

СОДЕРЖАНИЕ

Том 49, номер 6, 2022

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

- Оценка изменения уровней затопления поймы Нижнего Дона под влиянием хозяйственной деятельности. Ретроспективное гидродинамическое моделирование
В. В. Беликов, А. И. Алексюк, Н. М. Борисова, А. В. Глотко, А. Б. Румянцев 681
- К вопросу об эффективности регулирования стока Москворецко-Вазузской гидротехнической системой в современных климатических условиях
М. В. Болгов, И. А. Филиппова, Е. А. Коробкина, М. А. Харламов 691
-

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

- Динамика содержания железа в воде Рыбинского водохранилища на современном этапе
Н. Г. Отюкова 701
- О содержании фтора в водах озера Иссык-Куль
А. В. Савенко, В. С. Савенко 708
- Натурные измерения эмиссии метана на крупнейших водохранилищах России в 2021 г. Начало масштабных исследований
И. А. Репина, П. Н. Терский, С. Л. Горин, С. А. Агафонова, Н. Д. Ахмерова, А. Н. Василенко, М. Г. Гречушникова, В. Ю. Григорьев, В. С. Казанцев, А. А. Лисина, В. А. Ломов, Д. В. Мишин, А. А. Сазонов, В. М. Степаненко, Д. И. Соколов, А. А. Тимошенко, Н. Л. Фролова, В. П. Шестеркин 713
- Деструкция органического вещества в Кондопожской губе Онежского озера при изменении антропогенной нагрузки
Е. В. Теканова, И. А. Литвинова 719
- Распространение загрязнения в русле реки Невы в результате возможной аварийной ситуации на полигоне токсичных отходов Красный бор
С. А. Кондратьев, М. В. Шмакова 728
- Влияние аварийного разлива дизельного топлива в Норильске на содержание и состав углеводородов в донных осадках
И. А. Немировская, Ю. С. Глянцева 739
-

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ

- Приближенная формула для расчета дефицита влажности воздуха при оценках испарения в моделях формирования стока на реках России
Ю. Г. Мотовилов, В. М. Морейдо, Т. Д. Миллионщикова 753
- Результаты сравнения интегрального содержания водяного пара в атмосфере по данным глобальной системы прогнозирования (GFS) и GNSS-наблюдений (Приморский край, Россия)
А. К. Кишкина, Н. В. Шестаков, А. Н. Бугаец, Л. В. Гончуков, О. В. Соколов 766
-
-

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ
И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

УДК 556.5

**ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЯ УРОВНЕЙ ЗАТОПЛЕНИЯ ПОЙМЫ НИЖНЕГО
ДОНА ПОД ВЛИЯНИЕМ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ.
РЕТРОСПЕКТИВНОЕ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ¹**

© 2022 г. В. В. Беликов^{a, *}, А. И. Алексюк^{a, b}, Н. М. Борисова^{a, **},
А. В. Глотко^{a, c}, А. Б. Румянцев^a

^aИнститут Водных Проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^bМеханико-математический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119991 Россия

^cНИУ МГСУ, Москва, 129337 Россия

*e-mail: belvv@bk.ru

**e-mail: borisovanm@mail.ru

Поступила в редакцию 15.09.2020 г.

После доработки 22.06.2021 г.

Принята к публикации 22.06.2021 г.

Для долины Нижнего Дона методом ретроспективного численного моделирования на основе цифровых 3D-моделей рельефа и двумерных уравнений мелкой воды показано, что для высоких половодий уровень реки существенно изменился за последние 100 лет. Это вызвано интенсивным хозяйственным освоением поймы Нижнего Дона, строительством дорог, перегораживающих пойму высокими насыпями, паводкозащитных сооружений, рыбхозов и т. п. Сделан вывод, что кривые связи расходов и уровней воды на водомерных постах, применяемые в настоящее время Росгидрометом, должны быть откорректированы в диапазоне расходов воды, выходящих на пойму.

Ключевые слова: затопление поймы, антропогенное воздействие, 2D-моделирование, кривая связи расходов и уровней воды.

DOI: 10.31857/S0321059622060025

ВВЕДЕНИЕ

Численным моделированием процесса затопления поймы Нижнего Дона (в том числе и при нагонных явлениях) занимались многие исследователи (например, [2–4]). Однако в [2–4] и других аналогичных работах использовались недостаточно точные цифровые модели рельефа (ЦМР) и/или недостаточно подробные схематизации течения (одномерные либо двумерные на “грубой” расчетной сетке). В работе по гидролого-гидравлическому обоснованию проекта строительства Багаевского гидроузла [7] построены достаточно детальная ЦМР долины Нижнего Дона и густая адаптивная расчетная гибридная треугольно-четырёхугольная сетка, которые позволили вы-

полнить высокоточную калибровку гидродинамической модели в диапазоне расходов воды, наблюдавшихся за последние 40 лет. При этом установлено, что полученные с применением численного гидродинамического моделирования кривые связи $Q(H)$ в створах гидропостов на Нижнем Дону для расходов малой обеспеченности (10, 1, 0.1%) существенно отличаются от применяемых в настоящее время кривых Росгидромета и Правил Использования Водных Ресурсов Кочетовского гидроузла, основанных на данных натуральных измерений за длительный период времени (>100 лет). Высказано предположение, что причиной этого может быть интенсивное хозяйственное освоение поймы р. Дон (дороги, защитные дамбы, рыбные хозяйства и т. п.), начатое в 1960-е гг. после строительства Цимлянского гидроузла. Это время совпадает с началом маловодного периода, когда высокие расходы не наблюдались (последний достаточно большой половодный расход (6300 м³/с) наблюдался в 1963 г., т. е. без малого 60 лет назад) и, следовательно, по дан-

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0003 “Разработка численных моделей гидрологических, гидродинамических и гидрохимических процессов в водных объектах и их водосборных бассейнах, создание на основе разработанных моделей технологий поддержки решений в сфере водной безопасности для информационной модернизации водохозяйственной отрасли России”).

ным инструментальных измерений невозможно было отследить изменение уровенных режимов при затоплении поймы, вызванное хозяйственной деятельностью. Для подтверждения этой гипотезы было решено выполнить ретроспективное гидродинамическое моделирование с учетом приведения рельефа поймы в его естественное состояние на начало XX в.

ПОСТРОЕНИЕ ЧИСЛЕННОЙ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ НИЖНЕГО ДОНА И ЕЕ КАЛИБРОВКА

Для выполнения исследований разработана компьютерная модель долины Нижнего Дона протяженностью ~180 км с учетом широкой поймы и расположенных на ней многочисленных дорог, рыбхозов и дамб обвалования, защищающих от затопления населенные пункты. ЦМР местности строилась на основе карт масштаба от 1 : 5000 до 1 : 25000, топографического плана масштаба 1 : 2000 участка строительства Багаевского гидроузла площадью съемки 712 га, результатов лидарной съемки прирусловых участков в полосе от Кочетовского гидроузла до о. Арпачинского, а также продольных профилей некоторых перегораживающих пойму дорог, полученных на основе топографических съемок. При этом рельеф русловой части модели сформирован на основе актуализированных батиметрических промеров р. Дон. На рис. 1 представлена область моделирования со схемой расположения стесняющих пойму сооружений, которые в ретроспективных расчетах исключаются из рассмотрения.

Расчетная адаптивная треугольно-четыреугольная сетка модели содержала более 560 тыс. ячеек размерами от 5 до 300 м. На рис. 2 представлен фрагмент расчетной гибридной сетки в районе г. Ростов-на-Дону.

Для расчета гидродинамических параметров течения воды применялся программный комплекс STREAM 2D CUDA [1], в котором реализован оригинальный алгоритм, описанный в [5, 6] и распараллеленный на графическом процессоре с использованием технологии CUDA. В основу программы заложена двумерная нестационарная система уравнений мелкой воды (уравнения Сен-Венана), описывающая меженные, паводковые и сгонно-нагонные течения в реках и речных долинах, волны прорыва, вызванные разрушением напорного фронта плотин, и т. п.

В качестве граничных условий на главной входной границе в нижнем бьефе Кочетовского гидроузла задавались постоянные расходы воды раз-

личной обеспеченности. Кроме того, учитывались боковой приток воды от рек Сал и Маныч, а также водозабор на Новочеркасскую ГРЭС.

На нижней (морской) границе (рис. 1) задавался постоянный (среднегодовой или сезонный) или переменный (в виде функции зависимости уровня воды от времени) уровень воды Таганрогского залива. Более подробно эта процедура и результаты расчетов описаны в работе [7]. В настоящей статье этот вопрос подробно не рассматривается, поскольку расчеты и наблюдения показывают, что в р. Дон при расходах воды >4000 м³/с (на водпосту Раздорская) сгоны и нагоны проявляются слабо и только уже в дельте Дона ниже г. Ростов-на-Дону. Поэтому на выводы настоящей работы они не влияют.

При выполнении гидрологического обоснования проекта Багаевского низконапорного гидроузла [7] были выполнены сбор, анализ и обобщение большого объема материалов ежесуточных гидрометеорологических наблюдений на станциях и постах Северо-Кавказского УГМС и других ведомств за почти столетний период. Это большие табличные массивы данных. В настоящей статье эти данные приведены частично в осредненном виде на графиках связи расходов и уровня воды на водомерных постах.

Значения коэффициентов шероховатости, которые остаются единственными “свободными” параметрами математической модели при калибровке, подбирались при последовательном увеличении расходов воды в результате вариантных расчетов из условия наилучшего совпадения с имеющимися натурными данными по уровням и расходам воды на водомерных постах Северо-Кавказского УГМС Раздорская (расходный пост), Багаевская, Старочеркасская, Аксай, Ростов-на-Дону и в нижнем бьефе Кочетовского гидроузла (по данным Администрации Азово-Донского БВВП) за последние 40 лет. По результатам калибровочных расчетов, подробно описанных в [7], были подобраны коэффициенты шероховатости по Маннингу: $n_1 = 0.02$ по руслу, $n_2 = 0.035$ в переходной от русла к пойме зоне и $n_3 = 0.05$ на пойме.

На перечисленных выше водопостах были проанализированы и суточные данные по расходам и уровням воды за более продолжительный — столетний период. При высоких паводковых расходах (≥ 4000 м³/с), не наблюдаемых уже длительное время, но остающихся расчетными расходами малой обеспеченности, уровни воды в современных условиях при тех же расходах, как показали результаты численного моделирования, будут су-

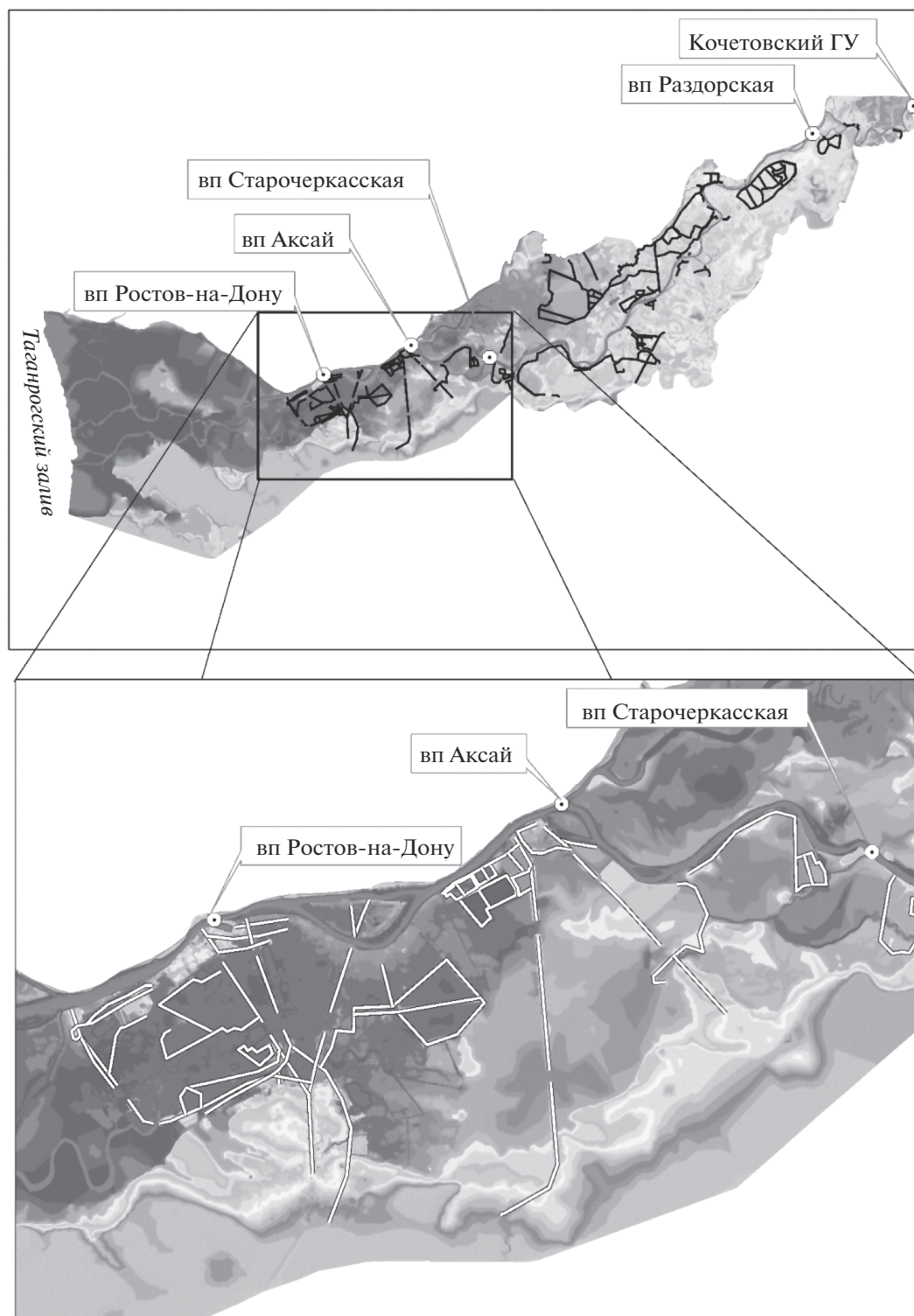


Рис. 1. Область моделирования с выделенными дамбами и дорогами.

шественно выше, чем наблюдаемые в начале и середине XX в. (рис. 3). Так, у ст. Старочеркасской рассчитанный уровень на 1 м выше, чем был в

1917 г. (исторический максимум 5.70 м БС) при том же расходе – 14600 м³/с (обеспеченностью 0.5%), и на 1 м выше, чем был в 1963 г. при расходе

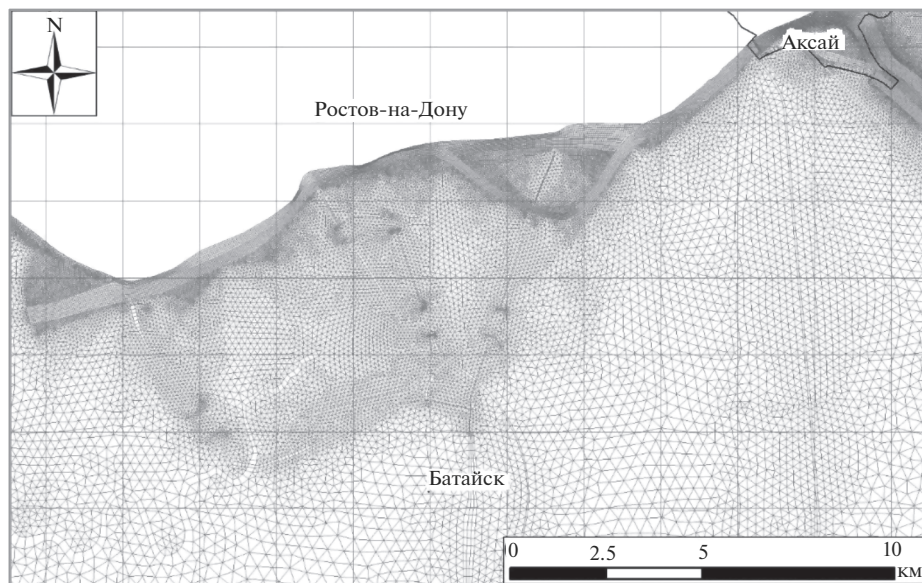


Рис. 2. Фрагмент гибридной расчетной сетки в районе г. Ростов-на-Дону.

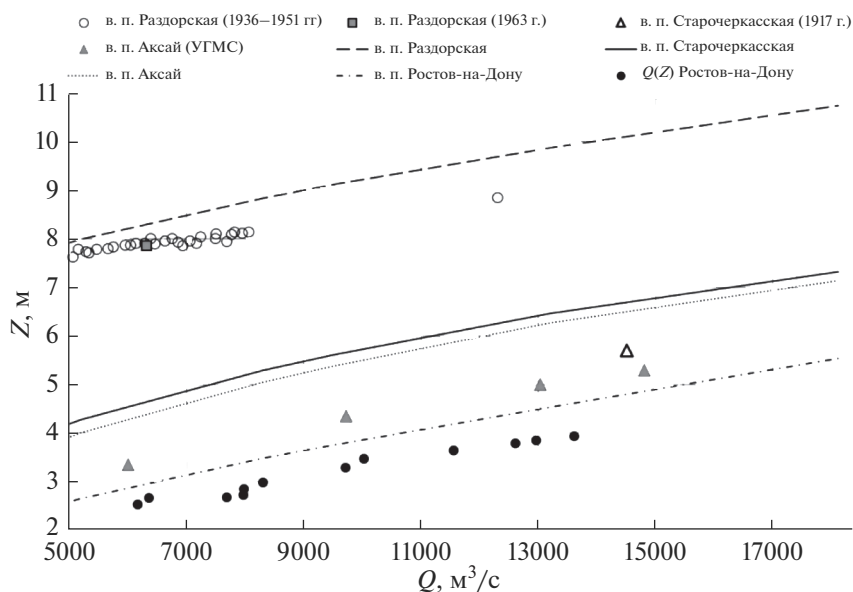


Рис. 3. Кривые $Q = f(H)$ для в. п. Ростов-на-Дону, Аксай, Старочеркасская и Раздорская (линии), полученные по результатам модельных расчетов, и их сопоставление с данными наблюдений за исторический период (в. п. — водпост).

6300 м³/с обеспеченностью ~15%. В районе г. Аксай превышение >1 м, в створе водомерного поста Раздорская превышение уровня составляет 0.8 м для половодья 1942 г. с максимальным наблюдаемым на этом посту расходом 12300 м³/с

обеспеченностью 2% (в половодье 1917 г. измерения на Раздорской не проводились). Эти результаты можно, по-видимому, объяснить сильным антропогенным воздействием на пойму Нижнего Дона. Для проверки этой гипотезы

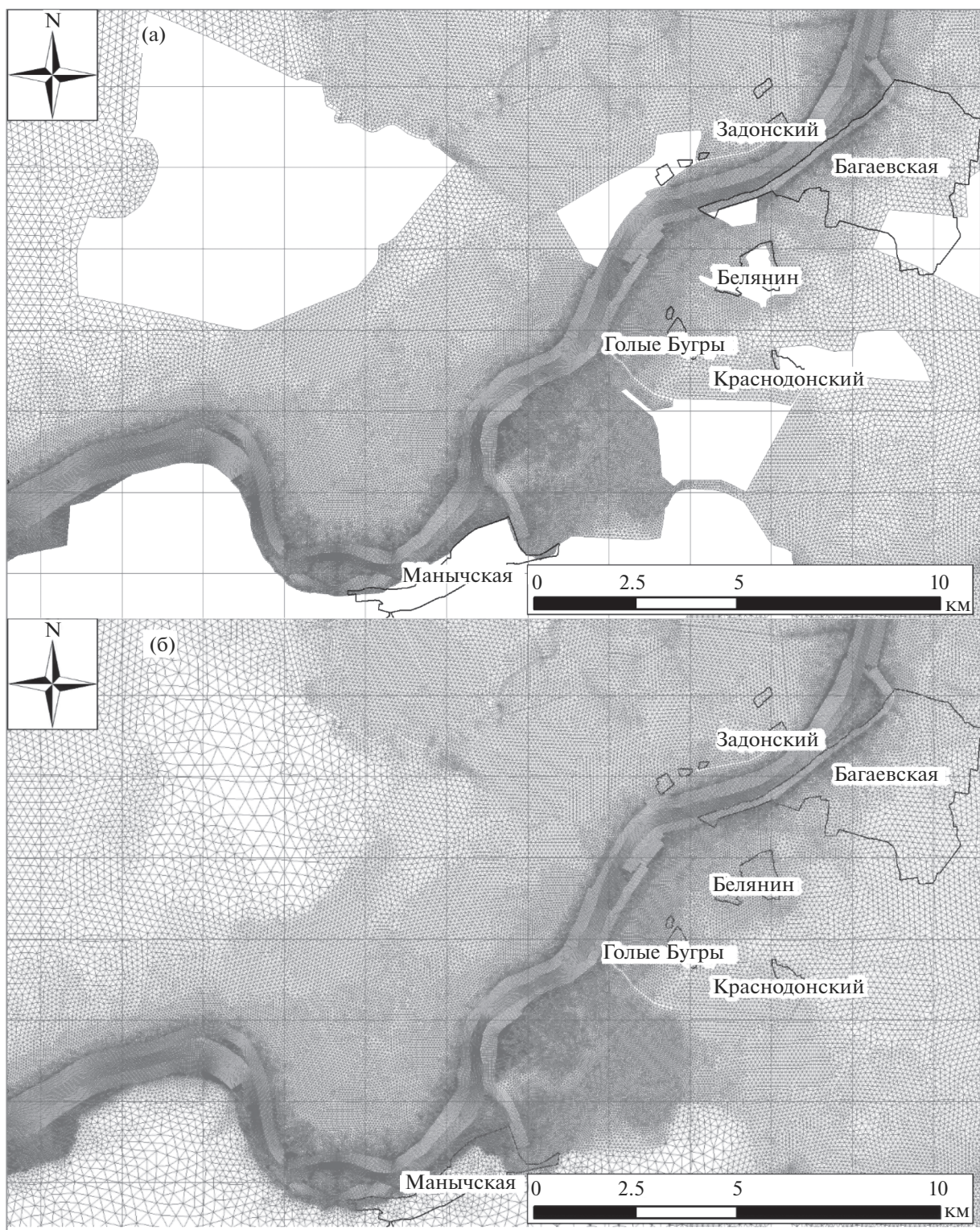


Рис. 4. Фрагменты гибридной расчетной сетки в районе ст. Манычской для моделей в современных условиях (а) и на период начала XX в. (б).

