДК_{кв} к потенциально критическим элементам можно отнести Ni (86), Co (78), V (70), Be (56), Tl (55), Se (48% от ПДК_{кв}) (табл. 8). Полученные результаты указывают на критические и потенциально-критические элементы, в отношении которых в первую очередь необходимы мониторинговые наблюдения. Мониторинговые данные будут использованы для оперативной оценки хемотропического состояния ДО в реках Кагау и Лонгтау и для выявления тенденций изменения геохимического фона в водоемах в этом районе, а также для выявления источников поступления избыточного количества ТМ и МЛ.

Результаты исследований указывают на значительно более высокие концентрации микроэлементов в ДО (как это показано и для почв [2]), чем

их концентрации в воде. Поэтому большие величины взвешенного вещества в поверхностной и придонной воде, как отмечено выше, несомненно, играют важную роль в перераспределении микроэлементов и в их миграции. Известно, что все микроэлементы обладают достаточно высокой сорбционной активностью и сорбируются на частицах взвешенного вещества. Чем больше взвеси в воде, тем в большем количестве микроэлементы поступают со взвесью в донные отложения (в первую очередь с крупнодисперсной взвесью), и микроэлементы перераспределяются из воды в ДО. А с мелкодисперсной взвесью элементы мигрируют на большие расстояния, что усиливает вынос микроэлементов за пределы акватории. Мангровые заросли, очевидно, — один из главных поставщиков взвешенного вещества в реки региона наряду с поверхностным стоком и абразией берегов. Процессы взаимодействия химических веществ со взвесью и ее перенос, наряду с гидрологическим выносом растворенных форм микроэлементов с водными массами, могут играть важную роль в самоочищении экосистем внутренних рек Канзё от поступающих в них ТМ и МЛ, которые характеризуются большей или меньшей токсичностью для живых организмов (табл. 5, 8). Количественная оценка роли ДО и взвеси в перераспределении техногенных веществ в этих акваториях — задача дальнейших исследований.

Сравнение полученных результатов с результатами ранее проведенных исследований речных акваторий в южной части Вьетнама показало, что в реках Канзё уровни ТМ и МЛ значительно ниже, чем в реках промышленных районов, как, например, в р. Шерепок в провинции Даклак, где превышения нормативных значений более значительные [12]. В отдельных протоках дельты р. Меконг, как и в Канзё, наблюдали превышение концентраций ТМ и МЛ только по международным нормам качества вод [24]. Необходимо отметить, что в р. Шерепок значимое превышение норм РВ_{пв} для ТМ наблюдали в сезон дождей, тогда как в сухой сезон измеренные величины концентраций ТМ не превышали норматив РВ_{пв}. Поэтому для более точной оценки экологического состояния акваторий рек Канзё необходимы хемотропические исследования и в сезон дождей в период половодья рек, тогда как представленные выше исследования в реках Канзё выполнены в мае — в пограничный период между сухим сезоном и сезоном дождей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты хемотропических исследований в акваториях рек Кагау и Лонгтау в Канзё позволили установить наличие определенных рисков в отношении экологического состоя-

Таблица 7. Концентрации микроэлементов в поверхностном (0–5 см) слое ДО (п.д. — предел детектирования)