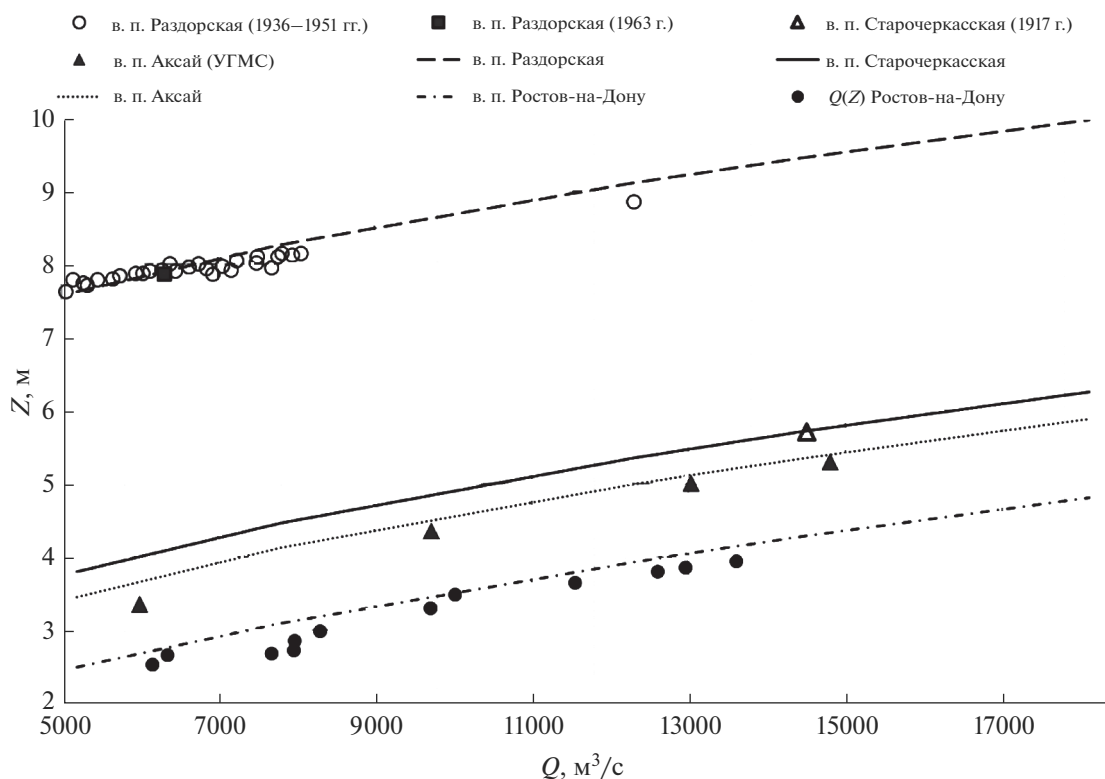


Рис. 5. Полученные на основе модельных расчетов кривые $Q = f(H)$ в области высоких расходов для в. п. Ростов-на-Дону, Аксай, Старочеркасская и Раздорская на период в начале XX в. (линии) и их сопоставление с данными наблюдений за исторический период. Для в. п. Раздорская серым квадратом на графике нанесена точка, соответствующая 1963 г. (отметка уровня 7.86 м БС, расход $6320 \text{ м}^3/\text{с}$), белыми кружками — данные за период 1936–1951 гг. (отобраны только расходы $>5000 \text{ м}^3/\text{с}$); в. п. — водпост.

проведена реконструкция ЦМР долины Нижнего Дона для начала XX в. и проведены аналогичные расчеты.

РЕКОНСТРУКЦИЯ ЦМР ДОЛИНЫ НИЖНЕГО ДОНА ДЛЯ ПЕРИОДА В НАЧАЛЕ XX в.

На описанной выше модели были проведены некоторые изменения рельефа дна для того, чтобы максимально приблизить ЦМР долины Нижнего Дона к периоду в начале XX в., а именно — “убраны” дорожные и защитные сооружения, построенные позже и изображенные на рис. 1. Кроме изменения рельефа, увеличена расчетная сетка модели на участки поймы, ограниченные защитными сооружениями (например, рыбхозы), через которые в первоначальной модели предполагалась невозможность протекания воды. Количество ячеек расчетной сетки модели возросло до 568 тыс. В расчетную сетку для численной модели начала XX в. (рис. 4б) добавлены участки, кото-

рые в модели для современных условий (рис. 4а) не учитывались в силу того что были окружены дорогами или дамбами.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ ЗАТОПЛЕНИЯ ПОЙМЫ НИЖНЕГО ДОНА ДО НАЧАЛА ЕЕ ИНТЕНСИВНОГО ХОЗЯЙСТВЕННОГО ОСВОЕНИЯ

Для численной модели начала XX в. проведены расчеты в диапазоне расходов от 5200 (обеспеченность 20%) до $18100 \text{ м}^3/\text{с}$ (0.1%). Значения коэффициентов шероховатости были взяты такими же, как и в численной модели для современных условий ($n_1 = 0.02$, $n_2 = 0.035$, $n_3 = 0.05$). На рис. 5 изображены рассчитанные на математической модели на начало XX в. кривые связи расходов и уровней для характерных створов. Для водпоста Раздорская данные ложатся на одну кривую, которая тянется до точки, соответствующей половине 1942 г. (максимальная отметка уровня 8.85 м БС, измеренный расход $12300 \text{ м}^3/\text{с}$ обеспе-

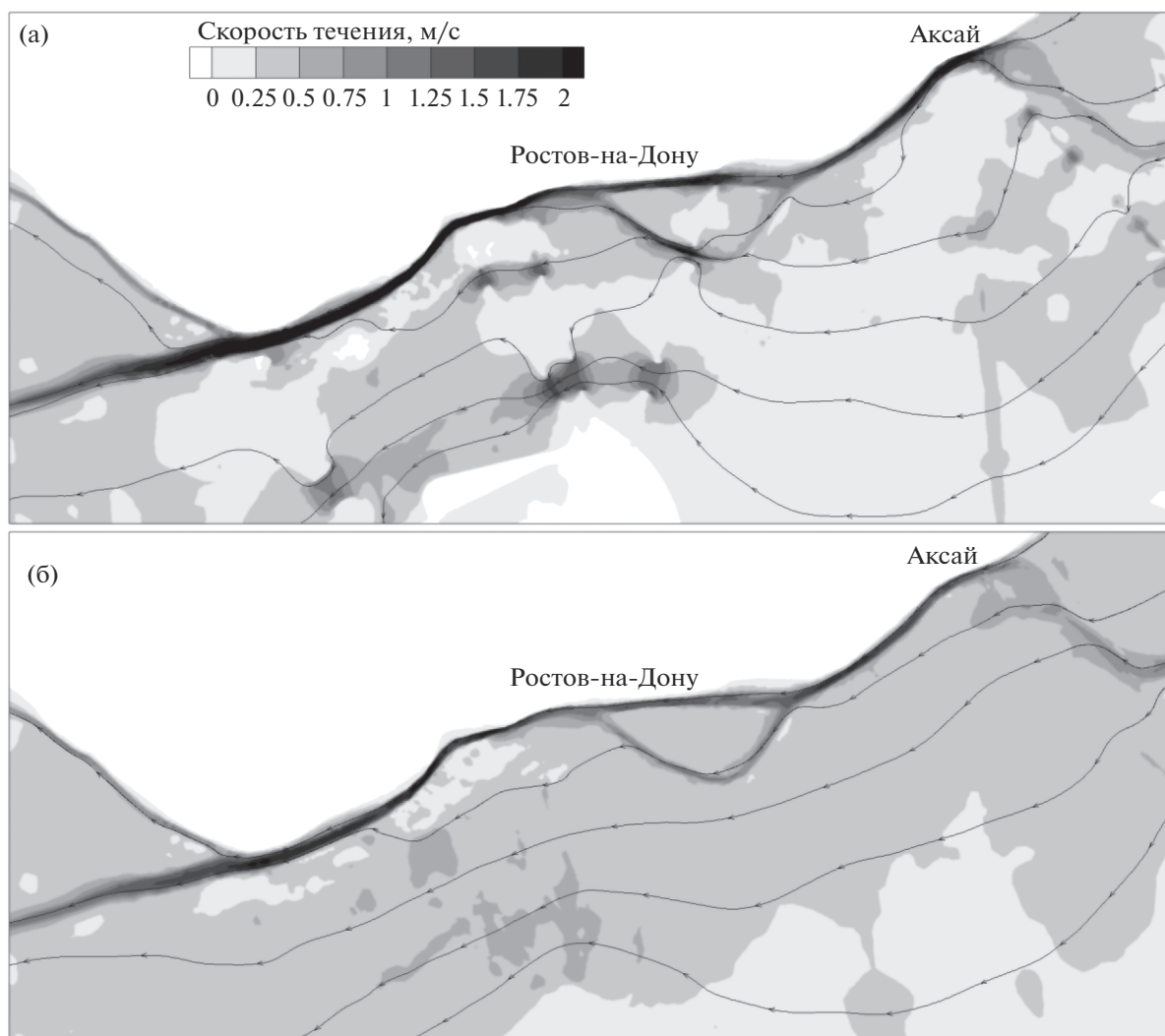


Рис. 6. Скорости течения и линии тока при расходе $13200 \text{ м}^3/\text{с}$, рассчитанные на моделях в современных условиях (а) и на период начала XX в. (б).

ченностью 2%). Рассчитанная по модели кривая на водпосту Раздорская близка к наблюдаемым данным, разница уровней воды при расходе $12300 \text{ м}^3/\text{с}$ составляет 0.25 м. У ст. Старочеркасской рассчитанный уровень совпадает с наблюдаемым экстремальным уровнем 1917 г. — 5.70 м БС. В районе городов Акса́й и Ростов-на-Дону наблюдается небольшое превышение рассчитанных уровней воды над измеренными, при этом с увеличением расхода воды разница уровней уменьшается. Возможно, это связано с тем, что в районе Акса́й и Ростова-на-Дону заметное влияние на уровни воды оказывают сгоны и нагоны, которые сильнее проявляются при меньших расходах.

На рис. 6 и 7 приведены скорости течения и уровни воды для района г. Ростов-на-Дону, рассчитанные на двух моделях (для современных и исторических условий). Как видно на рис. 6, скорости течения на пойме, полученные на численной модели для периода в начале XX в., $\leq 0.6 \text{ м/с}$, для современных условий скорости воды на пойме возрастают в местах водопропусков (пойменных мостов) до 1.7 м/с . На рис. 7 хорошо видно, что дороги, пересекающие пойму, подпирают воду и приводят к повышению уровней воды в современных условиях.

На рис. 8 построены профили водной поверхности вдоль русла р. Дон от нижнего бьефа Кочетовского гидроузла до водпоста Азов для расходов

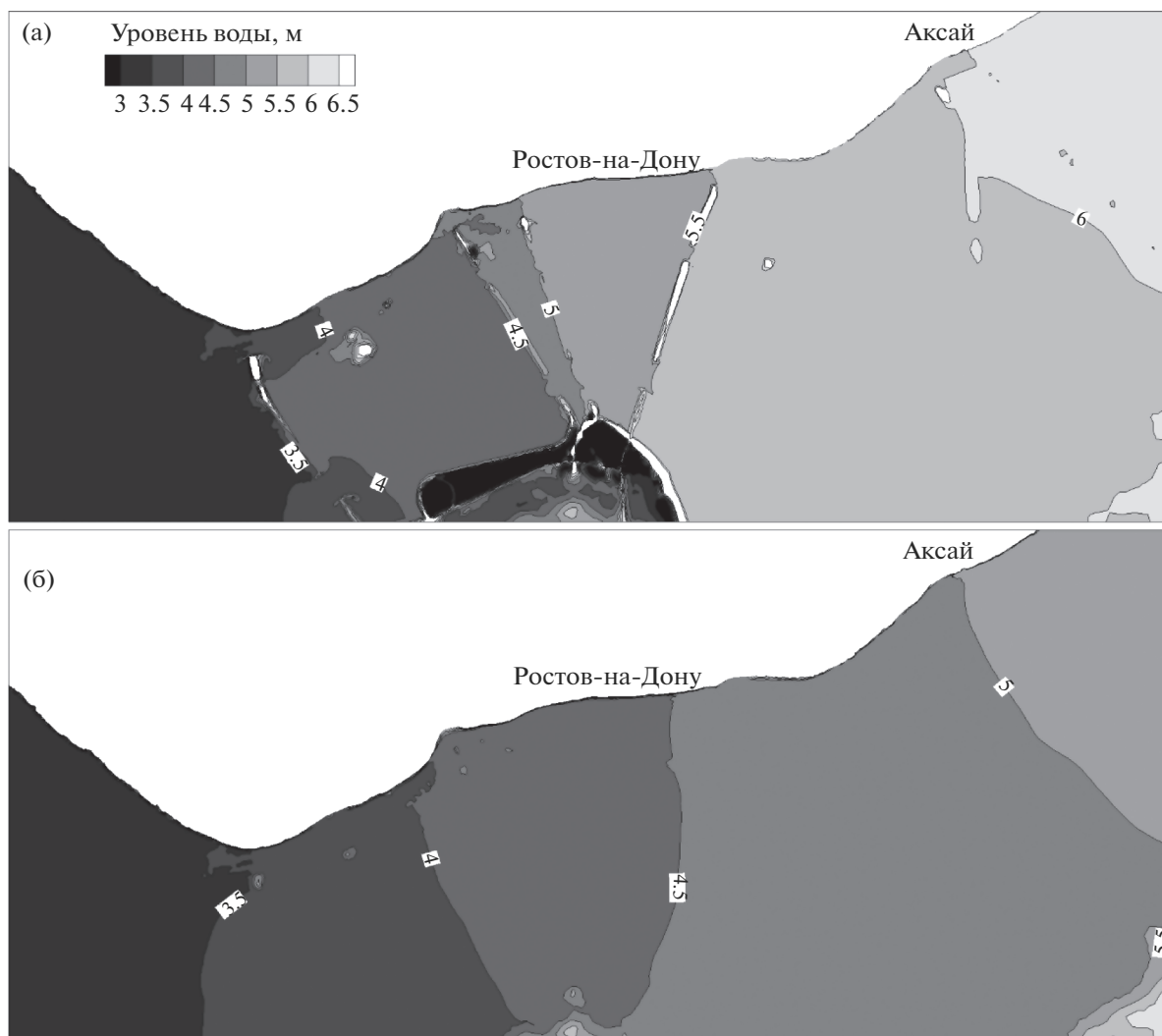


Рис. 7. Уровни воды при расходе $13200 \text{ м}^3/\text{с}$, рассчитанные на моделях в современных условиях (а) и на период начала XX в. (б).

5200, 13200 (обеспеченность 1%) и $18100 \text{ м}^3/\text{с}$ (обеспеченность 0.1%). На рис. 8 хорошо видно, что дополнительный подъем уровня, связанный с застройкой поймы, может достигать 0.5–1 м и более в зависимости от максимального расхода и расположения створа. Максимальные дополнительные подъемы уровня ($>1 \text{ м}$ при экстремальных расходах 13200 и $18100 \text{ м}^3/\text{с}$) возникают в створе г. Аксай, что вызвано перекрытием всей поймы Нижнего Дона в этом месте и ниже по течению высокими дорожными насыпями. По той же причине на этом участке почти весь расход концентрируется в русле реки, что приводит к существенному увеличению скоростей течения при пропуске высоких половодий (рис. 6а). Это в свою очередь может интенсифицировать общий

размыв дна русла, активизировать подмыв мостовых опор и вызвать разрушение мостов через р. Дон на участке Аксай, Ростов-на-Дону, Батайск.

ВЫВОДЫ

На основе высокоточной цифровой модели рельефа долины и русла Нижнего Дона и детализированной адаптивной гибридной сетки построена и откалибрована численная гидродинамическая 2D-модель Нижнего Дона от Кочетовского гидроузла до Таганрогского залива Азовского моря протяженностью $\sim 180 \text{ км}$.

По результатам численного моделирования сделан вывод, что при расходах воды малой обеспеченности (1 и 0.1%) рассчитанные кривые

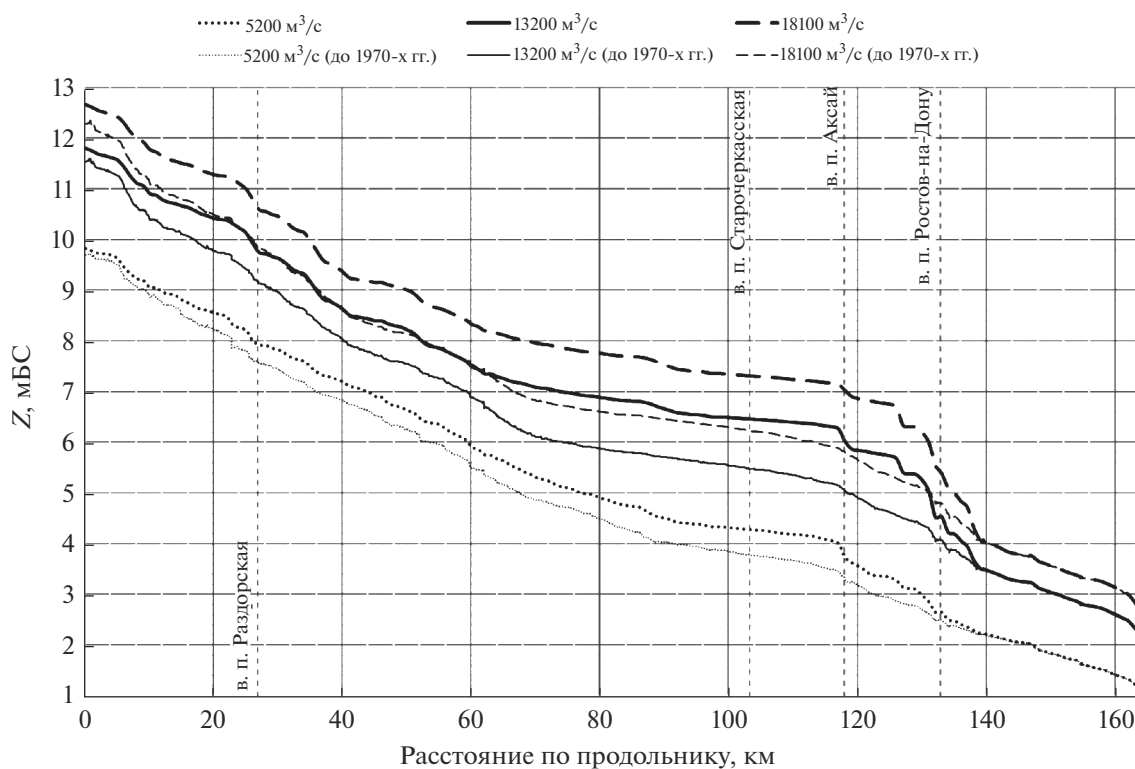


Рис. 8. Продольные профили водной поверхности р. Дон при расходах редкой обеспеченности, рассчитанные на моделях для современных условий и для начала XX в.

связи расходов и уровней в створах гидрологических постов существенно отличаются от кривых Росгидромета по уровням в большую сторону при тех же расходах. Сделано предположение, что это связано с интенсивным хозяйственным освоением поймы Нижнего Дона, особенно в 1960–1970-х гг., но не проявлялось в силу длительного маловодного периода.

Подтверждение этой гипотезы получено путем ретроспективного гидродинамического моделирования с измененным рельефом поймы, по возможности приведенным к состоянию на начало XX в. Рассчитанные для этого рельефа кривые связи расходов и уровней на водпостах хорошо совпадают с кривыми Росгидромета.

Сопоставление рассчитанных уровней воды для одних и тех же расходов в современных и столетней давности условиях убедительно показывает существенное антропогенное воздействие на уровеньный режим Нижнего Дона, которое должно быть учтено в актуализированных кривых Росгидромета. Кривые связи $Q(H)$ для створов гидропостов требуют корректировки в области больших расходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексюк А.И., Беликов В.В. Программный комплекс STREAM 2D CUDA для расчета течений, деформаций дна и переноса загрязнений в открытых потоках с использованием технологий Compute Unified Device Architecture (на графических процессорах NVIDIA) // Свид. гос. регистрации программ для ЭВМ № 2017660266 от 20.09.2017.
2. Беликов В.В., Борисова Н.М., Васильева Е.С., Кочетков В.В. Обеспечение гидрологической безопасности при застройке пойменных территорий на примере долины Нижнего Дона // "Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов" Материалы Третьей всерос. конф. с международ. участием. Барнаул, 2010. С. 496–499.
3. Беликов В.В., Кочетков В.В., Борисова Н.М., Ковалёв С.В., Никитина Н.В. Применение ГИС-технологий и специализированных баз данных при численном моделировании экстремальных затоплений поймы Нижнего Дона // Тр. науч.-практ. конф. "Управление водно-ресурсными системами в экстремальных ситуациях" М., 2008. С. 121–125.
4. Бубер А.Л., Головинов Е.Э., Бубер А.А., Талызов А.А. Построение интегрированной цифровой модели рельефа для разработки гидродинамической модели Нижнего Дона и визуализации результатов расчетов с учетом влияния низконапорных гидроузлов и сгонно-нагонных явлений // Материалы

- Международ. науч. конф. Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2019. С. 106–110. ISBN 978-5-4358-0182-8
5. *Aleksyuk A.I., Belikov V.V.* Simulation of shallow water flows with shoaling areas and bottom discontinuities // *Comput. Math. Math. Phys.* 2017. V. 57. № 2. P. 318–339.
<https://doi.org/10.1134/S0965542517020026>
 6. *Aleksyuk A.I., Belikov V.V.* The uniqueness of the exact solution of the Riemann problem for the shallow water equations with discontinuous bottom // *J. Computational Physics*. 2019. V. 390. P. 232–248.
<https://doi.org/10.1016/j.jcp.2019.04.001>
 7. *Belikov V.V., Borisova N.M., Aleksyuk A.I., Rumyantsev A.B., Glotko A.V., Shurukhin L.A.* Hydraulic Substantiation of the Bagaevskaya Hydro Complex Project Based on Numerical Hydrodynamic Modeling // *Power Technol. Engineering*. 2018. November. V. 52. № 4. P. 372–388.
<https://doi.org/10.1007/s10749-018-0962-9>

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ
И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

УДК 556.048

**К ВОПРОСУ ОБ ЭФФЕКТИВНОСТИ РЕГУЛИРОВАНИЯ СТОКА
МОСКВОРЕЦКО-ВАЗУЗСКОЙ ГИДРОТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМОЙ
В СОВРЕМЕННЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ¹**© 2022 г. М. В. Болгов^а, И. А. Филиппова^{а, *}, Е. А. Коробкина^а, М. А. Харламов^а^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: irinafil@yandex.ru

Поступила в редакцию 07.10.2021 г.

После доработки 21.02.2022 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

Рассмотрена проблема влияния изменений климата на водные ресурсы и функционирование системы водоснабжения Московского региона. Проанализированы данные о притоке к основной части водохозяйственной системы региона – Москворецко-Вазузской гидротехнической системе (МВГС). Результаты имитационного моделирования показали, что на фоне произошедших изменений в характере притока к водохранилищам МВГС управление системой водоснабжения в целом можно считать более эффективным по сравнению с периодом до 1978 г. Для Вазузской гидротехнической системы как отдельного компонента МВГС показатели эффективности не улучшились. Анализ изменений эксплуатационных характеристик показал необходимость их учета в управленческой стратегии для всей системы МВГС.

Ключевые слова: водохозяйственные системы, климатические изменения, нестационарность, регулирование стока, Москворецкая система водохранилищ, Вазузская гидротехническая система.

DOI: 10.31857/S0321059622060037**ВВЕДЕНИЕ**

Проектирование и эксплуатация любого гидротехнического сооружения, в том числе системы водохранилищ, в первую очередь предполагает эффективное и оптимальное его использование с минимальными ущербами для экономики и окружающей среды. Экономическая эффективность функционирования гидротехнического сооружения заключается в максимизации прибыли от его работы и минимизации затрат и связана непосредственно с качеством управления. Очевидно также, что эффективность использования речного стока при регулировании его водохранилищами зависит от прогноза (знания) колебания водности используемых рек. Чем точнее прогноз стока на конкретный год и сезон, тем эффективнее можно планировать режим водохозяйственных установок с учетом ожидаемой водности года. Кроме того, возникающие в процессе эксплуатации риски планирования и управления (например, негативное воздействие на окружающую среду, прорывы плотин и наводнения ниже по течению) также в значительной мере обусловле-

ны гидрологическими характеристиками водного объекта и водосборного бассейна.

Управление водными ресурсами речных бассейнов и системой водохранилищ – многокритериальная многофакторная задача. Методические подходы к водохозяйственным расчетам совершенствовались вместе с развитием водохозяйственных систем от простейших методов балансовых расчетов к сложным вероятностным методам благодаря интенсивному гидротехническому (водохозяйственному) строительству. Параллельно совершенствовались и другие направления водохозяйственных расчетов (установление эксплуатационных режимов водохранилищ, диспетчерские правила управления водохранилищ). Многообразие типов применяемых математических моделей обусловлено масштабами объекта, характером поступающей информации, особенностями природных процессов и управления (стохастические и детерминированные модели), алгоритмом воспроизведения состояния системы в заданном временном интервале и получения конечного результата (имитационные и оптимизационные модели), наличием или отсутствием временных трендов (стационарные и нестационарные модели) [4].

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001, государственная регистрация 122041100222-7).

Одна из проблем гидрологии в меняющемся мире — изменения структуры многолетних колебаний стока [15]. Важность оценки воздействия этих изменений, зафиксированных и исследованных на конкретном водосборе, на управление гидротехническими сооружениями несомненна. Вопросы адаптации систем управления водными ресурсами — ключевые в национальных стратегиях адаптации к изменениям климата большинства стран в силу большой социальной и экономической значимости водных ресурсов и одновременно их уязвимости. Надо заметить, что понятие адаптации управления водными ресурсами к изменению климата предполагает отказ от гипотезы стационарности, на которой базировалась теория управления водными ресурсами [14], и смену парадигмы гидрологических и водохозяйственных расчетов для планируемых адаптационных решений.

В зарубежной практике есть две основные точки зрения на оценку климатических рисков для разработки стратегий адаптации [17]. Это так называемые нисходящий, или сценарный (“top-down”), и восходящий (“bottom-up”) подходы. Нисходящий подход включает в себя в первую очередь переход от глобального масштаба к региональному путем даунскейлинга климатических проекций при различных сценариях выбросов парниковых газов. Полученные региональные сценарии используются затем в соответствующих моделях для оценки воздействия изменений климата на гидрологические процессы, вероятности возникновения опасных явлений (наводнения, засухи) и их последствий. При этом риск адаптационных мероприятий оценивается с экономической точки зрения и учитывает вероятность возникновения опасных гидрологических явлений и уязвимость в виде стоимости ущерба. Восходящий подход направлен на снижение уязвимости к прошлой и нынешней изменчивости климата, как правило, после экстремального события или стихийного бедствия. Этот метод не зависит от сценариев изменения климата, и потому необходимы достаточно продолжительные наблюдения для оценки масштабов и частоты экстремальных явлений.

Оба подхода используются и в практике управления гидротехническими сооружениями для определения приоритетности мер по снижению рисков эксплуатации [9]. Нисходящий метод определяет наиболее выгодную (экономичную) стратегию управления и используется в том числе и для оценки влияния будущих изменений климата на управление водохранилищами. Поскольку в качестве исходной информации при таком подходе используются результаты расчетов по глобальным климатическим моделям (осадки и сток), то решения, как правило, получаются экономически затратными [16]. Восходящий метод предла-

гает в первую очередь выполнить моделирование реакции природно-социальной системы “водохранилище” на экстремальные природные события. Фактически исследование начинается с факторов и условий формирования стока на конкретном водосборе, с региональных климатических изменений, а также с особенностей проектирования исследуемой водохозяйственной системы и управления ею, что позволит успешно справляться с гидрологическими экстремальными явлениями [17]. Суть метода заключается в анализе текущей ситуации и оценке возможностей справиться с последствиями изменения климата без экономически затратных решений для смягчения последствий прогнозируемых явлений. Таким образом, второй подход оценивает риски управления на основе реальной ситуации на водосборе, а не на ее прогнозах. Отличительная и выгодная особенность метода “bottom-up” состоит в том, что информация, характеризующаяся большой неопределенностью, используется в конце цепочки моделирования, а на первый план выдвигаются наблюдаемые явления.

Несмотря на то, что оба способа оценки связаны с неопределенностями, предпочтение отдается подходу, основанному на результатах моделирования по вероятным сценариям изменения климата. Однако не стоит забывать о важности его альтернативы [12], направленной на повышение устойчивости водохозяйственных систем без экономически затратных решений. Особенно важен такой подход для стран с высокой уязвимостью территорий к наводнениям и засухам, но при этом с ограниченными экономическими ресурсами [11, 13]. Необходимость применения такого подхода в рамках имитационного моделирования отмечается в работах [7, 8].

Климатические изменения за последние 40 лет привели к внутригодовому перераспределению стока на большинстве рек Европейской части России. Гидрологические характеристики половодья и межени относятся к параметрам, влияющим на эффективность управления водохранилищами, непосредственно определяя гарантированную водоотдачу системы. Соответственно, их изменения повлияли и на эффективность работы водохранилищ на этой территории. Особенно актуальны эти изменения для работы системы питьевых водохранилищ Московского региона, где водные ресурсы ограничены и испытывают заметную антропогенную нагрузку. Изменения водного режима рек, вызванные потеплением климата, вынуждают пересматривать подходы к управлению водными ресурсами для обеспечения таких крупных потребителей воды, как г. Москва [3]. Надежная эксплуатация и необходимое, в случае роста водопотребления в мегаполисе, увеличение гарантированной водоотдачи Москворецко-Вазузской системы водохранилищ

возможны только на основе оптимизации правил эксплуатации всей системы в целом.

Цель работы – продемонстрировать влияние гидролого-климатических изменений на функционирование системы водоснабжения Московского региона и оценить эффективность регулирования стока на основе имитационного моделирования работы системы с учетом изменившихся гидрологических характеристик; анализ среднего годового притока к водохранилищам Москворецко-Вазузской гидротехнической системы (МВГС) – значимому компоненту водохозяйственной системы региона; изучение изменения режима притока за водохозяйственные интервалы.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Объект исследований

В настоящее время Московский мегаполис обеспечивается водой в основном за счет поверхностного стока рек Москвы и Волги. Технически это обеспечивают взаимосвязанные между собой Москворецкая водная система, Волжская водная система и Вазузская гидротехническая система. Вазузская гидротехническая система осуществляет регулирование и переброску стока из бассейна р. Вазузы в бассейн р. Москвы.

Водосборная территория МВГС расположена в западной части бассейна Волги и охватывает бассейны рек Москвы и Вазузы с их притоками. Общая площадь водосбора МВГС составляет 14500 км².

Сток р. Москвы и ее притоков регулируется водохранилищами Москворецкой водной системы (МВС) – Истринским, Можайским, Рузским и Озернинским, вода из которых поступает по р. Москве к Рублевскому гидроузлу. Кроме того, к Рублевскому гидроузлу поступает часть стока р. Вазузы (притока р. Волги), зарегулированного Вазузским и Яузским водохранилищами Вазузской гидротехнической системы (ВГС). Эти водохранилища осуществляют многолетнее регулирование стока р. Вазузы и работают в режиме компенсированного регулирования стока боковой приточности р. Москвы между МВС, с одной стороны, и Рублевским гидроузлом – с другой стороны. Водные ресурсы водохранилищ МВГС используются для водообеспечения г. Москвы и, кроме того, для нужд местных потребителей и санитарных попусков в нижние бьефы гидроузлов.

Материалы и методы

В качестве исходной информации использованы данные о притоке к МВГС за период наблюдений 1914–2018 гг. с шести водосборных участков – бассейнов Истринского, Можайского, Рузского,

Озернинского, Вазузского водохранилищ и незарегулированной части водосбора. Поскольку Яузское и Верхнерузское водохранилища не оказывают существенного влияния на функционирование МВГС, то они не обсуждаются. Данные о притоке представляют собой ряды среднедекадных и среднемесячных расходов воды, наблюдаемых до строительства водохранилищ и ретрансформированных (приведенных к естественным условиям) – после строительства. Данные представлены АО “Институт Гидропроект” и ОАО “Мосводоканал” для научных исследований.

Методически работа базируется на имитационном моделировании совместного функционирования водохранилищ системы по действующим правилам использования водных ресурсов с обеспечением заданного уровня гарантированной отдачи [1]. При этом в качестве притока к водохранилищам используются фактические ряды притока, отражающие особенности гидрологического режима в условиях климатических изменений на водосборе.

Таким образом, используемая в работе имитационная модель водохозяйственной системы включает в себя два основных блока: блок регулирования на основе диспетчерских правил управления и блок статистической обработки результатов имитационных расчетов.

Важная особенность подхода к оценке эффективности регулирования водохозяйственной системы в современных климатических условиях – принятие гипотезы нестационарности для гидрологических и водохозяйственных расчетов [2, 10]. Временные ряды исходных данных притока к водохранилищам МВГС разделены на две части в точке перехода из одного стационарного состояния в другое. Статистический анализ и имитационное моделирование работы водохозяйственной системы проводились для этих частей отдельно.

Для оценки эффективности регулирования стока использовались показатели надежности и устойчивости эксплуатации водохранилищ, характеризующие обеспеченность водоотдачи – вероятность бесперебойных интервалов и бесперебойных лет, а также распределение дефицитов объема полезной емкости водохранилищ при сохранении гарантированной отдачи.

Влияние климатических изменений на эффективность регулирования в современных климатических условиях оценивалось путем сравнения этих показателей в каждом стационарном периоде с помощью VoxPlot-диаграмм. Такая форма представления результатов дает возможность графического представления основных параметров распределения исследуемого ряда. Диаграмма отображает значения среднего, квартилей, разброс данных и наличие выбросов, а также позво-

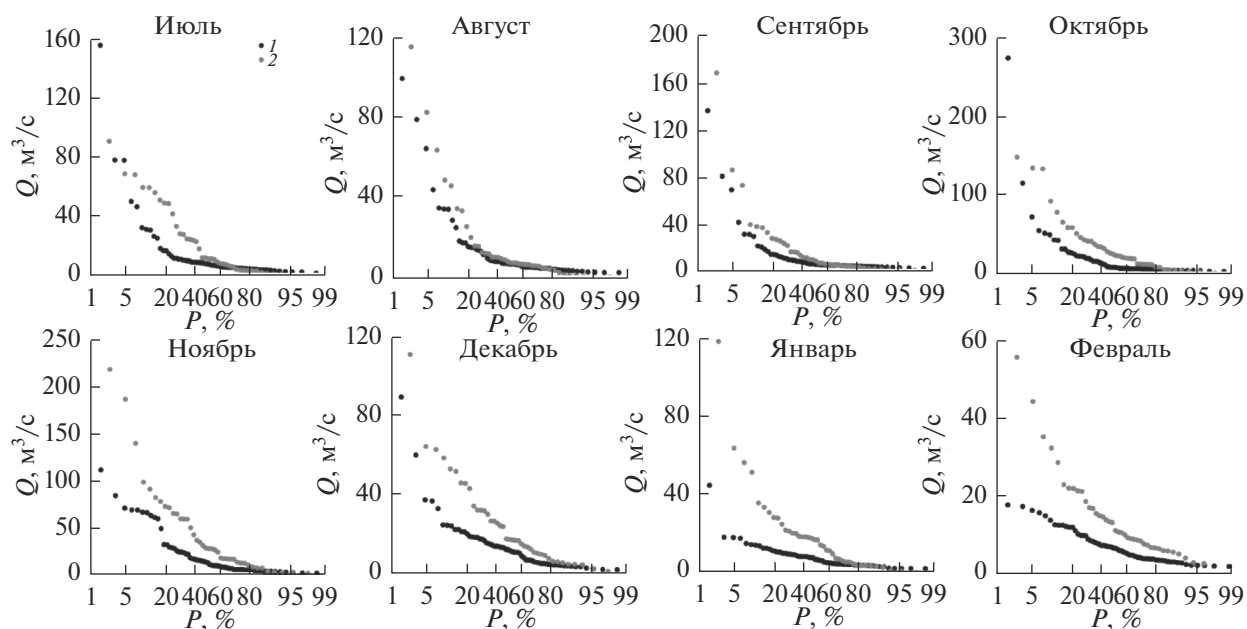


Рис. 1. Кривые обеспеченности среднего месячного притока в межень к Вазузскому водохранилищу за два временных периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1978 г.

ляет оценить, насколько асимметрично распределение изучаемой характеристики.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Анализ временных рядов притока к водохранилищам МВГС за различные периоды времени (год, месяц и декада) статистическими методами показал, что гипотеза стационарности не выполняется для большинства из них [5]. Такая же закономерность выявлена для многолетних рядов расходов воды за лимитирующие и нелимитирующие периоды. Это позволило принять для всех нестационарных рядов 1978 г. за дату перехода в новое условно стационарное состояние; соответственно, период наблюдений до 1978 г. принят за базовый, а период наблюдений с 1979 г. – за текущий.

Изменение внутригодового распределения притока к Вазузскому водохранилищу повторяет тренд, выявленный для всех водохранилищ МВС [3]. Увеличение притока наблюдается в период зимней и летней межени, уменьшение притока – в период половодья. На рис. 1 представлены кривые обеспеченности среднего месячного притока в межень к Вазузскому водохранилищу за два условно стационарных периода. Сравнение этих кривых показывает, что в зоне малых обеспеченностей ($\leq 50\%$) сток существенно увеличился.

Анализ изменений стока относительно периода до 1978 г. показал, что наибольшие изменения наблюдаются в зимнюю межень. Среднее увеличивается в ~ 2 раза, дисперсия – в ≥ 2 раз (до 3.5 в январе) с незначительным увеличением C_v .

Имитационное моделирование совместного функционирования водохранилищ МВГС выполнялось по действующим правилам использования водных ресурсов [6]. Регулирование стока ВГС осуществляется в компенсационном режиме, т. е. при необходимости дополняет возможности регулирования стока Москворецкой системой водохранилищ. Характеристики режима работы МВГС получены при имитационном моделировании регулирования стока на гарантированную отдачу 95%-й обеспеченности: для ВГС – 19, для МВС – 33 м³/с. Климатические изменения учтены непосредственно путем использования однородных (стационарных) фрагментов наблюдаемых рядов притока к водохранилищам в имитационной модели. В данном случае в качестве таких фрагментов использовались фактические величины притока в соответствии с датой смены гидрологического режима в регионе (для половодного и минимального стока смена фазы водности). Изменение полученных характеристик регулирования оценивалось также относительно этой даты, в данном случае – 1978 г.

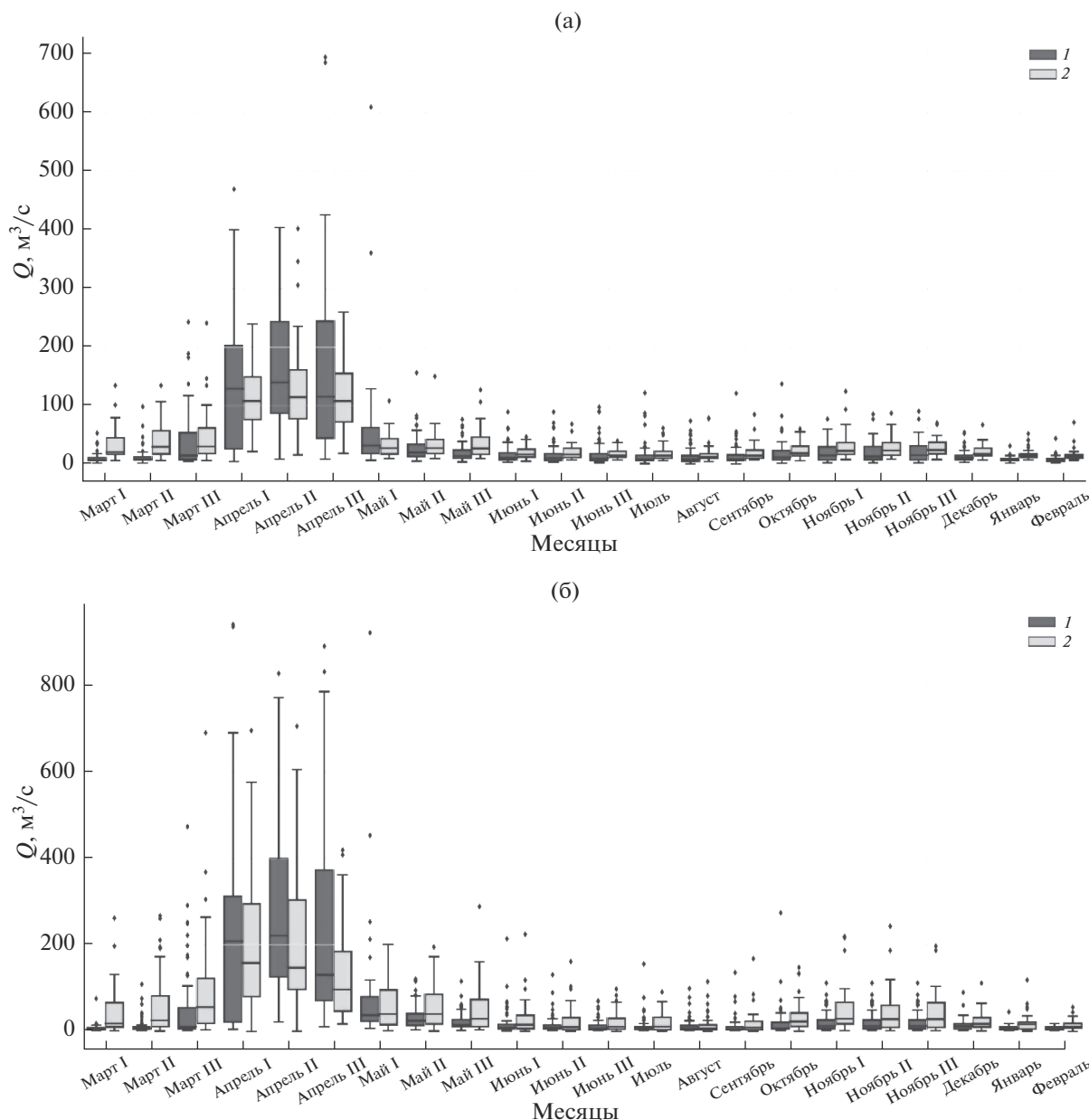


Рис. 2. Суммарный приток воды к водохранилищам МВС (а) и ВГС (б) за два периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1979 г.

Характеристики регулирования водохранилищ ВГС, полученные для двух стационарных периодов, представлены на рис. 2–5 по 22 водохозяйственным интервалам. Имитационное моделирование регулирования стока выполнено по водохозяйственным декадно-месячным интервалам. Можно видеть, как после 1978 г. изменились суммарный приток к ВГС и МВС (рис. 2), суммарные полезные объемы (рис. 3), объемы переброски воды из ВГС (рис. 4), суммарный годовой дефицит воды (рис. 5). Под дефицитом здесь и далее понимается разница между гарантированно

обеспеченным и фактически подаваемым объемами воды потребителям.