Маркировка пробы	Химический элемент						
	V, мг/кг	Fe, г/кг	Co, мг/кг	Ni, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Be, мг/кг
	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.01
1.1L 0-5	38.78 ± 1.13	37.30 ± 0.96	12.86 ± 0.54	35.89 ± 1.32	18.32 ± 0.62	64.54 ± 2.63	0.67 ± 0.04
1.2L 0-5	38.40 ± 1.13	37.25 ± 1.05	12.45 ± 0.46	37.93 ± 1.47	17.70 ± 0.59	93.60 ± 4.47	0.56 ± 0.03
1.3L 0-5	37.26 ± 1.29	37.33 ± 0.99	12.53 ± 0.49	32.02 ± 1.07	17.98 ± 0.49	83.50 ± 3.20	0.49 ± 0.03
1.1R 0-5	36.62 ± 1.66	35.64 ± 1.02	12.11 ± 0.32	32.09 ± 1.06	16.58 ± 0.58	67.31 ± 5.00	0.51 ± 0.04
1.2R 0-5	30.19 ± 1.19	31.55 ± 0.99	10.69 ± 0.48	31.47 ± 1.27	15.00 ± 0.47	77.47 ± 4.50	0.30 ± 0.03
1.3R 0-5	35.88 ± 1.36	37.96 ± 1.47	12.53 ± 0.43	29.43 ± 0.93	15.48 ± 0.50	54.49 ± 4.51	0.38 ± 0.06
2.1L 0-5	18.07 ± 0.54	25.59 ± 0.95	7.19 ± 0.23	12.18 ± 0.50	6.77 ± 0.25	17.08 ± 1.85	<0.01
2.3L 0-5	37.30 ± 1.46	47.23 ± 1.73	14.87 ± 0.55	32.10 ± 1.26	15.85 ± 0.52	51.49 ± 3.77	0.41 ± 0.05
2.1R 0-5	23.07 ± 0.79	36.85 ± 1.37	9.39 ± 0.32	17.77 ± 0.41	9.57 ± 0.31	24.41 ± 2.73	<0.01
2.3R 0-5	22.32 ± 0.78	29.66 ± 0.91	8.37 ± 0.37	20.50 ± 1.00	10.85 ± 0.41	41.04 ± 3.75	0.17 ± 0.03
Маркировка пробы	Химический элемент						
	As, мг/кг	Se, мг/кг	Mo, мг/кг	Ag, мг/кг	Sb, мг/кг	Tl, мг/кг	Pb, мг/кг
	п.д. = 0.1	п.д. = 0.1	п.д. = 0.01	п.д. = 0.001	п.д. = 0.01	п.д. = 0.001	п.д. = 0.1
1.1L 0-5	9.84 ± 0.39	1.28 ± 0.27	9.05 ± 0.48	0.274 ± 0.031	0.866 ± 0.133	0.035 ± 0.002	15.3 ± 0.62
1.2L 0-5	10.30 ± 0.45	1.44 ± 0.20	2.75 ± 0.26	0.174 ± 0.023	0.248 ± 0.048	0.016 ± 0.006	14.3 ± 0.42
1.3L 0-5	9.38 ± 0.26	0.42 ± 0.11	1.46 ± 0.21	0.100 ± 0.003	0.117 ± 0.022	<0.001	14.3 ± 0.55
1.1R 0-5	8.10 ± 0.35	<0.1	0.24 ± 0.02	<0.001	0.072 ± 0.011	<0.001	14.2 ± 0.65
1.2R 0-5	8.13 ± 0.15	0.65 ± 0.14	0.05 ± 0.04	<0.001	0.044 ± 0.007	<0.001	13.0 ± 0.56
1.3R 0-5	10.10 ± 0.37	<0.1	0.47 ± 0.06	<0.001	0.042 ± 0.007	<0.001	14.4 ± 0.51
2.1L 0-5	8.35 ± 0.31	<0.1	0.56 ± 0.10	<0.001	0.060 ± 0.006	<0.001	7.8 ± 0.28
2.3L 0-5	12.22 ± 0.34	<0.1	4.60 ± 0.17	<0.001	0.027 ± 0.004	<0.001	13.5 ± 0.61
2.1R 0-5	12.90 ± 0.40	<0.1	1.13 ± 0.05	<0.001	0.048 ± 0.008	<0.001	12.5 ± 0.58
2.3R 0-5	7.93 ± 0.29	<0.1	0.87 ± 0.02	0.011 ± 0.004	0.083 ± 0.006	<0.001	13.3 ± 0.41

ния вод и ДО по концентрациям ТМ и МЛ, взвешенного вещества и РО. Они позволили отметить критические и потенциально критические элементы в воде и в ДО, охарактеризовать отдельные особенности хемотропического состояния изучаемых районов и рассматривать реки Канзё как своего рода модельные объекты для изучения дельты Меконга и других аналогичных водотоков.

Установлено, что по $PB_{пв}$ в водах исследованных акваторий превышены нормативы для источников категории А1 по концентрации взвешенного вещества в воде, а концентрация РО в воде была ниже норматива.

Концентрации ТМ не превышены по $PB_{пв}$, но по отдельным элементам превышены нормативные показатели, применяемые в других странах, в частности в России и Нидерландах.

В воде р. Кагау к критическим элементам отнесены Pb, Cu, Zn, Mo, Ag, к потенциально критическим — V, Cd; в р. Лонгтау к критическим —

Pb, Cu, Zn, Mo, Se, к потенциально критическим — V.

Для ДО в р. Кагау критическими элементами определены Co, Mo, Ni, Se, для р. Лонгтау — только Co и Mo. Потенциально критические элементы для обеих рек — V, Cu, As, Zn, Be.

Наличие критических и потенциально критических элементов среди исследованного перечня ТМ и МЛ свидетельствует о необходимости проводить мониторинговые наблюдения за хемотропическим состоянием вод и ДО в реках Канзё для выявления тенденций изменения геохимического фона в водоемах в этом районе в отношении критических и потенциально критических элементов и выявления источников их поступления, ведущих процессов миграции и перераспределения элементов в акваториях. Результаты наблюдений будут важны для формирования научных основ рациональной системы мониторинга техногенных веществ и оценки экологического состояния и прогноза тенденций изменения эко-

Таблица 8. Концентрации микроэлементов в ДО (слой 0–5 см) в реках Кагау и Лонгтау в Канзё и ПДК микроэлементов для ДО (жирным шрифтом выделены данные, превышающие одно из нормативных значений и этот норматив; н. д. — нет данных)

Химический элемент	Диапазон концентраций элементов в ДО рек, мг/кг		ПДК _{кв} , мг/кг [35]	ПБК _{кв} , мг/кг [35]	РВ _{до} — нормативные значения качества для ДО, мг/кг [33]
	р. Кагау	р. Лонгтау			
V	30.19–38.78	18.07–37.30	56	42	н. д.
Cu	15.00–18.32	6.77–15.85	73	36	108
Ni	29.43– 37.93	12.80–32.10	44	35	н. д.
Co	10.69–12.86	7.19– 14.87	19	9	н. д.
Mo	0.05– 9.05	0.56– 4.60	200	3	н. д.
Sb	0.042–0.866	0.027–0.083	15	3	н. д.
Fe	31550–37960	25.59–47.33	н. д.	н. д.	н. д.
Pb	13.04–15.30	7.75–13.47	530	85	112
As	8.10–10.30	7.93–12.90	55	29	41.6
Cd	<0.001	<0.001	12	0.8	4.2
Zn	54.49–93.60	17.08–51.49	620	140	271
Se	<0.1– 1.44	<0.1	2.9	0.7	н. д.
Ag	<0.001–0.27	<0.001–0.11	5.5	н. д.	н. д.
Be	0.49–0.67	<0.01–0.41	1.2	1.1	н. д.
Tl	<0.1–1.44	<0.1	2.6	1	н. д.