Для оценки эффективности регулирования стока водохранилищами наиболее важные показатели – обеспеченность числа бесперебойных интервалов ($P_{\text{инт}}$, %) и обеспеченность числа бесперебойных лет ($P_{\text{лет}}$, %). Для того, чтобы показать, как повлияли климатические изменения на эти показатели, их значения рассчитываются для каждого стационарного периода. Для водохранилищ ВГС и МВС показатели эффективности ре-

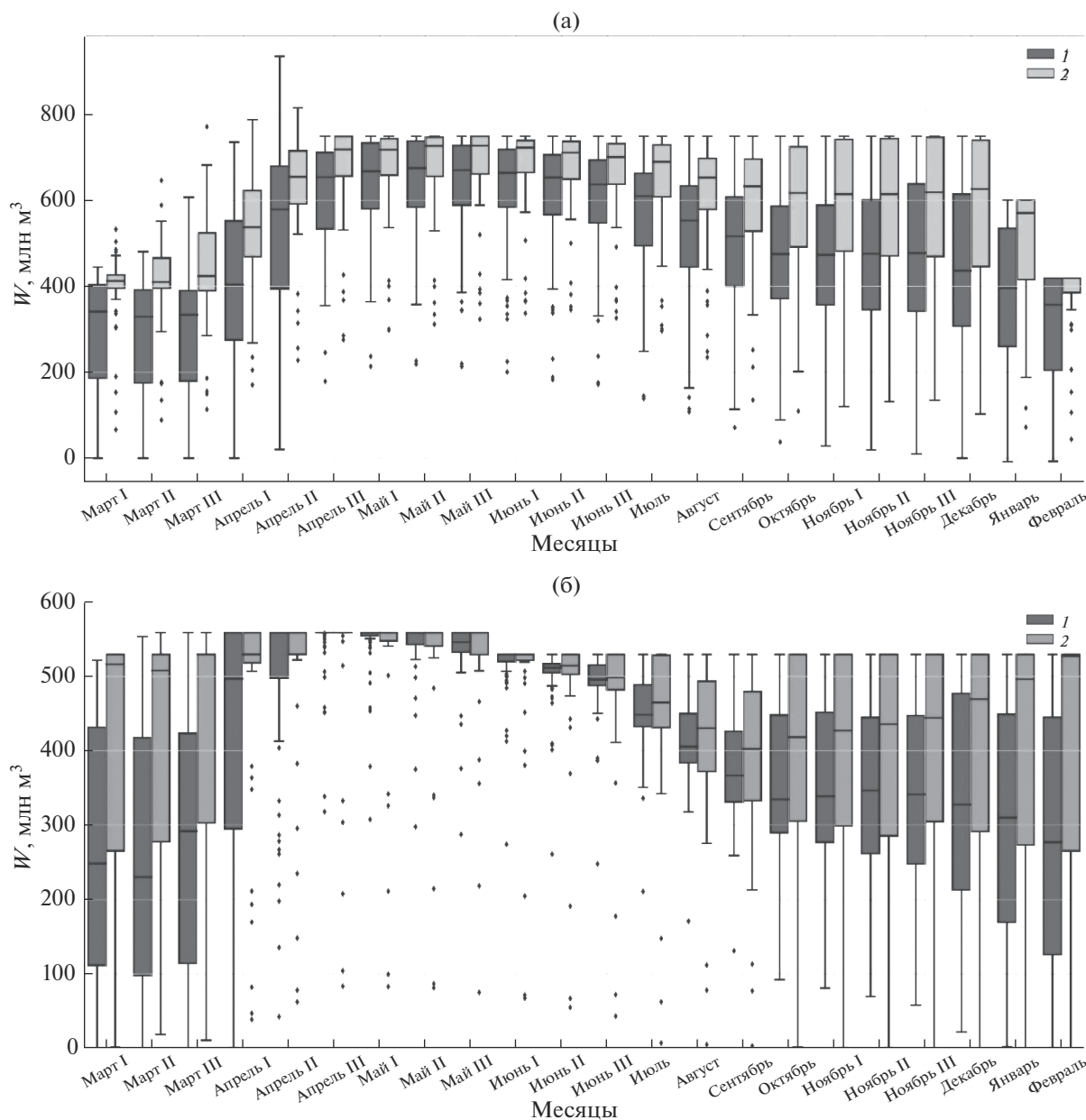


Рис. 3. Суммарный полезный объем водохранилищ МВС (а) и ВГС (б) за два периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1979 г.

гулирования стока приведены в табл. 1 (расчеты проводились на гарантированную отдачу 95%-й обеспеченности).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Режим среднего годового притока ко всем водохранилищам МВГС в период с 1978 г. изменился и характеризуется увеличением водности (рис. 2). При этом внутригодовое распределение притока к системе водохранилищ характеризуется увели-

чением водности в лимитирующие периоды и снижением водности в нелимитирующие периоды [5].

Следует отметить, что снижение стока половодья с 1978 г. сопровождается сменой границ сезонов во внутригодовом распределении стока. В марте, который традиционно считался переходным месяцем от зимней межени к половодью, с середины 1970-х гг. происходят существенные изменения притока ко всем водохранилищам МВГС. Наиболее значительно (в 2.8 раза) увеличился

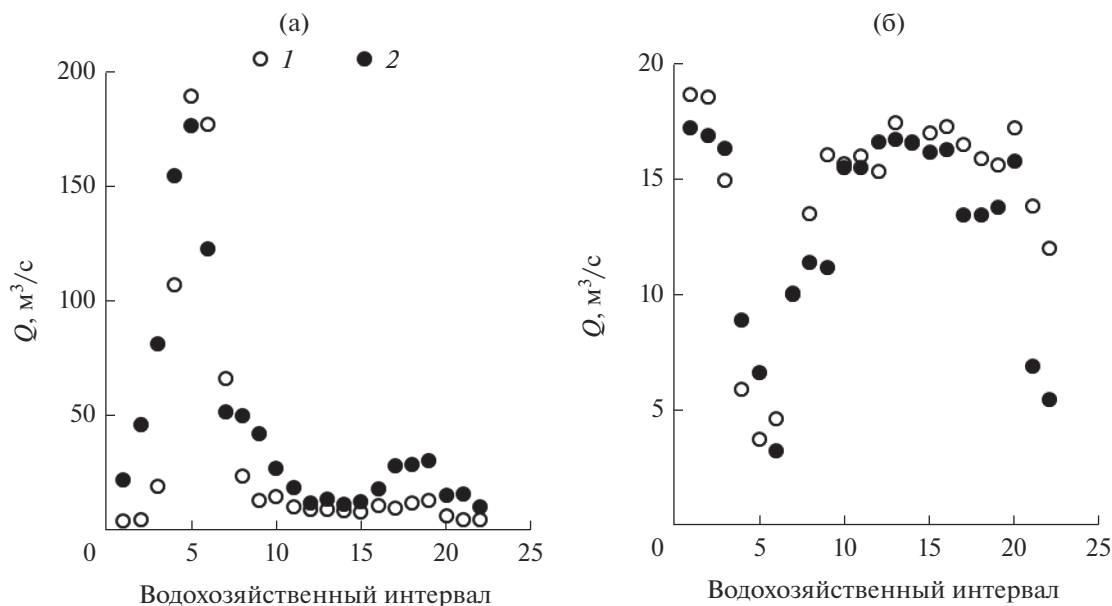


Рис. 4. Расходы (попуски) воды из ВГС в р. Волгу (а) и переброски в МВС (б) за два периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1979 г.

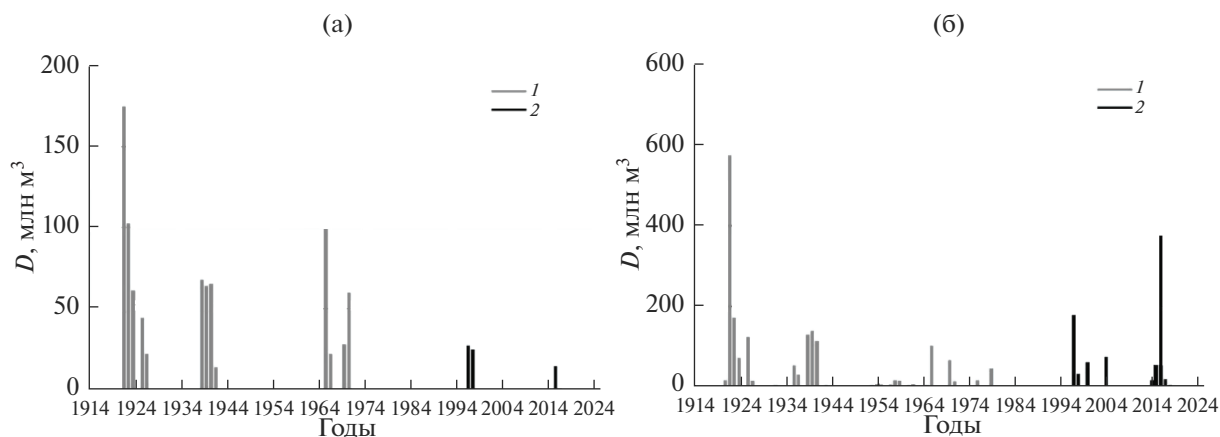


Рис. 5. Суммарный годовой дефицит воды в водохозяйственных системах МВС (а) и ВГС (б) за два периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1979 г.

Таблица 1. Обеспеченности числа бесперебойных интервалов $P_{инт}$ (%) и обеспеченности числа бесперебойных лет $P_{лет}$ (%) (обеспеченность: в числителе – для МВС, в знаменателе – для ВГС)

Критерий эффективности регулирования	Стационарные периоды	
	1914–1978 гг.	1978–2018 гг.
$P_{инт}$	94.2/92.3	99/90.4
$P_{лет}$	80/53	92.3/60

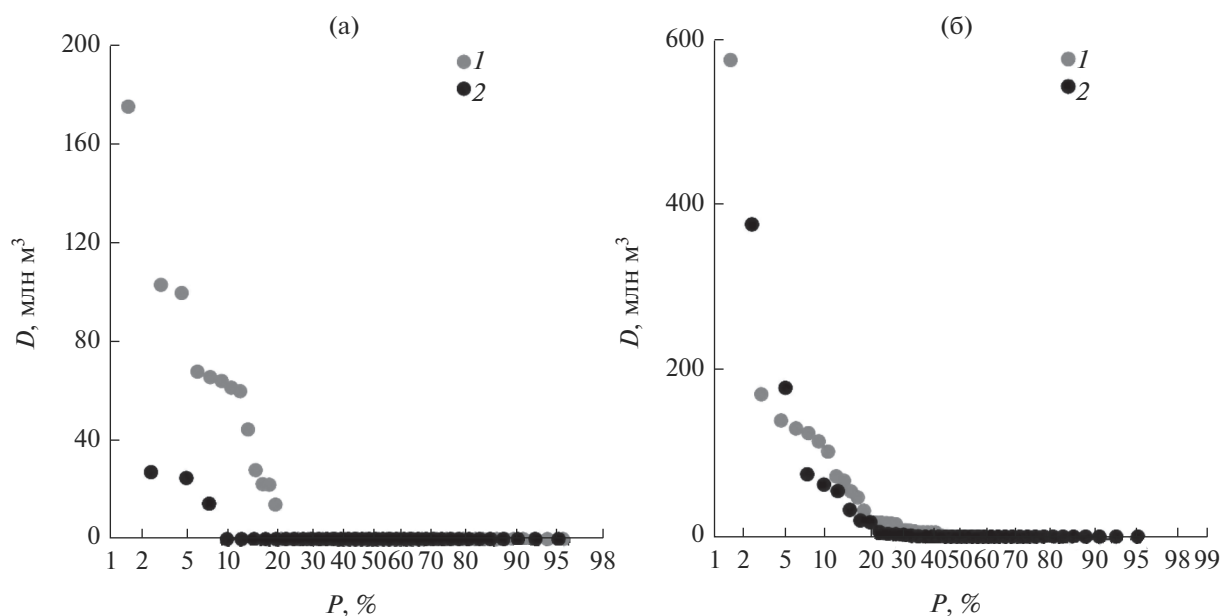


Рис. 6. Кривые распределения суммарных годовых дефицитов воды в водохозяйственных системах МВС (а) и ВГС (б) за два периода: 1 – до 1978 г., 2 – с 1979 г.

приток в марте к Вазузскому водохранилищу, к остальным водохранилищам фиксируются в среднем двукратные увеличения притока. При этом приток в апреле резко уменьшается. Такая картина обусловлена ростом зимней температуры воздуха, что, с одной стороны, приводит к увеличению меженного стока за счет оттепелей, а с другой стороны, обеспечивает смещение даты начала половодья с апреля на более ранние сроки второй половины марта.

Для ВГС, как и для всей МВС [3], отмечается увеличение суммарных полезных объемов воды в водохранилище (рис. 3). Увеличение попусков во все расчетные интервалы (кроме половодных), в частности в конце водохозяйственного года, происходит на фоне выросших запасов воды на конец декабря и вызвано необходимостью освобождения места для притока талой воды в половодье. Увеличение отдачи во вторую и третью декады марта связано с большим притоком к водохранилищу в этот период, что вызвано смещением сроков половодья на более ранние даты. Режим пропуска половодья изменился несущественно, при этом значительно увеличились сбросы в мае–июне.

Водохозяйственные расчеты показали, что в результате произошедших климатических изменений сбросные расходы из Вазузского водохранилища в Волгу существенно возросли (в некоторые интервалы до ≥ 2 раз) (рис. 4а), а расход пере-

брасываемой воды в МВС уменьшился, особенно в зимнюю межень (рис. 4б).

Тем не менее в летние месяцы в некоторые годы в ВГС отмечаются случаи дефицита воды. При сокращении в целом объема дефицита все же наблюдаются случаи перебоев (рис. 5б), приуроченные к группировкам маловодных лет. Для МВС произошедшие изменения в характере притока привели к существенному уменьшению количества случаев дефицита воды (рис. 5а).

На основании сравнения показателей обеспеченности числа бесперебойных интервалов ($P_{\text{инт}}$, %) и обеспеченности числа бесперебойных лет ($P_{\text{лет}}$, %) можно сделать вывод о незначительном снижении надежности системы ВГС по сравнению с МВС в целом (табл. 1). Обеспеченность числа бесперебойных интервалов ВГС сократилась на 2% преимущественно за счет возникновения перебоев в самые уязвимые летние месяцы. При этом обеспеченность числа бесперебойных лет выросла на 7%. Однако стоит отметить, что на значимость данного критерия влияет длина рядов для двух периодов (59 и 38 лет соответственно), и она недостаточна, чтобы уверенно говорить о существенном изменении рисков возникновения перебоев для ВГС.

Таким образом, увеличение суммарных полезных объемов на всех расчетных интервалах (по сравнению с базовым периодом), сокращение дефицитов воды в большей части расчетных ин-

тервалов не привели к росту эффективности регулирования ВГС. Это может быть объяснено совокупностью природных факторов и управленческих решений. С одной стороны, систематическое уменьшение объема талого стока полностью не компенсируется увеличением стока в зимнюю межень. С другой стороны, сокращение дефицитов воды в сочетании с увеличением суммарных полезных объемов на всех расчетных интервалах (по сравнению с базовым периодом) приводит к тому, что водохранилища стоят наполненными практически во все сезоны и использование их водных ресурсов происходит неэффективно. Заметим также, что снижение эффективности при компенсационном регулировании стока МВС происходит по причине синхронности колебаний притока к Вазузскому водохранилищу и к МВС, что наиболее опасно в маловодные годы.

Распределение вероятностей суммарных годовых дефицитов воды в МВС и ВГС проанализировано для двух периодов наблюдений (рис. 6). В текущий период (1979–2019 гг.) параметры распределения существенно изменились, кривая обеспеченности на графике располагается существенно ниже. Применение единой кривой распределения для оценки параметров кривой распределения дефицита не представляется правомерным из-за очевидной неоднородности ряда [2, 10].

ВЫВОДЫ

Проведенные исследования и расчеты показали, что на фоне произошедших изменений в характере притока к системе водохранилищ эффективность управления водными ресурсами изменилась. При этом ситуация сложилась неоднозначная.

Для всей МВГС эффективность регулирования увеличилась за счет выравнивания внутригодового распределения притока, что привело к снижению вероятности перебоев подачи воды из водохранилищ. В то же время уменьшение в целом дефицитов воды приводит к неэффективному использованию водных ресурсов; в частности, для ВГС становится особенно заметным отсутствие востребованности водных ресурсов Вазузского водохранилища в системе водоснабжения г. Москвы. Обусловлено это не просто возросшей изменчивостью речного стока, но его существенным увеличением во всем регионе. Именно это обстоятельство вызывает необходимость пересмотра правил управления водохранилищами МВГС.

Окончательное заключение об изменениях в работе МВГС и о мерах по совершенствованию управления рисками эксплуатации водохранилищ предстоит сделать после включения в хозяйственную модель Иваньковского водохра-

нилища, основного компонента Волжской водной системы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Болгов М.В. Об оценке надежности функционирования Москворецкой водной системы и Волжско-Камского каскада гидроузлов в условиях затяжного маловодья // Вод. ресурсы. 2010. Т. 37. № 3. С. 304–312.
2. Болгов М.В., Коробкина Е.А., Трубецкова М.Д., Филимонова М.К., Филиппова И.А. Современные изменения минимального стока на реках бассейна р. Волги // Метеорология и гидрология. 2014. № 3. С. 75–85.
3. Болгов М.В., Филиппова И.А., Харламов М.А. Современные изменения гидрологического режима и водообеспечение московского региона // Метеорология и гидрология. 2020. № 8. С. 29–36.
4. Исмаилов Г.Х., Перминов А.В., Раткович Д.Л. Вопросы методологии управления режимом работы системы водохранилищ на примере московского региона // Природообустройство. 2013. № 3. С. 60–65.
5. Коробкина Е.А., Филиппова И.А. Влияние климатических изменений на приток к Москворецко-Вазузской гидротехнической системе // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Тр. VIII Всерос. науч.-практ. конф. с международ. участием. Пермь, 2021. С. 130–135.
6. Основные правила использования водных ресурсов водохранилищ Вазузской гидротехнической системы им. 60-летия Октября. М.: Минводхоз РСФСР, 1981. 18 с.
7. Пряжинская В.Г., Ярошевский Д.М., Левит-Гуревич Л.К. Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами. М.: Физматлит, 2002. 496 с.
8. Хранович И.Л. Управление водно-ресурсными системами: потоковые модели. М.: Науч. мир, 2001. 295 с.
9. Blöschl G., Viglione A., Montanari A. Emerging approaches to hydrological risk management in a changing world // Climate Vulnerability: Understanding and Addressing Threats to Essential Resources. V. 5. Vulnerability of Water Resources to Climate. Amsterdam: Elsevier Inc., Acad. Press, 2013. P. 3–10.
10. Bolgov M., Korobkina E., Filippova I. Bayesian Decision for Low Flow Evaluation in Non-Stationary Conditions // The-Grand Challenges Facing Hydrology in the 21st Century. Dooge Nash Int. Sympos. Dublin, Ireland, 2014. P. 65–74.
11. Di Baldassarre G., Montanari A., Lins H., Koutsoyiannis D., Brandimarte L., Blöschl G. Flood fatalities in Africa: From diagnosis to mitigation // Geophys. Res. Lett. 2010. V. 37. L22402.
12. EU White Paper: Adapting to climate change: Towards a European framework for action (COM(2009) 147)

- [Электронный ресурс]. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0147:FIN:EN:PDF> (дата обращения: 15.04.2021)
13. *Szolgayova E., Laaha G., Blöschl G., Bucher C.* Factors influencing long range dependence in streamflow of European rivers // *Hydrol. Processes*. 2014. V. 28. № 4. P. 1573–1586.
 14. *Mainstreaming Drought Risk Management: A primer.* Nairobi, UNDP, 2011. 73 p. [Электронный ресурс]. <https://www.undp.org/content/dam/undp/library/Environment%20and%20Energy/sustainable%20land%20management/Mainstreaming%20DRM-English.pdf> (дата обращения 15.04.2021)
 15. *Milly P.C.D., Betancourt J., Falkenmark M., Hirsch R.M., Kundzewicz Z.W., Lettenmaier D.P., Stouffer R.J.* Stationarity is dead: Whither water management? // *Sci.* 2008. V. 319. P. 573–574.
 16. *Viglione A., Montanari A., Blöschl G.* Challenges of reservoir planning and management in a changing world // *IAHS Publ.* 2013. № 362. P. 1–10.
 17. *Wilby R.L., Dessai S.* Robust adaptation to climate change // *Weather*. 2010. V. 65. № 7. P. 180–185.

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ЖЕЛЕЗА В ВОДЕ РЫБИНСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ¹

© 2022 г. Н. Г. Отюкова*

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
пос. Борок Ярославской обл., 152742 Россия***e-mail: ong70@mail.ru*

Поступила в редакцию 12.04.2021 г.

После доработки 01.10.2021 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

В Рыбинском водохранилище (Верхняя Волга) в 2012–2019 гг. исследована динамика содержания валового и растворенного железа общего в поверхностном и придонном горизонтах. Определены сезонные и межгодовые вариации в концентрациях железа в водоеме. С помощью корреляционного анализа показано, что существует достоверная положительная связь между содержанием валового и растворенного железа общего и объемом водного стока. Дана сравнительная характеристика полученных данных с ретроспективными. Отмечено, что за последние годы не произошло существенных изменений содержания валового железа в водохранилище, полученные концентрации железа сопоставимы с таковыми более ранних периодов.

Ключевые слова: железо валовое, железо растворенное, железо взвешенное, Рыбинское водохранилище, объем водного стока.

DOI: 10.31857/S0321059622060116

Наличие железа в природных водах обусловлено высоким его кларком. Природные условия на водосборе, выщелачивание горных пород, грунтовые воды, антропогенное воздействие – определяющие факторы формирования содержания железа в поверхностных водах.

Биогенные вещества, в частности железо, в воде – один из важнейших факторов биологической продуктивности водоема. Изменения содержания железа влияют на развитие гидробионтов, так как оно входит в состав молекул порфинов и белков, участвующих в транспорте кислорода. Железо содержится в составе ферментов, ответственных за окислительно-восстановительные реакции в живом организме [15], и оказывает существенное влияние на биодоступность многих химических элементов [13]. Дефицит железа в воде либо снижение его биодоступности приводят к угнетению развития фитопланктона [12].

Содержание железа > ПДК (0.3 мг/дм³ для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения) существенно ухудшает органолептические свойства воды, делает ее малопригодной для использования. В воде с повышенным содержанием железа создаются благо-

приятные условия для развития железобактерий, продукты жизнедеятельности которых являются канцерогенами. Повышенное содержание железа также негативно влияет на гидробионтов. Гидроксиды железа, образующиеся в щелочной среде, вызывают отравление рыб. За массовую гибель гидробионтов отвечают соединения железа(II), связывающие растворенный в воде кислород.

В водных объектах железо содержится в широких диапазонах концентраций. В речных водах его содержание 10–1400, в морских 0.06–0.44 мкг/дм³ [14]. Содержание железа в поверхностных водах повышается с увеличением концентрации растворенного органического вещества, поэтому в водоемах с болотным питанием концентрации этого компонента могут достигать 20–30 мг/дм³ [16].

Для бассейна Верхней Волги характерны обширные заболоченные территории, благодаря которым в воду поступает большое количество органического вещества. Основную массу железа в Волгу вносят ее притоки, воды которых мало-минерализованы и содержат большее количество органических веществ. Так, малый приток Рыбинского водохранилища р. Ильд, берущая начало в заболоченной местности, характеризуется высокими цветностью, концентрацией органического вещества, железа [7]. А приток оз. Плещеево руч. Язевка (Ярославская обл.), питающийся пре-

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

имущественно болотными водами, характеризуется запредельным содержанием органического вещества (бихроматная окисляемость — 114 мгО/дм³, перманганатная окисляемость — 90 мгО/дм³, цветность — 750 град.) и железа (валового Fe_{вал} — 11.2, растворенного общего Fe_{раств} — 5.59 мг/дм³) [6, 8].

Главная миграционная форма железа в природных водах — взвешенная Fe_{взв} с частицами размером >0.45 мкм [1]. Во взвешенном веществе железо может переноситься как в органической, так и в минеральной форме. В зависимости от морфологии и гидродинамики водоема Fe_{взв} либо потребляется фитопланктоном, либо осаждается. Растворенное железо может находиться в ионной форме, в виде комплексных соединений с минеральными и органическими веществами [1].

Цель работы — анализ межгодовой динамики содержания Fe_{вал} и Fe_{раств} в воде Рыбинского водохранилища за период 2012–2019 гг.; изучение зависимости содержания форм железа от объема водного стока; сопоставление полученных новых данных с ретроспективными.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Рыбинское водохранилище находится в границах трех административных областей — Ярославской, Вологодской и Тверской. Бассейн водохранилища расположен в пределах лесной зоны, в подзоне южной тайги, значительные площади занимают “ополья”. Древние осадочные породы, выступающие на поверхность в районе водохранилища, нижнетриасовые континентальные отложения представлены пестроцветными глинами и мергелями. Рельеф побережья плоский, слабо расчлененный. Климат на побережье характеризуется умеренно теплым летом, умеренно холодной зимой и достаточным увлажнением [9].

Гидрохимическая характеристика водохранилищ требует прежде всего знания исходных данных о химизме речных вод, за счет которых происходит его наполнение и питание. В водохранилище вода уже в других условиях подвергается изменениям, при которых главную роль играет взаимодействие воды с дном. Особенно сильно влияние дна проявляется в первые годы после образования водохранилища, когда активно протекает переработка растительного и почвенного покрова суши.

Рыбинское водохранилище имеет площадь зеркала при нормальном подпорном уровне (НПУ = 102 м) 4550 км², объем — 25.4 км³, среднюю глубину — 5.6 м, коэффициент водообмена — 1.9 год⁻¹. Оно замыкает бассейн Верхней Волги [11]. Рыбинское водохранилище — водоем преимущественно весеннего наполнения, доля ве-

сеннего притока составляет до 48% годового притока поверхностных вод [9]. Волжский плес водохранилища заполняется в основном водами Волги в период половодья. Воды Шексны и Мологи заполняют соответствующие плесы, формируя водные массы Центрального плеса, который составляет 70% объема водохранилища.

Исследования проведены на шести стандартных глубоководных (до 14 м) станциях Рыбинского водохранилища: Наволок (58°22′ с.ш., 38°23′ в.д.), Средний Двор (58°31′ с.ш., 38°19′ в.д.), Измайлово (58°27′ с.ш., 38°30′ в.д.), Брейтово (58°19′ с.ш., 37°57′ в.д.) — Центрального плеса; Коприно (58°04′ с.ш., 38°18′ в.д.) и Молога (58°13′ с.ш., 38°27′ в.д.) — Волжского плеса, принимающего воды р. Волги (рис. 1).

Пробы воды для анализа отбирали с поверхностного (0.5 м от поверхности) и придонного (0.5 м от дна) горизонтов батометром Рутнера в период открытой воды с периодичностью в среднем 1–2 раза в месяц. В зимнее время съемки были эпизодическими. Содержание Fe_{вал} (сумма Fe_{раств} и Fe_{взв}) и Fe_{раств} (сумма истинно растворенного и коллоидного железа) определяли фотометрическим методом с орто-фенантролином. Погрешность метода в диапазоне содержания 0.1–1.0 мг/дм³ — 20%. Fe_{раств} определяли в фильтрате, полученном фильтрованием пробы через мембранный фильтр “Synpor” с диаметром пор 0.45 мкм. Fe_{взв} вычисляли по разности между содержанием Fe_{вал} и Fe_{раств}. Данные по объему водного стока Рыбинского водохранилища приведены на основе материалов Рыбинской гидрометеорологической обсерватории “Ярославского центра по метеорологии мониторингу окружающей среды”.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Изучение содержания железа в водной толще Рыбинского водохранилища проводилось в разные годы, но, к сожалению, исследователи не всегда указывали метод его определения. Первые данные по содержанию железа в воде Рыбинского водохранилища получены в 1939 г. — за два года до начала его функционирования. На базе биологического стационара “Борок” А.П. Щербаковым были начаты исследования по гидрохимии рек Волги, Мологи и Шексны, образующих водоем. Концентрации железа определяли методом с роданистым аммонием и в среднем за год в период 1939–1941 гг. они составили, мг/дм³: в Волге — 0.71, в Мологе — 0.61 и в Шексне — 0.71 [10]. С 1943 г. на Рыбинском водохранилище гидрохимические наблюдения стали систематическими. Fe_{вал} определялось колориметрическим методом с роданистым калием. Среднегодовые концентрации железа за 1943–1944 гг. в воде водохранили-



Рис. 1. Картограмма территории расположения станций отбора проб на Рыбинском водохранилище. 1 — Коприно, 2 — Молога, 3 — Наволок, 4 — Средний Двор, 5 — Измайлово, 6 — Брейтово.

ща составляли $0.3\text{--}0.5\text{ мг/дм}^3$. В 1945–1946 гг. количество железа снизилось, что объясняется постепенным становлением водохранилища. При этом максимальное содержание железа приходилось на паводок, минимальное — на летнюю межень. Далее от осени к зиме вновь отмечено накопление железа [3]. В начале 1970-х гг. вышла монография “Рыбинское водохранилище” [9], где обобщены все данные по содержанию железа со времени становления водоема. Осредненные годовые концентрации $\text{Fe}_{\text{вал}}$ в основных реках, питающих водохранилище, следующие, мг/дм^3 : в Волге — 0.36, в Мологе — 0.88 и в Шексне — 0.51. В водохранилище содержание железа составляло 0.19 мг/дм^3 , что гораздо меньше, чем в смеси речных вод (0.50 мг/дм^3). Установлено, что в водохранилище аккумулируется большая часть поступающего в него железа [9].

За исследованный период (2012–2019 гг.) осредненная внутригодовая концентрация $\text{Fe}_{\text{вал}}$ в поверхностном слое водохранилища составляет 0.3 мг/дм^3 , что в 3 раза превышает ПДК водных объектов рыбохозяйственного значения (0.1 мг/дм^3). $\text{Fe}_{\text{раств}}$ находится в концентрациях $0\text{--}0.42\text{ мг/дм}^3$ (табл. 1).

Концентрации $\text{Fe}_{\text{вал}}$ в весенний период — максимальные с последующей тенденцией снижения

летом и в большинстве случаев повышения осенью. В зимнюю межень содержание $\text{Fe}_{\text{вал}}$ либо остается на осеннем уровне, либо снижается. Такие изменения вызваны характером питания водохранилища в разные сезоны. В половодье в водохранилище с речными потоками поступают преимущественно поверхностно-склоновые воды. Они богаты органическими веществами, содержащими в значительном количестве гуминовые вещества и железоорганические комплексы, что обеспечивает максимальные концентрации $\text{Fe}_{\text{вал}}$ и $\text{Fe}_{\text{раств}}$. В этот период нет интенсивного фотосинтеза, что также способствует высокому содержанию железа. Для водохранилищ Днепровского каскада повышенное содержание железа также обусловлено высокими концентрациями гумусовых веществ, с которыми железо образует прочные комплексные соединения [4]. В летнюю межень питание водохранилища в основном происходит за счет атмосферных осадков и грунтовых вод с более высоких горизонтов, содержащих меньше железа, также оно активно потребляется растительными организмами. В это время под воздействием ультрафиолета идет осаждение взвешенных веществ вместе с гумусовыми органическими веществами. Перечисленные факторы способствуют снижению концентрации железа в воде водохранилища в летне-осеннее

Таблица 1. Средние за исследованный период концентрации железа (мг/дм^3) по сезонам в воде Рыбинского водохранилища

Год	Сезон	Поверхностный горизонт				Придонный горизонт			
		$\text{Fe}_{\text{вал}}$	$\text{Fe}_{\text{раств}}$	$\text{Fe}_{\text{взв}}$	$\text{Fe}_{\text{раств}}/\text{Fe}_{\text{взв}}$	$\text{Fe}_{\text{вал}}$	$\text{Fe}_{\text{раств}}$	$\text{Fe}_{\text{взв}}$	$\text{Fe}_{\text{раств}}/\text{Fe}_{\text{взв}}$
2012	Весна	0.49	0.22	0.27	0.82	Пробы не отбирались			
	Лето	0.24	0.10	0.14	0.71				
	Осень	0.19	0.05	0.21	0.24				
2013	Весна	0.56	0.33	0.23	1.44	0.61	0.43	0.18	2.39
	Лето	0.28	0.14	0.14	1.0	0.45	0.18	0.27	0.67
	Осень	0.46	0.10	0.36	0.28	0.44	0.11	0.33	0.33
	Зима	0.19	0.09	0.10	0.90	0.38	0.19	0.19	1.0
2014	Весна	0.37	0.10	0.27	0.37	0.39	0.09	0.30	0.30
	Лето	0.21	0.04	0.17	0.24	0.36	0.05	0.31	0.16
	Осень	0.31	0.01	0.30	0.03	0.44	0.02	0.42	0.05
	Зима	0.21	0.13	0.08	1.63	0.57	0.20	0.37	0.54
2015	Весна	0.21	0.04	0.17	0.24	0.25	0.05	0.20	0.25
	Лето	0.27	0.05	0.22	0.23	0.37	0.07	0.30	0.23
	Осень	0.23	0.11	0.12	0.92	0.30	0.09	0.21	0.43
	Зима	0.06	0.03	0.03	1.0	0.13	0.07	0.06	1.17
2016	Весна	0.29	0.13	0.16	0.81	0.40	0.13	0.27	0.48
	Лето	0.17	0.04	0.13	0.31	0.26	0.06	0.20	0.30
	Осень	0.30	0.07	0.23	0.30	0.31	0.07	0.24	0.29
	Зима	0.23	0.09	0.14	0.64	0.38	0.16	0.22	0.73
2017	Весна	0.46	0.32	0.14	2.29	0.53	0.33	0.20	1.65
	Лето	0.31	0.15	0.16	0.94	0.43	0.15	0.28	0.54
	Осень	0.35	0.17	0.18	0.94	0.43	0.18	0.25	0.72
	Зима	0.38	0.28	0.10	2.80	0.57	0.28	0.29	0.97
2018	Весна	0.54	0.42	0.12	3.50	0.56	0.45	0.11	4.09
	Лето	0.30	0.19	0.11	1.73	0.43	0.20	0.23	0.87
	Осень	0.32	0.09	0.23	0.39	0.43	0.10	0.33	0.30
2019	Весна	0.18	0.10	0.08	1.25	0.26	0.09	0.17	0.53
	Лето	0.14	0.05	0.09	0.56	0.49	0.07	0.44	0.16
	Осень	0.23	0	0.23	0	0.38	0.01	0.37	0.03

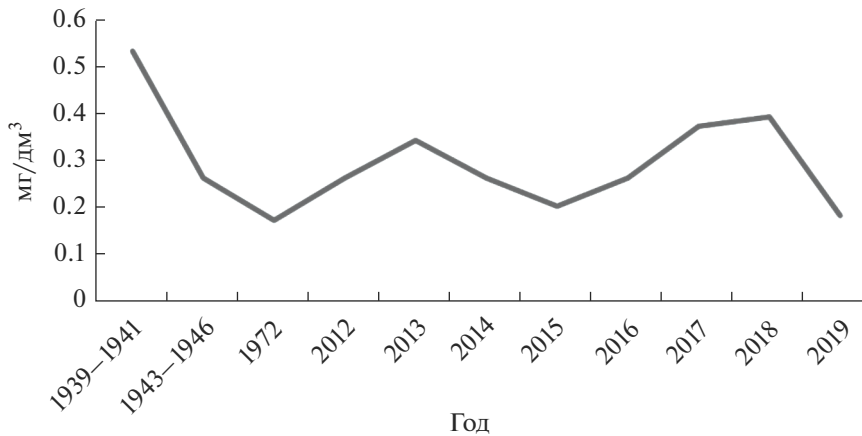


Рис. 2. Среднегодовая динамика $Fe_{\text{вал}}$ в Рыбинском водохранилище в период 1939–2019 гг.

время. При сопоставлении современных данных по содержанию $Fe_{\text{вал}}$ в Рыбинском водохранилище с более ранними не установлено каких-либо существенных различий (рис. 2).

В подледный период питание водохранилища происходит исключительно за счет грунтовых вод, которые по сравнению с поверхностно-склоновыми имеют меньше растворенных органических веществ и, соответственно, железоорганических комплексов. В зимнюю межень наблюдается снижение концентраций $Fe_{\text{вал}}$ в поверхностном горизонте водохранилища (табл. 1).

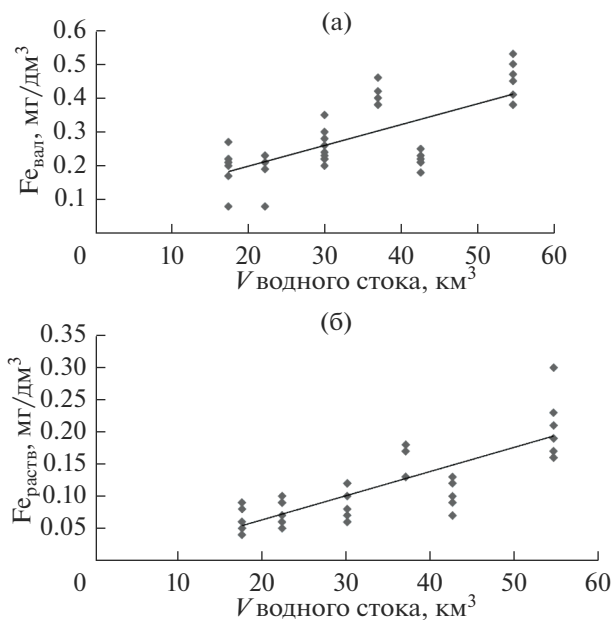


Рис. 3. Корреляционное поле зависимости $Fe_{\text{вал}}$ (а) и $Fe_{\text{раств}}$ (б) от объема водного стока V в Рыбинском водохранилище в 2012–2019 гг.

Между $Fe_{\text{вал}}$, $Fe_{\text{раств}}$ и объемом водного стока выявлена достоверная положительная корреляционная связь ($r = 0.76$ и $r = 0.87$, $p < 0.05$ соответственно) (рис. 3).

Ранее установлено, что объем годового стока определяет общее количество органического вещества в водохранилище [5]. Соответственно, можно заключить, что объем годового стока определяет и количество $Fe_{\text{вал}}$ и $Fe_{\text{раств}}$ в водохранилище (рис. 4).

Соотношение $Fe_{\text{раств}}/Fe_{\text{вал}}$ — показатель, позволяющий получить представление о формах нахождения железа в водоеме. Весной, когда железо-гумусовые комплексы составляют значительную часть растворенного железа, в водохранилище оно может достигать до 3.5, что свидетельствует о доминировании растворенных форм железа над взвешенными. Летом и осенью преобладающей формой железа была взвешенная, в зимнюю межень $Fe_{\text{раств}}/Fe_{\text{вал}} = 0.64$ –2.8, т. е. в разные годы

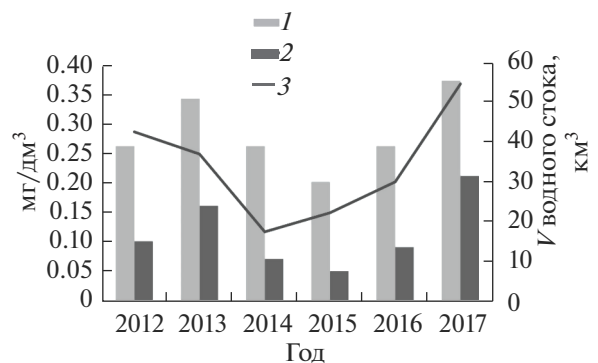


Рис. 4. Зависимость содержания $Fe_{\text{вал}}$ и $Fe_{\text{раств}}$ от объема водного стока V в воде Рыбинского водохранилища. 1 — $Fe_{\text{вал}}$, 2 — $Fe_{\text{раств}}$, 3 — $V_{\text{стока}}$.

исследования могла преобладать как растворенная форма железа, так и взвешенная. Отмечено, что наименьшее значение $Fe_{\text{раств}}/Fe_{\text{взв}}$ характерно для периодов с минимальным уровнем водного стока, а наибольшие — с максимальным. Статистический анализ выявил обратную корреляционную связь между $Fe_{\text{взв}}$ и объемом водного стока ($r = -0.35$).

На протяжении всего периода исследования в водохранилище наблюдалась вертикальная стратификация железа с наибольшим его содержанием у дна и наименьшим — в поверхностном горизонте. Максимальная стратификация отмечена зимой и летом 2019 г., когда концентрации между горизонтами различались в 1.5–2.7 и 3.5 раза соответственно. На содержание железа влияют анаэробные условия, возникающие в гипolimнионе водохранилища. Большие концентрации железа у дна — следствие минерализации органических веществ (отмерший планктон). В работе [9] отмечено существенное влияние процесса седиментации на содержание железа в Рыбинском водохранилище. При исследованиях микроскопических компонентов взвесей обнаружили большое количество железистых частиц. Минеральная часть взвесей состоит в основном из гидратов окиси железа [2]. Причина седиментации железа — распад железо-органических соединений, в составе которых растворенное железо находится в тесной связи с органическим веществом. Также в водохранилище минерализуется треть всей массы аллохтонного органического вещества. В зависимости от сезона содержание железа в придонных слоях колеблется в широких пределах: $Fe_{\text{вал}}$ — от 0.13 до 0.61, $Fe_{\text{раств}}$ — от 0.01 до 0.43 мг/дм³. В условиях продолжительного ледостава и дефицита растворенного кислорода увеличение концентрации этого компонента происходит в зимнюю межень. Холодные кислые растворы обогащаются железом за счет грунтов.

ВЫВОДЫ

Изучение межгодовой динамики валового и растворенного железа общего выявило его достоверную положительную корреляционную связь с объемом водного стока (соответственно $r = 0.76$ и $r = 0.87$, $p < 0.05$), что может свидетельствовать о преобладающей роли последнего в формировании содержания железа в воде Рыбинского водохранилища. Анализ динамики содержания железа валового за многолетний период показал, что за последние годы в его содержании в водохранилище не произошло существенных изменений,

полученные новые данные сопоставимы с ретроспективными. В водохранилище отмечена вертикальная стратификация железа с максимальным содержанием у дна и минимальным — в поверхностном горизонте. В Рыбинском водохранилище определяющие факторы содержания железа — объем водного стока и седиментация.

На протяжении всего периода исследований вне зависимости от сезона концентрация железа валового превышала ПДК водных объектов рыбохозяйственного значения. Повышенное содержание железа в воде Рыбинского водохранилища обусловлено природными условиями на водосборе, а именно — значительно заболоченными территориями, откуда берут начало притоки, питающие водоем.

Автор выражает благодарность Л.А. Кучай (ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН) за помощь в обработке данных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Глаголева М.А.* Формы миграции элементов в речных водах // К познанию диагенеза осадков. М., 1959. С. 5–28.
2. *Зиминова Н. А.* Состав взвесей Рыбинского водохранилища // Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР. М.; Л.: Наука, 1965. Вып. 7 (10). С. 100–111.
3. *Кудрявцев Д.Д.* Материалы к гидрохимической характеристике Волжского отрога Рыбинского водохранилища 1943–1946 гг. // Тр. биол. ст. Борок. 1950. Вып. 1. С. 35–78.
4. *Линник П.Н., Жежеря В.А., Линник Р.П.* Железо в природных поверхностных водах Украины: содержание, особенности миграции и биологическая роль // Гидробиол. журн. 2018. Т. 54. № 3. С. 70–88.
5. *Литвинов А.С., Степанова И.Э.* Зависимость содержания органического вещества и биогенных элементов от гидрологических условий в Рыбинском водохранилище // Водное хоз-во России. 2015. № 3. С. 20–31.
6. *Отюкова Н.Г.* Гидрохимический режим притоков озера Плещеево Ярославская область // Тр. ИБВВ. Борок: ИБВВ РАН, 2020. Вып. 90 (93). С. 27–32.
7. *Отюкова Н.Г.* Динамика содержания железа в речных аквальных комплексах (на примере реки Ильд бассейна Рыбинского водохранилища) // Тр. ИБВВ. Ярославль: Филигрань, 2016. Вып. 75 (78). С. 75–81.
8. *Отюкова Н.Г.* Органическое вещество в водных объектах особо охраняемых природных территорий на примере притоков оз. Плещеево (Ярославская обл.) и р. Таденки Приокско-Тerrasного биосферного заповедника (Московская обл.) // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 3. С. 344–353.
9. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.

10. *Щербаков А.П.* Гидрохимический режим Волги, Мологи и Шексны в районе Рыбинского водохранилища (до наполнения водохранилища) // Тр. биол. ст. Борок. Л., 1950. Вып. 1. С. 7–34.
11. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: ЯГТУ, 2001. 427 с.
12. *Chen M., Wang W.-X.* Accelerated uptake by phytoplankton of iron bound to humic acids // *Aquat. Biol.* 2008. V. 3. P. 155–166.
13. *Lofts S., Tipping E., Hamilton-Taylor J.* The chemical speciation of Fe(III) in freshwaters // *Aquat. Geochem.* 2008. V. 14. P. 337–358.
14. *Rabajczyk A., Namiesnik J.* Speciation of iron in the aquatic environment // *Water Environ. Res.* 2014. V. 86. № 8. P. 741–758.
15. *Vuori K.-M.* Direct and indirect effects of iron on river ecosystems // *Ann. Zool. Fennici.* 1995. V. 32. P. 317–329.
16. *Wotter S.E.T., Niencheski L.F.H., Milani M.R.* Chemical speciation and dissolved iron in the pore water of Patos lagoon sediments – Brazil // *Portugaliae Electrochimica Acta.* 2011. V. 29. № 3. P. 155–163.