логического состояния речных акваторий, подверженных антропогенному влиянию и действию природных факторов — прежде всего глобальному изменению климата и засолонению речных вод, проявляющихся в странах юго-восточной Азии. Данные также важны для принятия решений по развитию региона, включающего в себя ценные природные охраняемые водные экосистемы и акватории, используемые человеком в разных социально-хозяйственных сферах, включая аквакультуру, а также имеющие общебиологическое значение для сохранения видового разнообразия уникальных водных природных экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеева Н.Н.* Вьетнам. Природа: физико-географический очерк // Большая советская энциклопедия. [Электронный ресурс]. <http://bigenc.ru> (дата обращения: 21.05.2022)
2. *Водяницкий Ю.Н.* Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–375.
3. География Вьетнама. Географическое описание Вьетнама. [Электронный ресурс]. <http://www.world-globe.ru/countries/vietnam/geography/> (дата обращения: 21.05.2022)
4. Главное статистическое управление Вьетнама. [Электронный ресурс]. https://www.gso.gov.vn/default_en.aspx?tabid=467&idmid=3&ItemID=14454 (дата обращения: 21.05.2022)
5. ГОСТ Р 56219–2014. Определение содержания 62 элементов методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой. М.: Стандартинформ, 2015. 36 с.
6. Знаменитые реки Вьетнама. [Электронный ресурс]. <zen.yandex.ru> (дата обращения: 27.05.2022)
7. *Золотокопова С.В., Нго Т.К.* Влияние промышленного производства на экологическое состояние реки Шерепок (Вьетнам) // Вестн. науч. конф. Тамбов, 2017. № 4. Ч. 1. С. 60–61.
8. *Ле Бинь Зьонг.* Воздействие угледобывающих предприятий Вьетнама на гидросферу // Изв. Тульского ГУ. Науки о Земле. 2015. Вып. 1. С. 14–21.
9. *Ле Тхи Винь.* Тяжелые металлы в сфере залива Ван Фонг (про. Кханьхоа) // Журн. наук и морской технологии. 2012. № 3. С. 12–23.
10. Масс-спектрометры с индуктивно связанной плазмой (ИСП–МС): PlasmaQuant MS и PlasmaQuant MS Elite. Инструкция по эксплуатации. Йена: Analytik Jena AG, 2014. 143 с.
11. *Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Параскив А.А., Проскурнин В.Ю., Морозов Е.Г.* Тяжелые металлы в поверхностной воде Атлантического сектора Антарктики в 79-м рейсе научно-исследовательского судна “Академик Мстислав Келдыш” // Морской биол. журн. 2020. Т. 5. № 4. С. 56–68.
12. *Нго Тхе Кыонг.* Содержание и закономерности распределения тяжелых металлов и мышьяка в речных экосистемах промышленно развитых районов Вьетнама (на примере р. Шерепок, провинция Даклак). Дис. ... канд. биол. наук. М.: РУДН, 2018. 199 с.