О СОДЕРЖАНИИ ФТОРА В ВОДАХ ОЗЕРА ИССЫК-КУЛЬ

© 2022 г. А. В. Савенко^а, *, В. С. Савенко^а^аМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Москва, 119991 Россия

*e-mail: Alla_Savenko@rambler.ru

Поступила в редакцию 23.06.2021 г.

После доработки 18.10.2021 г.

Принята к публикации 18.11.2021 г.

Определено содержание фтора в водах оз. Иссык-Куль, которое меняется в пределах 1.79–2.75 мг/л при среднем значении 2.3 мг/л. В бессточных водоемах доля фтора в солевом остатке вод и соотношение $[F^-]/[Cl^-]$ снижаются с ростом минерализации. Это объясняется возрастанием интенсивности накопления фтора в донных отложениях по мере осолонения водоемов.

Ключевые слова: фтор, гидрохимия, озеро Иссык-Куль.

DOI: 10.31857/S0321059622060165

Повышенные концентрации фтора в донных отложениях морских и континентальных водоемов указывают на протекание процесса осадкообразования в условиях аридного климата [11], однако широкому использованию фтора для палеоклиматических реконструкций препятствует недостаточное знание механизмов процессов, контролирующих его содержание в водоемах разных типов. В частности, одной из малоизученных сторон гидрохимии фтора остается механизм его накопления в крупных бессточных водоемах, таких как Каспийское и Аральское моря, где концентрации этого элемента примерно на порядок превышают содержание в притоках [6, 9, 13]. Источниками фтора могут быть, с одной стороны, реликтовые воды древнего, частично высохшего эпиконтинентального моря, а с другой – пресные воды речного стока, минерализация которых значительно возрастает в результате испарения. Соотношение вкладов этих источников, изменявшееся на протяжении всей истории существования водоемов, количественно оценить крайне сложно. Поэтому несомненный интерес представляют данные о содержании фтора в крупных бессточных озерах, расположенных на территориях с аридным климатом и никогда не взаимодействовавших с Мировым океаном. К таким водным объектам относится оз. Иссык-Куль – одно из крупнейших бессточных озер мира, в ко-

тором основным источником солей служит речной и подземный сток.

Цель настоящей работы состояла в определении содержания фтора в водах оз. Иссык-Куль, а также в выявлении общих черт и различий по этому показателю с водами других крупных бессточных озер, имевших или не имевших в своей истории связь с водами Мирового океана.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА
ИССЛЕДОВАНИЙ

В июне 2015 г. сотрудником ИО РАН П.Н. Маккавеевым по просьбе авторов статьи были взяты пробы воды, местоположение станций отбора которых показано на рис. 1. В отфильтрованных пробах измеряли концентрацию растворенных фторидов методом прямой потенциометрии в присутствии ацетатного солевого буфера [12] с калибровкой фторидного ионоселективного электрода на искусственном растворе, имитирующем состав вод оз. Иссык-Куль. Также в фильтрате определяли содержание компонентов основного солевого состава (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}) методом капиллярного электрофореза [5] и величину общей щелочности $Alk \approx HCO_3^-$ объемным ацидиметрическим методом [8]. Погрешность измерений концентрации фтора составила $\pm 2\%$, содержания главных ионов – $\pm 3\%$.

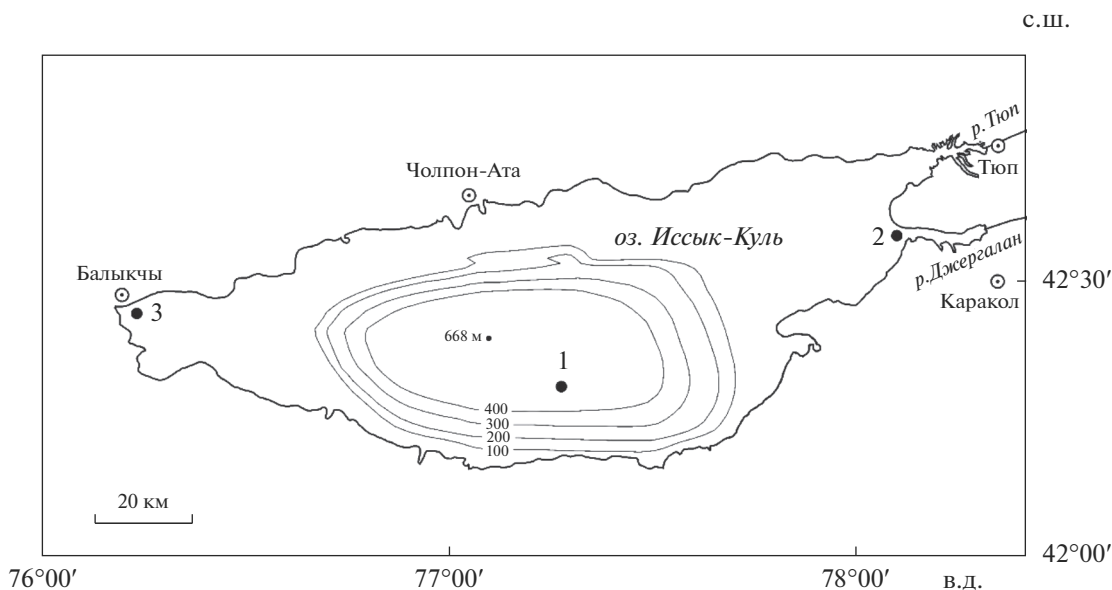


Рис. 1. Расположение станций отбора проб воды в оз. Иссык-Куль в июне 2015 г.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Несмотря на достаточно хорошую гидрохимическую изученность оз. Иссык-Куль [1, 2], имеющаяся информация по содержанию микроэлементов, в том числе фтора, весьма ограничена. Приведенное в [4] единственное известное авторам статьи содержание фтора в воде озера – 2.2 ± 0.2 мкг/л – явно не соответствует действительности и, скорее всего, содержит ошибку в размерности: вероятно, следует читать не мкг/л, а мг/л. На это указывают два факта. Во-первых, концентрация фтора в притоках оз. Иссык-Куль находится в диапазоне 0.15–0.60 мг/л [3]. Во-вторых, в соленых озерах на южном берегу оз. Иссык-Куль, образовавшихся при снижении уровня воды и представляющих собой затопленные участки бывших заливов, концентрация фтора составляет 22.0–23.5 мг/л при минерализации всего на 34–40% выше таковой в самом озере [14].

Согласно результатам измерений, представленным в табл. 1, содержание фтора в водах оз. Иссык-Куль изменяется в пределах 1.79–2.75 мг/л, составляя в среднем 2.3 мг/л при стандартном отклонении 0.4 мг/л и равенстве среднеарифметического и среднегеометрического значений. Это согласуется с данными [4] после соответствующей корректировки размерности. Изменчивость концентрации фтора существенно превышает погрешность измерений и, по-видимому, является следствием химической неоднородности вод озера.

Предположение о присутствии в оз. Иссык-Куль различных по химическому составу и физическим свойствам водных масс подтверждается результатами детальных гидрофизических исследований П.О. Завьялова с коллегами [15], которые, в частности, установили связь максимума солености в промежуточных слоях водной толщи с опусканием по склону до изопикнического уровня формирующихся осенью холодных, плотных и более пресных вод восточного шельфа. Этот процесс объясняет наблюдавшийся на глубине 400 м на ст. 1 максимум солености и ее слабое уменьшение ко дну. Небольшое снижение концентрации фтора на ст. 2 в придонном слое (глубина 5 м), по-видимому, обусловлено разгрузкой менее минерализованных подземных вод вблизи устья р. Джергалан, возможность которой отмечалась в [2]. Поскольку изучение пространственно-временной изменчивости состава вод не входило в задачи настоящей работы, здесь лишь констатируется факт пространственной неоднородности распределения фтора в водной толще озера.

В морской воде при минерализации ~ 35 г/л концентрация фтора составляет 1.3 мг/л [10], что указывает на значительно меньшее его содержание в солевом остатке (0.0037%) по сравнению с водами оз. Иссык-Куль ($\sim 0.04\%$). Обогащение фтором относительно морской воды отмечается также в сухом остатке вод морей-озер: Аральского (0.024% [9]) и Каспийского (0.024% [13]). В во-

Таблица 1. Содержание фтора, компонентов основного солевого состава и сумма ионов (минерализация *M*) в водах оз. Иссык-Куль

№ станции, глубина	Анионы, мг/л				Катионы, мг/л				<i>M</i> , г/л
	F ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	
1, 0 м	2.46	1400	2450	342	1300	56	350	121	6.02
1, 400 м	2.13	1470	2540	340	1360	57	359	123	6.25
1, дно	2.08	1470	2520	340	1350	57	353	123	6.21
2, 0 м	2.75	1370	2420	331	1240	55	344	120	5.87
2, 5 м, дно	1.79	1290	2290	329	1170	51	327	118	5.58
3, 8 м	2.75	1350	2380	339	1260	55	354	123	5.85
Среднее	2.3	1390	2430	337	1280	55	348	121	5.96
Стандартное отклонение	0.4	70	90	5	70	2	11	2	0.25

сточной части оз. Балхаш, где воды обладают наименьшей минерализацией, содержание фтора в сухом остатке достигает 0.097%, тогда как в более минерализованных водах западной части озера доля фтора снижается до 0.072% [7].

Нелинейная зависимость содержания фтора в солевом остатке от минерализации (рис. 2а) отражает общую закономерность накопления фтора в крупных водных объектах областей внутреннего стока: в процессе осолонения водоемов накопление фтора происходит медленнее увеличения общей минерализации. Аналогичная нелинейная связь наблюдается между минерализацией и соотношением концентраций фтора и хлоридов (рис. 2б). Это свидетельствует о более интенсивном переходе фтора из водной толщи в донные отложения по сравнению с компонентами основного солевого состава. С данным процессом, по-видимому, связано установленное А.Б. Роновым с соавторами [11] обогащение фтором осадочных

пород, отлагавшихся в эпиконтинентальных морях прошлых геологических эпох в условиях аридного климата.

ВЫВОДЫ

Концентрация фтора в водах оз. Иссык-Куль сравнима с его концентрацией в водах других крупных бессточных водоемов аридных территорий (Арал, Каспий, Балхаш) и составляет в среднем 2.3 мг/л при диапазоне значений 1.79–2.75 мг/л.

Подобно другим крупным водным объектам областей внутреннего стока, воды озера обогащены фтором относительно морской воды (на порядок величины по содержанию в сухом остатке).

Накопление фтора в водах бессточных водоемов происходит медленнее увеличения общей минерализации и концентрации хлоридов, что, по-видимому, связано с более интенсивным переходом фтора из водной толщи в донные отло-

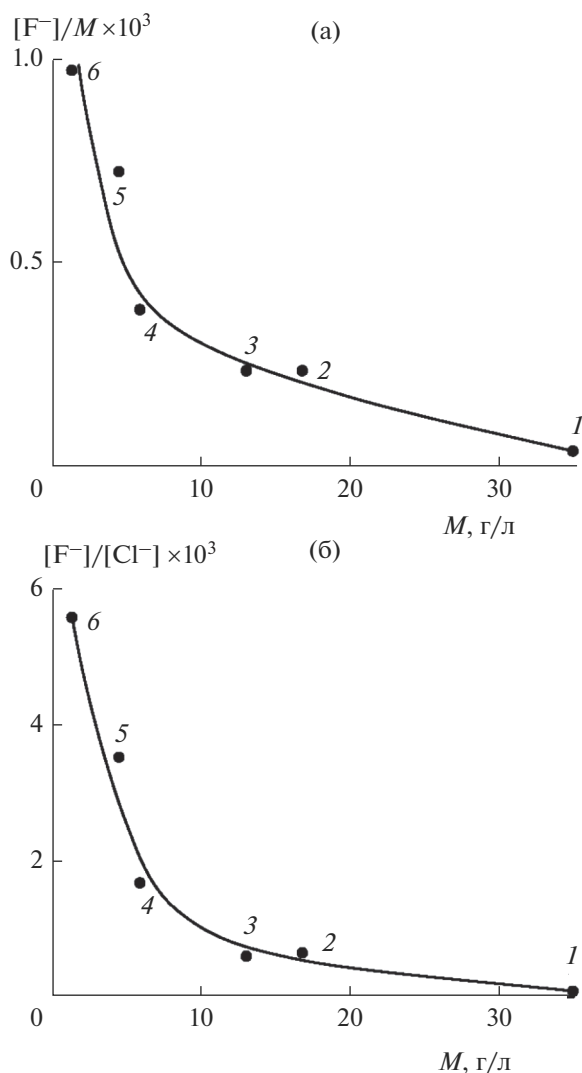


Рис. 2. Зависимость соотношений $[F^-]/M$ и $[F^-]/[Cl^-]$ от минерализации M вод океана и крупных бессточных водоемов аридных территорий. 1 – Мировой океан; 2 – Аральское море; 3 – Каспийское море; 4 – оз. Иссык-Куль; 5 – оз. Балхаш, западная часть; 6 – то же, восточная часть.

жения по сравнению с компонентами основного солевого состава.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Асанкулов Т., Абудувайли Ц., Исанова Г., Лонг М., Дуулатов Э. Многолетняя динамика и сезонные изменения гидрохимии бассейна оз. Иссык-Куль (Кыргызстан) // Арид. экосистемы. 2019. Т. 25. № 1(78). С. 79–87.
2. Кадыров В.К. Гидрохимия озера Иссык-Куль и его бассейна. Фрунзе: Илим, 1986. 212 с.
3. Кадыров В., Вибе А., Лыжина А.Д. Содержание и вынос микроэлементов с речными водами Иссык-Кульской котловины // Вопросы водного хозяйства (гидрохимия). Вып. 20. Фрунзе: Кыргызстан, 1971. С. 17–22.
4. Кадыров В., Осипова А. О содержании некоторых микроэлементов в воде озера Иссык-Куль // Микроэлементы в животноводстве и растениеводстве. Вып. 2. Фрунзе: Изд-во АН Кирг. ССР, 1964. С. 101–106.
5. Комарова Н.В., Каменцев Я.С. Практическое руководство по использованию систем капиллярного электрофореза “КАПЕЛЬ”. СПб.: Вода, 2006. 212 с.
6. Коновалов Г.С., Коренева В.И. Изменение стока растворенных веществ с речных водосборов в моря в условиях антропогенного воздействия // Геохимия природных вод. Тр. 2-го Международ. симпоз. Л.: Гидрометеиздат, 1985. С. 46–54.
7. Крепкогорский Л.Н. К характеристике концентрирования фтора в воде при зарегулировании поверхностного стока в условиях Центрального

- Казахстана // Гидрохим. материалы. 1965. Т. 39. С. 74–84.
8. *Лурье Ю.Ю.* Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1971. 375 с.
9. *Маев Е.Г., Савенко В.С., Широкова В.А.* Фтор в водах Аральского моря // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5, География. 1984. № 3. С. 82–85.
10. *Попов Н.И., Федоров К.Н., Орлов В.М.* Морская вода. М.: Наука, 1979. 327 с.
11. *Ронов А.Б., Гирин Ю.П., Ермишкина А.И., Мигдусов А.А., Казаков Г.А., Марковникова М.Б.* Геохимия фтора в осадочном цикле // Геохимия. 1974. № 11. С. 1587–1612.
12. *Савенко В.С.* Введение в ионометрию природных вод. Л.: Гидрометеоздат, 1986. 77 с.
13. *Савенко В.С.* Фтор в водах Каспийского моря // Каспийское море: структура и динамика вод. М.: ГКНТ АН СССР, 1990. С. 156–159.
14. *Тыныбеков А.К., Алиев М.С.* Малые озера Иссык-Кульского региона // Вестн. КРСУ. 2010. Т. 10. № 4. С. 164–167.
15. *Zavialov P.O., Izhitskiy A.S., Kirillin G.B., Khan V.M., Konovalov B.V., Makkaveev P.N., Pelevin V.V., Rimskiy-Korsakov N.A., Alymkulov S.A., Zhumaliev K.M.* New profiling and mooring records help to assess variability of Lake Issyk-Kul and reveal unknown features of its thermohaline structure // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2018. V. 22. № 12. P. 6279–6295.

**НАТУРНЫЕ ИЗМЕРЕНИЯ ЭМИССИИ МЕТАНА
НА КРУПНЕЙШИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ РОССИИ В 2021 г.
НАЧАЛО МАСШТАБНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ**

© 2022 г. И. А. Репина^{a, c}, П. Н. Терский^{a, b, *}, С. Л. Горин^{a, d}, С. А. Агафонова^{a, b}, Н. Д. Ахмерова^b,
А. Н. Василенко^{a, b}, М. Г. Гречушникова^{a, b, e}, В. Ю. Григорьев^{a, b, e}, В. С. Казанцев^a,
А. А. Лисина^{a, b}, В. А. Ломов^{a, b}, Д. В. Мишин^{a, f}, А. А. Сазонов^{a, b, e}, В. М. Степаненко^{a, b, c},
Д. И. Соколов^{a, b}, А. А. Тимошенко^{a, f}, Н. Л. Фролова^{a, b}, В. П. Шестеркин^g

^aИнститут физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН,
Москва, 119017 Россия

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

^cМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Научно-исследовательский вычислительный центр, Москва, 119234 Россия

^dВсероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии,
Москва, 105187 Россия

^eИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

^fГосударственный океанографический институт им. Н.Н. Зубова,
Москва, 119034 Россия

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

*e-mail: pavel_tersky@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2022 г.

После доработки 28.03.2022 г.

Принята к публикации 09.06.2022 г.

Представлена информация об измерениях потоков метана на крупнейших водохранилищах России, выполненных в августе и сентябре 2021 г. в рамках многолетнего исследовательского проекта.

Ключевые слова: эмиссия парниковых газов, метан, углеродная нейтральность, водохранилище, Рыбинское, Куйбышевское, Волгоградское, Чиркейское, Богучанское, Саяно-Шушенское, Зейское, Бурейское, Колымское водохранилища.

DOI: 10.31857/S0321059622060141

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в России эксплуатируется более 100 крупных водохранилищ, которые предназначены для решения широкого спектра проблем в сферах энергетики, судоходства, сельского хозяйства, защиты от наводнений и т. д. Но помимо очевидной пользы, водохранилища приносят и новые проблемы. Одна из них — это эмиссия парниковых газов, в основном углекислого газа (CO₂) и метана (CH₄), которые служат драйверами глобальных изменений климата [7]. Пока в экспертном сообществе нет единого мнения относительно реального влияния водохранилищ на эмиссию парниковых газов, что в первую очередь связано с недостаточной изученностью данного вопроса. Но если для водохранилищ других стран подобные оценки имеются [8], то для России их пока

мало, а те, что есть, практически отсутствуют в глобальных базах данных. Помимо фундаментального, данная проблема имеет и практический аспект, особенно важный для России: в настоящее время отсутствует определенность в отношении углеродной нейтральности отечественных ГЭС, использующих водные ресурсы водохранилищ для выработки электроэнергии.

В 2021 г. ИФА им. А.М. Обухова РАН по заказу ПАО “РусГидро” начал трехлетний цикл исследований по теме “Измерение выбросов парниковых газов и оценка поглощающей способности гидроэнергетических объектов”. Основу проекта составляют полевые измерения элементов баланса парниковых газов, прежде всего CH₄, на крупных водохранилищах России с целью оценки вклада гидроэнергетических объектов страны в

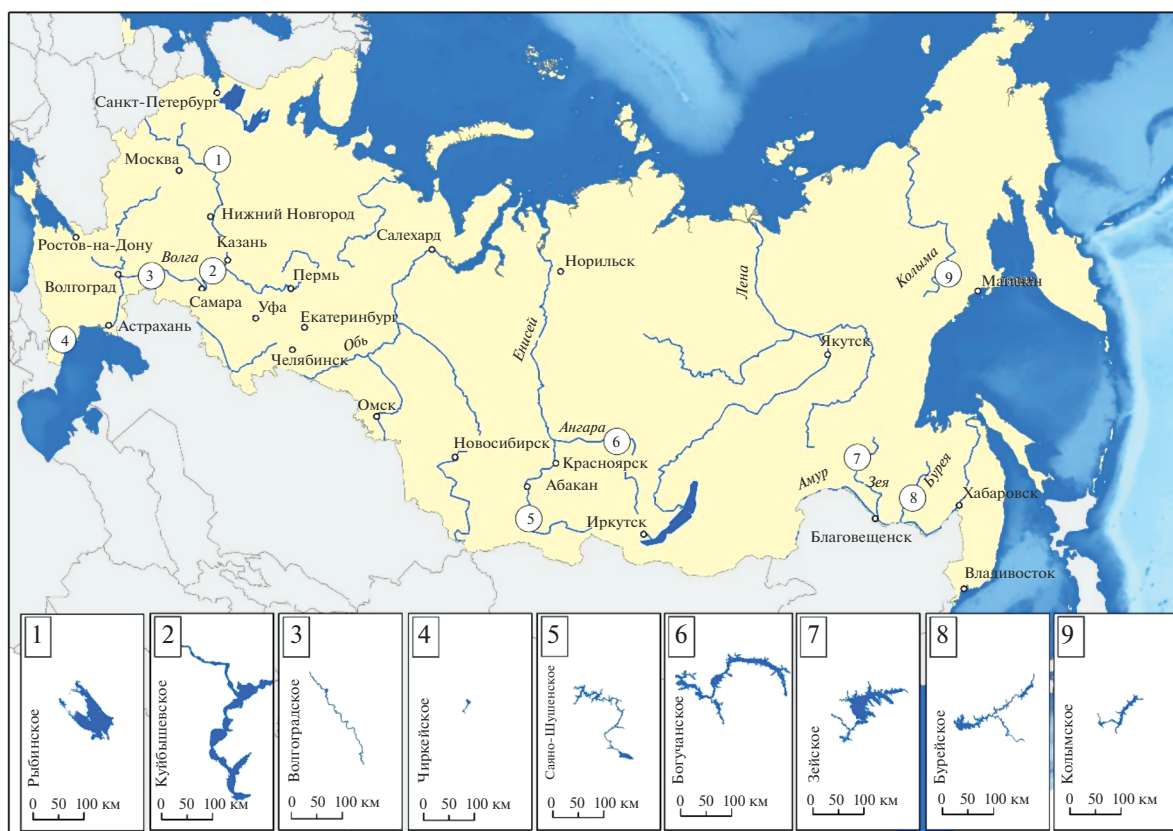


Рис. 1. Местоположение и размеры объектов исследования.

общую эмиссию углерода. На основе полученных данных, а также математического моделирования и ранее разработанных методических подходов (с участием соисполнителей проекта – НИВЦ МГУ и ИГКЭ им. Ю.А. Израэля) будет разработана национальная расчетная методика по оценке выбросов парниковых газов и поглощающей способности водохранилищ ГЭС [4, 11].

Объекты исследования – крупнейшие водохранилища России: Рыбинское, Куйбышевское, Волгоградское и Чиркейское (Европейская часть России), Саяно-Шушенское, Богучанское, Зейское, Бурейское и Колымское (Азиатская часть России). Они находятся в разных физико-географических условиях: от субтропических до субполярных широт (от 42 до 62° с.ш.), от умеренно-континентального климата западных районов России до резко-континентального климата в восточной части страны, на равнинах и в горах, в районах без многолетней мерзлоты и с ее сплошным развитием (рис. 1). Указанные водоемы замыкают бассейны с разной степенью антропогенного воздействия – от находящихся в практически первозданном виде до полностью преобразованных в результате хозяйственной деятельности. Самые “старые” из водохранилищ эксплуатиру-

ются многие десятки лет, а самые “молодые” наполнены в последние 10–15 лет (табл. 1). Среди этих объектов есть как мелководные водоемы со средними глубинами 6–10 м, так и глубоководные с максимальными глубинами >200 м. Большинство водохранилищ имеют коэффициент водообмена <2 год⁻¹. В исследуемых водоемах наблюдается разная комбинация перечисленных факторов, что создает разнообразие условий их формирования и эмиссии парниковых газов.

Основные по вкладу в парниковый эффект парниковые газы (после водяного пара) – CO₂ и CH₄. CO₂ в основном поглощается водохранилищами (за исключением короткого начального периода после их наполнения, когда активно разлагается часть затопленной органики), консервирующими в донных отложениях поступающий из атмосферы и приносимый притоками углерод. Но благодаря разложению органики в донных отложениях в бескислородных условиях может выделяться и поступать в атмосферу значительное количество CH₄; т. е. водохранилища могут быть существенным антропогенным источником этого парникового газа [7, 13].

Концентрация CH₄ в атмосфере очень мала. При этом он третий по значимости парниковый

Таблица 1. Краткие сведения о водохранилищах и некоторые результаты экспедиционных исследований в летне-осенний период 2021 г. (НБ – нижний бьеф, ВБ – верхний бьеф, СТС – слой температурного скачка)

Водохранилище/ характеристика	1 – Рыбинское	2 – Куйбышевское	3 – Волгоградское	4 – Чиркеевское	5 – Саяно- Шушенское	6 – Богучанское	7 – Зейское	8 – Бурейское	9 – Колымское
Даты экспедиций	13–16.09	16–19.08	9–20.09	24–26.08	20–30.09	05–26.09	18–25.09	10–16.09	1.09–19.09
Уровень ВБ, м абс.	99.9	51.7–52.0	14.3–14.5	349.4	536.1	207.9	318.1–317.8	254.8–255.0	447.5–448.5
Количество стан- ций (включая НБ)	14	10	22	9	7	17	19	19	21
Температура воды, °С на поверхности/ удна	11.2–14/ 11.2–14	28–29/ 22–23	17–20/ 17–20	25–26/ 10–10.1	16.0–16.6/ 4.5–5.2	12–13/ 4–9	14–15/ 4.9–5.5	16–20/ 8–9	11–13/ 5–11
Выраженность и глубина СТС	Отсутствует (полное перемешивание)	Выражен только в Черемшан- ском заливе 6.5–10.0 м	Отсутствует (полное пере- мешивание)	9–12 м синоптиче- ский, 50–60 м сезонный	Выражен, 60–100 м	Выражен, 15–18 м	Выражен, 15–20 м в верховье до 60 м у плотины	Выражен, 20 м в верховье до 40 м у плотины	Выражен, 30–45 м
Наличие зоны гипоксии	Не выяв- лено	Зона гипоксии только в Черемшан- ском заливе	Не выявлено	Не выявлено	Не выявлено (зондирова- ние на 2/3 глубины)	Зона типо- ксии только в Ковинском разливе	Не выявлено	Не выявлено	Не выявлено
Содержание CH ₄ в воде, мкл/л	2.0–13	0.5–26.4 (локально до 5000)	2–8 в заливах до 41	На поверхно- сти 0.16–1.75	1.9–3.9	0.09–6.51	2–5 единично до 40	<10 редко до 20 единично до 43	0.04–4.4 единично 91.2 и 116
Среднее содержание CH ₄ в воздухе, ppm	1.86	2.7	2.2	1.61	2.0	2.1	2.0	1.75	2.1
Потоки CH ₄ с основной акватории – диа- пазон величин, мг C–CH ₄ /м ² /сут	0.2–30.9	1.5–80.7	1.4–24.4	0–2.7	0.09–7.79	0–5.2	0.1–15	0–22.3	0.4–10.4

Таблица 1. Окончание

Водохранилище/ характеристика	1 – Рыбинское	2 – Куйбышевское	3 – Волгоградское	4 – Чиркеевское	5 – Саяно– Шушенское	6 – Богучанское	7 – Зейское	8 – Бурейское	9 – Колымское
Поток СН ₄ на отдельных участках (мелко- водных заливах и др.), мг С– СН ₄ /(м ² /сут)	37.9–65 (прило- тинные глубокие участки)	128–353 (Черемшан- ский залив)	1.1 (Еруслан- ский залив) – 72.9 (Камы- шинский залив)	Экстремаль- ных значе- ний нет	0.79 на ближ- нем к пло- тине притоке (4 км) и 3.86 на дальнем (17 км)	58.6–115.6 (Ковинский залив, затопленное болото)	До 30–860 (мелковод- ный залив и р. Зeya)	Экстремаль- ных значе- ний нет	До 30.5 (единичное измерение на фарва- тере)
Период наполнения*	1941– 1947 гг.	1955–1957 гг.	1958–1960 гг.	1970–1974 гг.	1975–1990 гг.	2012–2015 гг.	1975–1985 гг.	2003–2008 гг.	1980– 1994 гг.
Вид регулирувания	Многолет- нее	Сезонное	Сезонное	Многолетнее	Сезонное	Сезонное	Многолетнее	Сезонное	Многолет- нее
Главная река	Волга	Волга	Волга	Сулак	Енисей	Ангара	Зея	Буряя	Колыма
НПУ, м абс.	102.0	53.0	15.0	355.0	539.0	208.0	315.0	256.0	451.5
Длина, км	250	510	540	35.5	312	375	290	236	148
Ширина средняя (макси- мальная), км	18(56)	11.6 (40)	5.8 (17)	1.2(4.0)	6.3 (12)	6.3 (15)	8.4 (24)	1.0 (5.0)	3 (10)
Площадь зеркала при НПУ, км ²	4550	6150	3117	42.4	608	2326	2420	740	441
Объем при НПУ, км ³	25.4	57.3	31.5	2.78	30.7	58.2	68.4	20.9	15.1
Глубина максимальная при НПУ, м	30.4	41.0	41	140	220	74	100	125	121.5
Объем притока средний годовой, км ³	31.4	264.5	260	5.55	47.3	80.7	24.7	27.49	14.7

* Паспортные характеристики водохранилищ приведены по материалам [1].

газ в атмосфере – его вклад в парниковый эффект достигает 10%. Его парниковая активность (способность поглощать длинноволновую радиацию в инфракрасной области спектра) в 25 раз сильнее (по последним оценкам даже в 28), чем у CO_2 [9]; т. е. увеличение количества CH_4 в атмосфере на 1% вызовет в 25 раз больший парниковый эффект, чем увеличение на 1% CO_2 .

Интенсивность процесса метаногенеза зависит от температуры, он наиболее активно идет в теплой воде. Также интенсивность эмиссии может существенно различаться в зависимости от возраста водохранилищ, проточности, характерной глубины, сезона наблюдений и многих других факторов [2].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

На акватории водохранилищ эмиссия CH_4 определяется его поступлением из донных отложений, продукцией в воде, притоком с поверхности водосбора (с природными и сточными водами), а также его расходом на окисление в водной толще и расходом в результате дегазации воды при сбросе ее в нижний бьеф [10]. В нижнем бьефе эмиссия CH_4 , как и CO_2 , возможна при дегазации вод, сбрасываемых через плотину. В соответствии с этим была разработана концепция полевых исследований, которая предусматривает следующее. В 2021–2023 гг. на каждом объекте планируется по 5 экспедиций (в некоторых случаях больше), которые позволят охватить все фазы гидрологического режима водоемов. Наблюдения проводятся на акваториях водохранилищ, в нижних бьефах их плотин, а также в главном и в одном-двух второстепенных притоках. Основное содержание полевых работ составляет отбор проб воды и воздуха, а также определение удельного потока CH_4 с поверхности воды. В водохранилищах пробы отбираются из поверхностного и придонного горизонтов, а также из-под слоя скачка (как в русловой части, так и на пойме); в притоках и нижнем бьефе – только с поверхности. Пробы воздуха отбираются в тех же местах, что и пробы воды. Плавающие камеры устанавливаются только на акватории водохранилищ (одновременно с отбором проб). Пробоотбор сопровождается зондированием толщи воды (с измерением температуры, электропроводности, содержания растворенного кислорода) и измерением метеорологических характеристик (температуры и влажности воздуха, атмосферного давления и скорости ветра). Также проводится отбор донных отложений для определения содержания органического вещества.

Все пробы воздушной фазы закачиваются во флаконы с раствором поваренной соли (чтобы исключить возможность утечки и растворения в

воде CH_4 , а также для ингибирования микробиологической деятельности). Концентрации CH_4 в пробах воды определяются в лаборатории ИФА РАН методом “headspace” [6] на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектором “Хроматэк-Кристалл 5000.2”, согласно [3]. На этом же хроматографе определялись концентрации CH_4 во всех пробах воздуха. Измерение удельного потока CH_4 в атмосферу проводится методом плавучих камер [5] по разности концентраций CH_4 в камерах в начале, в промежутках и в конце экспериментов.

КРАТКИЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

Ниже приведены предварительные результаты первого полевого этапа работы, который состоялся в конце лета – начале осени 2021 г. В табл. 1 содержится основная информация о работе на каждом объекте, а также о его гидрологическом состоянии в период исследований (на фоне режимных сведений).

В летне-осенний период 2021 г. удельные потоки CH_4 сильно различались не только между водохранилищами, но и внутри них. Наименьшие величины измерены на горных водохранилищах – Чиркейском и Колымском. Потоки были низкими и в Богучанском и Саяно-Шушенском водохранилищах (возможно, что это связано с неполным охватом их акваторий наблюдениями). Наибольшие потоки измерены на волжских водохранилищах. На многих водохранилищах локальные максимумы удельного потока (а также концентрации CH_4 в воде) обнаружены в мелководных заливах и на участках акваторий над бывшими болотными массивами (например, в Зейском, Куйбышевском и Богучанском водохранилищах). В целом оказалось, что во всех водохранилищах измеренные потоки CH_4 соответствовали нижней границе имеющейся оценки эмиссии CH_4 для водоемов бореальной зоны [12]. И лишь в отдельных местах они приближались к верхней границе этой оценки. Концентрация CH_4 в воде, как и его потоки, варьировала в широких пределах. Она была меньше в Чиркейском, Саяно-Шушенском, Зейском и Бурейском водохранилищах, а больше – в волжских водохранилищах.

Таким образом, в летне-осенний период удельный поток и концентрация CH_4 были больше в волжских водохранилищах, несмотря на их хорошую проточность и хорошую аэрацию их придонных горизонтов. Скорее всего это связано с их мелководностью, хорошим прогревом придонных горизонтов, а также с большой продуктивностью и антропогенной нагрузкой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вода России. <http://water-rf.ru> (дата обращения: 13.01.2022)
2. Гречушникова М.Г., Репина И.А., Степаненко В.М., Казанцев В.С. и др. Пространственно-временные изменения содержания и эмиссии метана в водохранилищах с различным коэффициентом водообмена // Изв. РГО. Т. 150. Вып. 5. 2018. С. 14–33.
3. РД 52.44.816-2015 Массовая концентрация метана и диоксида углерода в приземном слое атмосферного воздуха. Методика измерений методом газовой хроматографии. 2015. 44 с.
4. Степаненко В.М., Гречушникова М.Г., Репина И.А. Численное моделирование эмиссии метана из водохранилища // Фундаментальная и прикладная климатология. 2020. Т. 2. С. 76–99.
5. Bastviken D., Cole J., Pace M., Tranvik L. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate // Global Biochem. Cycles. 2004. V. 18. 12 p.
6. Bastviken D., Santoro A.L., Marotta H., Pinho L.Q., Calheiros D.F., Crill P., Enrich-Prast A. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling // Environ Sci. Technol. 2010. V. 44. №14. P. 5450–5455.
7. Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg J.J., Melack J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget // Ecosystems. 2007. V. 10. № 1. P. 172–185.
8. Deemer B.R., Harrison J.A., Li S., Beaulieu J.J., Del-Sontro T., Barros N., Bezerra-Neto J.F., Powers S.M., dos Santos M.A., Vonk J.A. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. Dryad Digital Repository. [Электронный ресурс] <https://doi.org/10.5061/dryad.d2kv0> (дата обращения: 13.01.2022)
9. Feldman D.R., Collins W.D., Biraud S.C. et al. Observationally derived rise in methane surface forcing mediated by water vapour trends // Nature Geosci. 2018. V. 11. P. 238–243. [Электронный ресурс] <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0085-9> (дата обращения: 10.02.2022)
10. Greenhouse Gas Emissions: Fluxes and Processes, Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments. Environmental Science Series / Eds Tremblay A., Varfalvy L., Roehm C., Garneau M. N. Y.: Springer, 2005. 732 p.
11. Romanovskaya A.A., Korotkov V.N., Polumieva P.D., Trunov A.A., Vertyankina V.Yu., Karaban R.T. Greenhouse gas fluxes and mitigation potential for managed lands in the Russian Federation // Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 2020. V. 25. № 4. P. 661–687.
12. Varis O., Kummu M., Härkönen S., Huttunen J.T. Greenhouse Gas Emissions from Reservoirs Greenhouse gas emissions from reservoirs // Impacts of large dams: a global assessment. Berlin: Springer, 2012. P. 69–94.
13. UNESCO/IHA research project on the GHG status of UNESCO freshwater reservoirs // IHA. 2013. 41 p.

**ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА
В КОНДОПОЖСКОЙ ГУБЕ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА
ПРИ ИЗМЕНЕНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ¹**© 2022 г. Е. В. Теканова^а, *, И. А. Литвинова^а^аФедеральный исследовательский центр “Карельский научный центр РАН”,
Петрозаводск, 185000 Россия

*e-mail: etekanova@mail.ru

Поступила в редакцию 22.10.2021 г.

После доработки 17.01.2022 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

Оценена реакция экосистемы Кондопожской губы Онежского озера на изменение антропогенной нагрузки (от сточных вод Кондопожского ЦБК и форелевых хозяйств) по показателю деструкции органического вещества. Выполнен статистический анализ изменений деструкции за период 1989–2020 гг. Скорость деструкции измерялась скляночным кислородным методом. Выявлено достоверное снижение скорости деструкции в период с 1989 по 2020 г. в вершинной части залива, куда попадают сточные воды ЦБК. Медианные значения деструкции при минимальной нагрузке сточных вод в 2008–2020 гг. снизились здесь в 5 раз по сравнению с величинами в период максимальной нагрузки – в 1989–2001 гг. В центральной части залива, где расположены форелевые фермы, тенденция к снижению скорости деструкции органического вещества не была достоверной. Величины деструкции здесь уменьшились в <2 раза по сравнению с 1989–2001 гг. Снижению скорости разрушения органического вещества в центральной части залива препятствует деятельность форелевых хозяйств.

Ключевые слова: Онежское озеро, антропогенная нагрузка, деструкция органического вещества, эвтрофирование, реолиготрофизация, форелеводство, сточные воды.

DOI: 10.31857/S0321059622060177**ВВЕДЕНИЕ**

Онежское озеро, второй по величине водоем в Европе, сохранило до настоящего времени в целом природное олиготрофное состояние. Это важнейший стратегический источник чистой пресной воды для северо-западной части России [9, 18, 25, 26]. Сохранению экосистемы озера во многом способствует то, что главные источники антропогенной нагрузки на водоем – сточные воды коммунально-промышленных центров – расположены в заливах (Кондопожской губе, Петрозаводской губе), где и происходит разбавление, трансформация и седиментация большей части загрязняющих веществ. В то же время экосистемы самих заливов подвергаются значительному антропогенному прессингу.

Наибольшую антропогенную нагрузку испытывает экосистема Кондопожской губы Онежского озера, куда с 1929 г. поступают сточные

воды Кондопожского ЦБК и г. Кондопоги. Загрязнение вод органическим веществом (ОВ) и биогенными элементами привело к последовательной трансформации экосистемы и развитию эвтрофирования, достигающего центральной части залива [15, 20, 21, 24, 28, 29]. В настоящее время на фоне значительного снижения нагрузки сточных вод Кондопожского промцентра на Кондопожскую губу появились новые внешние факторы, которые могут оказывать влияние на состояние и функционирование ее экосистемы через увеличение содержания в воде ОВ и биогенных веществ [7]. Во-первых, это развитие садкового форелеводства на акватории губы с 2000-х гг. Во-вторых, это возрастание поступления веществ в Онежское озеро с водосборной территории вследствие увеличения как среднегодовой, так и зимней температуры воздуха в Карелии [23], что доказано на примере Петрозаводской губы Онежского озера [6, 23, 25].

Деструкция ОВ – показатель биохимической скорости окисления легкоминерализуемых ОВ в природных водах – служит важным критерием

¹ Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем Севера КарНЦ РАН (государственная регистрация 121021700117-3).

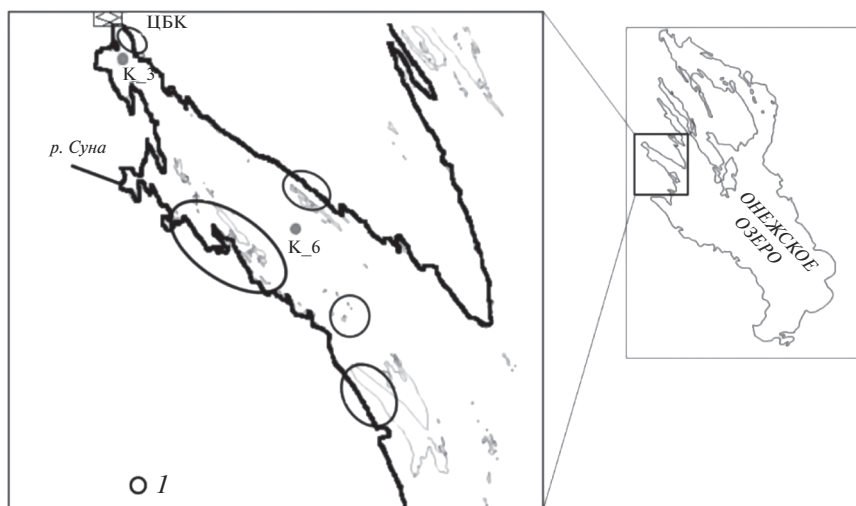


Рис. 1. Картограмма Кондопожской губы Онежского озера с указанием станций отбора проб (1 – участки расположения форелевых хозяйств).

процессов биологического самоочищения в условиях эвтрофирования. В то же время, отражая метаболическую активность планктона, показатель деструкции ОВ позволяет оценить изменения в энергетическом балансе и трофической сети водной экосистемы. Несмотря на хорошую изученность экосистемы Кондопожской губы Онежского озера, анализ многолетних изменений деструкции ОВ до настоящего времени не проводился. Изучение изменений внутриводоемной трансформации ОВ приобретает особую актуальность в современных условиях глобального потепления и изменения антропогенной деятельности на водоемах и их водосборах.

Целью настоящей работы был сравнительный анализ деструкционных процессов в Кондопожской губе Онежского озера в периоды максимальной и минимальной нагрузки сточных вод Кондопожского промцентра на фоне развития товарного форелеводства в заливе.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Кондопожская губа – крупный залив в северо-западной части Онежского озера. Ее площадь составляет 223 км², объем водных масс 4.3 км³, максимальная глубина достигает 82 м, средняя 21 м. Морфологическая особенность губы – значительное углубление дна в ее центральной части (глубина 82 м) и его повышение на выходе из залива (глубина ~30 м) – создает относительную изолированность от открытого плеса и способствует аккумуляции загрязнений. Период условного водообмена составляет 2 года. Основной речной сток в Кондопожскую губу зарегулирован и поступает в ее вершинную часть через Сунский

канал, что создает постоянное сточное течение, которое, с одной стороны, разбавляет сточные воды ЦБК, с другой – выносит их на большое расстояние [13]. Температурный режим Кондопожской губы определяется особенностями термического цикла больших холодноводных глубоких озер, где формируется термический бар. По среднемноголетним данным [4], очищение губы ото льда происходит к 20 мая, в первой декаде июня завершается прохождение термического бара, температура воды достигает 4°C и начинается этап летнего нагревания. К 20 июня поверхностный слой воды прогревается до 10°C, период “биологического” лета длится ~100 дней и заканчивается в последней декаде сентября. В августе температура верхнего слоя воды достигает максимального среднемноголетнего значения –17°C, при этом толщина эпителимниона составляет ~10 м. К началу ноября завершается прохождение осеннего термобара и вода охлаждается до 4°C.