13. Нгуен Ван Зунг. Экологические проблемы дельты реки Меконг // Сб. докл. VI Всерос. науч.-практ. конф. "Научная инициатива иностранных студентов и аспирантов российских вузов". Томск, 2013. Т. I. С. 96–98.
14. ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-2011 Методика измерений массовых долей металлов в осадках сточных вод, донных отложениях, образцах растительного происхождения спектральными методами. М.: Федеральная служба по надзору в сфере природопользования, 2011. 45 с.
15. Река Лонгтау. [Электронный ресурс] https://www.hmong.press/wiki/Long_Tau_river (дата обращения: 05.06.2022)
16. Река Донгнай. [Электронный ресурс] <http://wiki5.ru> (дата обращения: 05.06.2022)
17. РД 52.10.243-92 Руководство по химическому анализу морских вод. [Электронный ресурс]. <http://docs.cntd.ru/document/1200042955> (дата обращения: 27.02.2022)
18. Руководство по методам химического анализа морских вод / Под ред. С.Г. Орадовского. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 118–131.
19. Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / Под ред. А.П. Солова, А.Я. Архипова, В.А. Бугрова. М.: Недра, 1990. 335 с.
20. Справочник. Характеристики загрязняющих веществ. Раздел II. Для водных объектов. Пермь: Экология, 2016. 296 с.
21. Хоанг Тхи Тхань Тхуй. Тяжелые металлы в отложениях в реке Сайгон, г. Хошимин // Журн. науч. разработок и технологий. 2007. № 1. С. 27–37.
22. Фам Виет Ну. Загрязнение As в дельте Меконг // Сельское хоз-во и развитие сельских местностей. 2011. № 2. С. 15–21.
23. Физико-географическое положение Вьетнама. [Электронный ресурс]. <https://fb.ru/article/380112/vietnam-geograficheskoe-polojenie-i-obschie-svedeniya-o-strane> (дата обращения: 22.06.2022)
24. Фунг Тхай Зыонг. Эколого-геохимическое состояние дельты реки Меконг (республика Вьетнам) по результатам изучения донных отложений. Автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. Томск: НИТПУ, 2015. 26 с.
25. Biosphere reserves. [Электронный ресурс]. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/asia-and-the-pacific/vietnam/can-gio-mangrove/> (дата обращения: 22.10.2021)
26. Cao Vu Hung, Bui Duy Cam, Pham, Thi Ngoc Mai, Bach Quang Dzung. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in municipal sewage sludge from a river in highly urbanized metropolitan area in Hanoi, Vietnam: levels, accumulation pattern and assessment of land application // Environ. Geochem. Health. 2015. № 37. P. 133–146.
27. Cenci R.M., Martin J.M. Concentration and fate of trace metals in Mekong River Delta // Sci. Total Environ. 2004. № 332. P. 167–182.
28. Chernykh N.A., Tran Quoc Hoan, Baeva Yu.I., Grachev V.A. The Regularities of Heavy Metals and Arsenic Accumulation in the Vegetation of Riverside Depending on the Level of Technogenic Load // J. Pharm. Sci. Res. 2018. V. 10. № 4. P. 800–804.
29. Hurt B.T., Jones M.J., Pistone G. Transboundary Water Quality Issues in the Mekong River Basin // Mekong River Commission. Melbourne: Water Studies Centre, Monash Univ., 2001. 77 p.
30. Nguyen Thanh Giao, Huynh Thi Hong Nhien. Assessment of surface water quality and monitoring in southern Vietnam using multicriteria statistical approaches // Sustainable Environ. Res. 2022. V. 32. № 2. P. 2–12.
31. Nguyen T.L.H., Ohtsubo M., Li L.Y., Higashi T. Heavy metal pollution of the To-Lich and Kim-Nguu River in Hanoi City and the industrial source of the pollutants // J. Fac. Agr. Kyushu Univ. 2007. V. 2. № 1. P. 141–146.
32. 14QCVN 08-MT:2015/BTNMT. QUY CHUẨN KỸ THUẬT QUỐC GIA VỀ CHẤT LƯỢNG NƯỚC MẶT. National Technical Regulation on Surface Water Quality. HÀ NỘI – 2015. 13 tr. [Электронный ресурс] <http://cem.gov.vn/storage/documents/5d6f3ecb26484qcvn-08-mt2015btnmt.pdf> (дата обращения: 29.11.2021) (Вьетнамский язык)
33. 15QCVN 43:2017/BTNMT. QUY CHUẨN KỸ THUẬT QUỐC GIA VỀ CHẤT LƯỢNG TRẦM TÍCH. National Technical Regulation on Sediment Quality. [Электронный ресурс] <https://luatvietnam.vn/tai-nguyen/quy-chuan-qcvn-43-2017-btnmt-chat-luong-tram-tich-166191-d3.html> (дата обращения: 29.11.2021) (Вьетнамский язык)
34. Prathumratana L., Sthiannopkao S., Kim K.W. The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River // Environ. Int. 2008. № 34. P. 860–866.
35. Warmer Henk, Ronald van Dokkum. Water pollution control in the Netherlands. Policy and practice the Netherlands. Lelystad: RIZA, 2002. 76 p.