В работе использованы архивные (за 1989, 1991, 1993, 1998, 1999, 2001, 2003, 2005 гг.) и собственные (за 2007, 2008, 2011, 2015, 2017 и 2020 гг.) данные о деструкции ОВ в воде Кондопожской губы Онежского озера. Пробы воды отбирались с борта научно-исследовательского судна “Эколог” из нескольких слоев водной толщи на двух мониторинговых станциях: К_3 – в вершинной части губы (глубина 13.6 ± 0.6 м), куда поступает сток Кондопожского промцентра; К_6 – в центральном глубоководном районе губы в 30 км от вершины залива (глубина 79.5 ± 0.7 м), где находится большая часть форелевых хозяйств (рис. 1).

Скорость деструкции ОВ измерялась скляночным кислородным методом [10] по разнице между исходным содержанием кислорода в озерной

Таблица 1. Поступление взвешенных веществ, легкоминерализуемого ОВ и минерального фосфора со сточными водами ЦБК в Кондопожскую губу Онежского озера

Показатель	1989–2001 гг.	2002–2007 гг.	2008–2016 гг.
БПК _{полн} , т О ₂ /г	4627	2591	998
Фосфор минеральный, т/г	62	38	17
Взвешенные вещества, т/г	4222	2427	1333

воде и содержанием после суточной инкубации проб воды в склянках с притертыми пробками (объем 120 мл) в темноте. Пробы из эпилимниона помещали в палубный инкубатор, где температура воды поддерживалась на уровне температуры верхнего слоя заборной воды. Пробы из гипolimниона инкубировались в холодильной камере при температуре 5–7°C. Иодометрическое титрование кислорода проводилось в судовой лаборатории через несколько часов после фиксации кислорода в склянках. Пересчет единиц кислорода на углерод проводился с использованием коэффициента 0.3 [3].

Сведения о поступлении загрязняющих веществ в составе сточных вод Кондопожского ЦБК взяты из зарегистрированной базы данных [12]. Сведения о расположении и мощности форелевых хозяйств на акватории Кондопожской губы Онежского озера взяты из открытых источников [2].

Скорость деструкции ОВ в воде – функциональная характеристика планктона, ей присущи сезонные изменения в течение периода открытой воды. Для корректной оценки многолетних изменений деструкции ОВ на отдельных станциях были использованы данные в период сезонного максимума, который определялся по траектории среднесезонной сезонной динамики показателя. Траектория построена методом скользящего среднего, который хорошо зарекомендовал себя при изучении закономерностей сезонных изменений планктона Онежского озера [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Многолетняя динамика органических и биогенных веществ, поступающих со сточными водами ЦБК в Кондопожскую губу Онежского озера

Измерения скорости деструкции ОВ в воде Кондопожской губы Онежского озера начаты в 1989 г. в связи с антропогенным эвтрофированием ее экосистемы из-за высокой фосфорной нагрузки сточных вод Кондопожского ЦБК после введения в строй станции биологической очистки сточных вод (табл. 1). В процессе эвтрофирования возросло количество планктонных микроводорослей и увеличилась доля в их сообществе недиадомового фитопланктона – источника легко-

минерализуемого ОВ для зоо-, бактерио- и протозойного планктона. Кроме того, важным трофическим ресурсом для гетеротрофного планктона были легкоминерализуемые органические и взвешенные вещества в сточных водах [15, 29]. В 1989–2001 гг. в Кондопожскую губу поступало наибольшее количество этих веществ за весь период измерений деструкции ОВ (табл. 1). В 2000-х гг. происходило последовательное снижение объема сточных вод сначала из-за спада производства, а затем – в результате модернизации станции биологической очистки. Это повлекло за собой снижение количественных и функциональных показателей развития планктона на фоне их большой вариабельности [9, 29]. К 2008 г. количество поступающих в губу со сточными водами ЦБК легкоминерализуемых ОВ, взвешенных веществ и фосфатов сократилось в среднем в 5, 4 и 3 раза соответственно по сравнению с 1989–2001 гг. и сохраняется устойчиво низким до настоящего времени (табл. 1). Критерий Манна–Уитни выявил достоверное снижение поступления в Кондопожскую губу со сточными водами легкоминерализуемых ОВ ($p = 0.00011$), взвешенных веществ ($p = 0.00041$) и фосфатов ($p = 0.0011$) в 2008–2017 гг. по сравнению с 1989–2001 гг. Эти периоды выбраны для оценки изменений скорости деструкции ОВ в Кондопожской губе.

Многолетние изменения скорости деструкции ОВ в воде вершинной и центральной частей Кондопожской губы Онежского озера

Как видно из рис. 2, сезонные изменения деструкции ОВ наиболее выражены в верхнем слое воды наиболее эвтрофированной верхней части губы (ст. К_3) и достигают в среднем 7 раз. Наименьшей сезонной изменчивостью характеризуются средневзвешенные в толще воды величины деструкции в глубоководной центральной части (ст. К_6), где они в разные месяцы различаются в среднем лишь в 2 раза. Средневзвешенная скорость деструкции ОВ на ст. К_6 в значительной мере отражает биохимические процессы окисления ОВ в гипolimнионе, который составляет здесь ~90% столба воды. Деструкция ОВ в гипо-

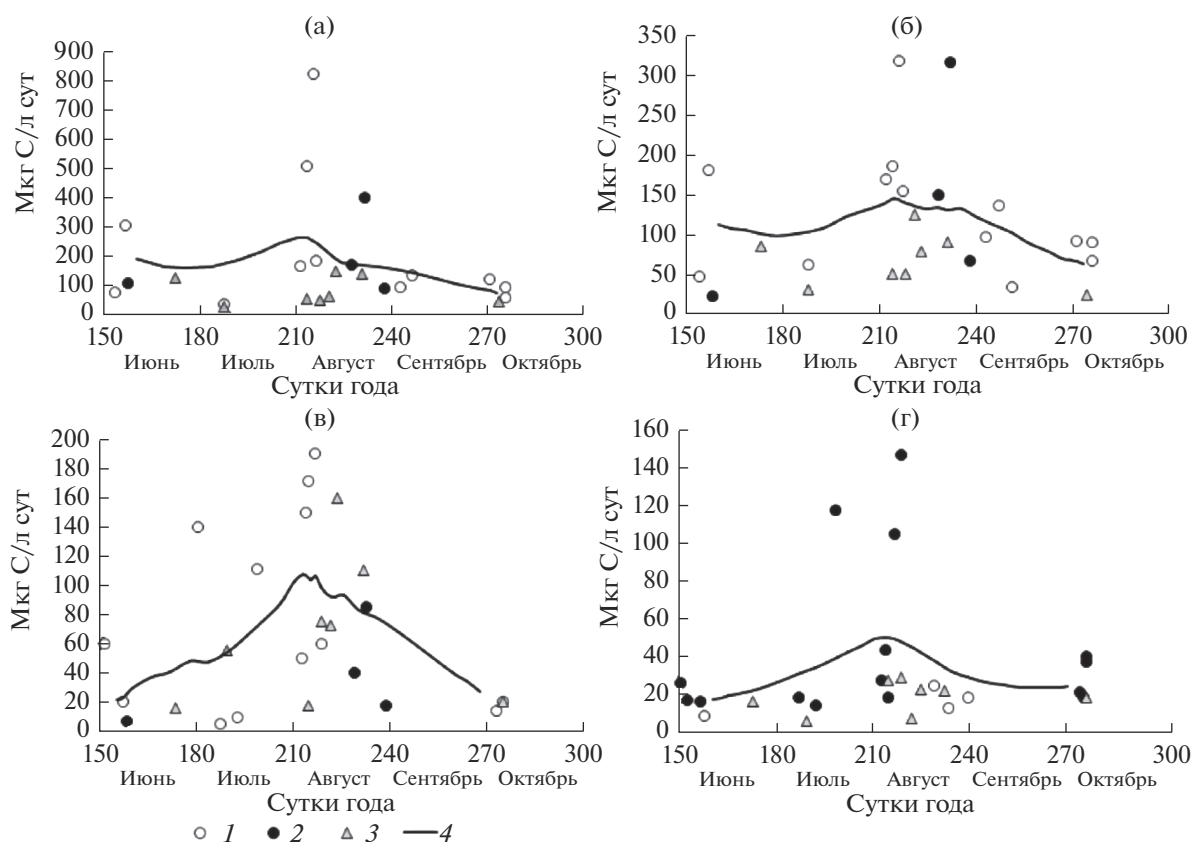


Рис. 2. Многолетняя сезонная динамика деструкции ОВ в поверхностном слое воды на ст. К_3 (а), средневзвешенной в толще воды на ст. К_3 (б), в поверхностном слое воды на ст. К_6 (в), средневзвешенной в толще воды на ст. К_6 (г) в Кондопожской губе Онежского озера (1 – 1989–2001 гг., 2 – 2003–2007 гг., 3 – 2008–2020 гг., 4 – траектория среднеемноголетней сезонной динамики).

лимнионе протекает главным образом за счет бактериопланктона, так как наибольшие плотности зоопланктонных организмов приурочены к области эпилимниона [11]. Если в верхних слоях водной толщи скорость деструкции в течение вегетационного периода регулируется температурой воды и трофическим ресурсом, то функциональная активность бактерий в гипolimнионе на ст. К_6 в условиях постоянно низкой температуры воды может повышаться лишь за счет пополнения глубоких слоев воды доступным ОВ [19].

В соответствии с траекторией среднеемноголетней сезонной динамики деструкции ОВ в вершинной (ст. К_3) и центральной (ст. К_6) частях Кондопожской губы период сезонного максимума длится с 15 июля по конец августа (рис. 2). Как видно по рис. 2а, 2б, в вершинной части губы все величины деструкции ОВ в период сезонного максимума в 2008–2017 гг. находятся ниже траектории среднеемноголетней сезонной динамики, что может указывать на тенденцию к их снижению. Достоверность многолетнего снижения скорости деструкции на ст. К_3 в период сезонного максимума подтверждается ранговым коэф-

фициентом корреляции Спирмена, который составил для верхнего слоя воды -0.7 ($n = 12$, $p < 0.05$), для средневзвешенных в толще воды величин -0.68 ($n = 12$, $p < 0.05$) (рис. 3а, 3б). В центральной части Кондопожской губы лишь средневзвешенные величины деструкции в период сезонного максимума в 2008–2020 гг. расположены ниже траектории среднеемноголетней сезонной динамики на рис. 2г. Несмотря на наличие некоторой тенденции к снижению, на ст. К_6 не выявлено достоверного снижения деструкции за многолетний период (рис. 3в, 3г).

В табл. 2 представлена сравнительная характеристика максимальных сезонных величин деструкции ОВ в воде Кондопожской губы в периоды наибольшей (1989–2001 гг.) и наименьшей (2008–2020 гг.) нагрузки на водную экосистему биохимически лабильного ОВ, взвешенных веществ и фосфатов в составе сточных вод ЦБК. В 2008–2020 гг. произошло уменьшение медианных, минимальных и максимальных значений показателя как на ст. К_3, так и на ст. К_6. Наиболее значительны эти изменения в верхнем слое воды вершинной части губы, непосредственно

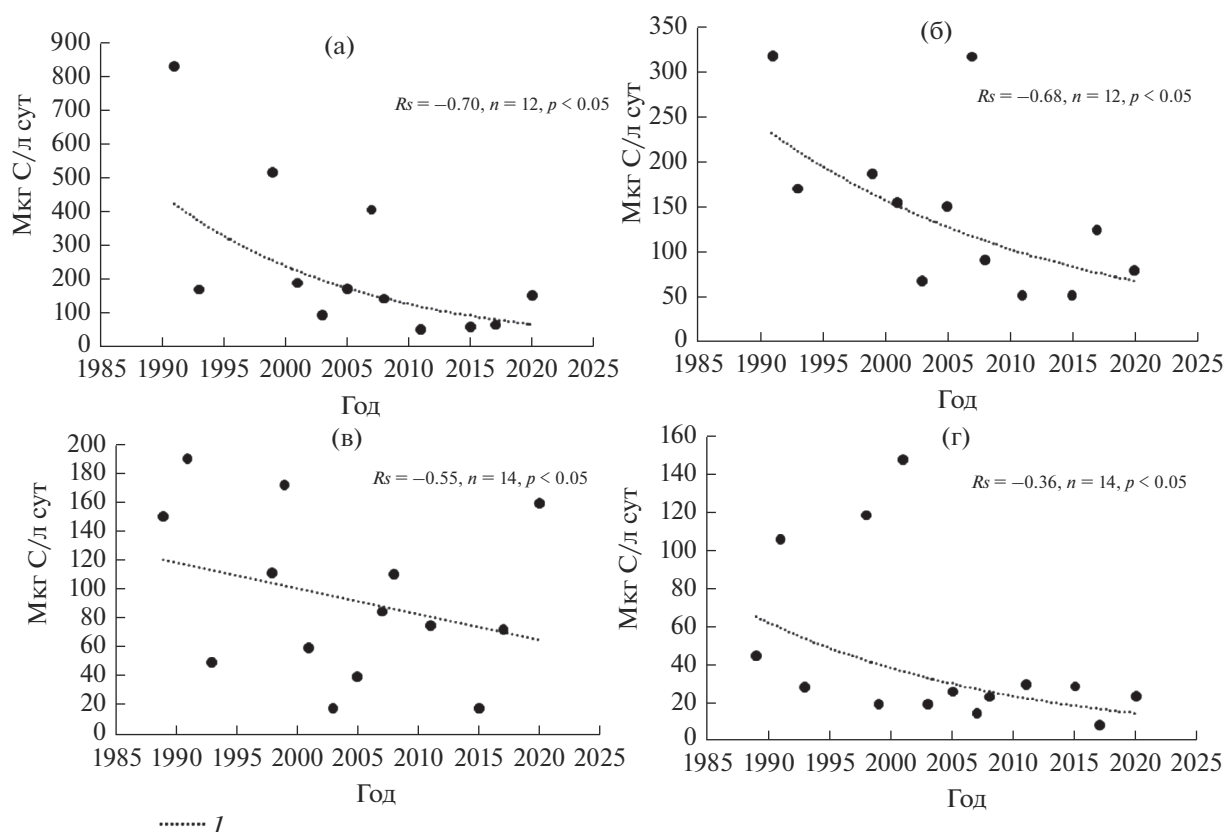


Рис. 3. Многолетние изменения деструкции ОВ в поверхностном слое воды на ст. К_3 (а), средневзвешенной в толще воды на ст. К_3 (б), в поверхностном слое воды на ст. К_6 (в), средневзвешенной в толще воды на ст. К_6 (г) в Кондопожской губе Онежского озера в период сезонного максимума (*I* – линия тренда; *R_s* – ранговый коэффициент корреляции Спирмена, жирным шрифтом выделено его достоверное значение).

подверженной влиянию сточных вод ЦБК. В 2008–2020 гг. медианное значение деструкции сократилось здесь в 5 раз по сравнению с 1991–2001 гг. Кроме того, произошло снижение вариабельности показателя, коэффициент вариации уменьшился с 72 до 32%. Медианы средневзвешенных в толще воды величин деструкции уменьшились

в 2 раза. Критерий Манна–Уитни статистически подтвердил достоверность этого снижения при $p = 0.05$ как в верхнем слое воды (0.02), так и для средневзвешенных величин (0.02).

В центральном районе губы на ст. К_6 скорость деструкции ОВ в верхнем слое воды понизилась лишь в 1.7 раз (табл. 2) при некотором воз-

Таблица 2. Деструкция ОВ в Кондопожской губе Онежского озера в период сезонного максимума в 1989–2001 и 2008–2020 гг., мкг С/л сут (*Me* – медиана, *m* – ошибка медианы, *min* – минимальное значение, *max* – максимальное значение)

Станция	Слой воды	Параметр	1989–2001 гг.	2008–2020 гг.
К_3	Верхний слой 1 м	<i>me</i> ± <i>m</i> (<i>n</i>)	352.6 (4)	65.8 ± 26.9 (5)
		min–max	170.0–830.0	51.6–152.9
	Средневзвешенная в толще воды	<i>me</i> ± <i>m</i> (<i>n</i>)	178.3 (4)	79.8 ± 11.4(5)
		min–max	155.0–317.5	51.6–124.6
К_6	Верхний слой 1 м	<i>me</i> ± <i>m</i> (<i>n</i>)	130.5 ± 35.2 (6)	75.0 ± 26.7 (5)
		min–max	50.0–190.0	18.0–159.2
	Средневзвешенная в толще воды	<i>me</i> ± <i>m</i> (<i>n</i>)	74.3 ± 28.7 (6)	22.5 ± 5.9 (5)
		min–max	18.3–147.0	7.2–28.8 (5)

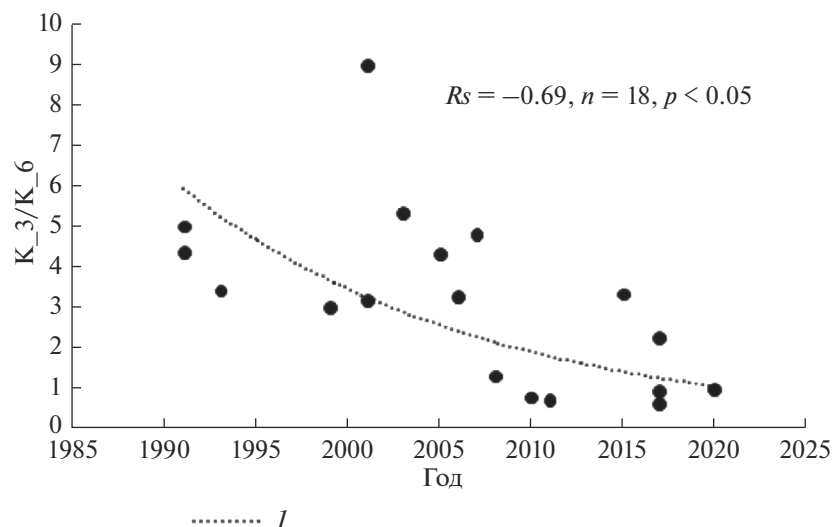


Рис. 4. Многолетние изменения соотношения величин деструкции ОВ в вершинном и центральном районах Кондопожской губы Онежского озера в июле–августе (*I* – линия тренда; *R_s* – ранговый коэффициент корреляции Спирмена, жирным шрифтом выделено его достоверное значение).

растании изменчивости показателя. Коэффициент вариации увеличился с 57% в 1989–2001 гг. до 70% в 2008–2020 гг. Медианные значения средневзвешенной деструкции на ст. К₆ в 2008–2020 гг. сократились в 3 раза по сравнению с 1989–2001 гг. (табл. 2). Несмотря на снижение скорости деструкции на ст. К₆ по медианным значениям, тест Манна–Уитни показал, что выявленные изменения не значимы ни для верхнего слоя воды ($p = 0.41$), ни для средневзвешенных величин ($p = 0.12$) при уровне значимости < 0.05 .

Многолетние изменения распределения скорости деструкции ОВ на акватории Кондопожской губы Онежского озера

Пространственное распределение химических и биологических параметров на акватории Кондопожской губы всегда характеризовалось закономерным снижением показателей по направлению от вершинной части к центральной [9, 15, 29]. Для оценки многолетних изменений градиента деструкции ОВ между станциями К₃ и К₆ рассчитано соотношение одновременно измеренных величин показателя в поверхностном слое воды на этих станциях. В этом случае основным критерием для формирования выборки были не закономерности сезонного цикла, а однородность температуры воды на акватории. Однородные температурные условия складываются на акватории губы в июле и августе. В этот период разница температуры поверхностного слоя воды на станциях К₃ и К₆ составляет в среднем $0.7 \pm 0.2^\circ\text{C}$. В июне из-за медленного весеннего прогревания воды эта разница достигает $6.4 \pm 1.2^\circ\text{C}$. Как видно из рис. 4, разница скоростей деструкции ОВ

в воде вершинного и центрального участков Кондопожской губы сокращается, и коэффициент Спирмена подтверждает значимость этого тренда ($R_s = -0.69$, $n = 18$, $p < 0.05$).

Постепенное исчезновение градиента деструкции ОВ между вершинным и центральным участками Кондопожской губы подтвердил и парный тест Вилкоксона. Так, в 1991–2001 гг. величины одновременно измеренной деструкции ОВ на станциях К₃ и К₆ достоверно различались ($p = 0.023$, $n = 6$), а в 2008–2020 гг. различия уже не были значимыми ($p = 0.89$, $n = 8$) при $p < 0.05$. Эта же закономерность прослеживается и в табл. 2, хотя в нее входят не только одновременно измеренные величины деструкции. Градиент медианной скорости деструкции в верхнем слое воды между станциями К₃ и К₆ в 1989–2001 гг. достигал 2.7 раз, а в 2008–2017 гг. разница между медианами практически отсутствовала (табл. 2).

Причины многолетних изменений деструкции ОВ в Кондопожской губе Онежского озера

В целом, снижение скорости деструкции на ст. К₆ происходит медленнее, чем на ст. К₃. Значимое снижение напряженности деструкционных процессов в вершинной части Кондопожской губы стало возможным в результате существенного снижения нагрузки сточных вод Кондопожского ЦБК, несмотря на наличие в этой части губы форелевого хозяйства (рис. 1). Как видно из табл. 1, количество поступающего в губу со сточными водами $P_{\text{мин}}$ в 2008–2016 гг. сократилось в среднем на 45, взвешенных веществ – на 2889, БПК_{полн} – на 3554 т в год по сравнению с

1989–2001 гг. В то же время дополнительное поступление в эту часть губы фосфора и легкоминерализуемого ОВ от форелевого хозяйства мощностью 70 т товарной продукции [2] – значительно меньше. Так, расчет потока веществ в водную экосистему в результате форелеводческой деятельности по методике в [8, 14] показал, что в вершинную часть губы ежегодно поступает лишь 450 кг минерального фосфора, 11.2 т взвешенных веществ и 18.3 т легкоминерализуемого ОВ (в кислородных единицах по БПК_{полн}) от форелевого хозяйства. Количество лабильного ОВ, поступающего в водоем от 1 т выращенной рыбы, рассчитывается по методике из [14] по БПК₅, поэтому для оценки БПК_{полн} величина БПК₅ была увеличена на 20%, так как принято считать, что за 5 дней окисляется ~80% всего лабильного ОВ [1].

Влияние сточных вод Кондопожского промцентра в центральной части губы существенно ослабевает. Значительная часть аллохтонного фосфора, легкоминерализуемого ОВ и взвешенных веществ не достигают центральной части в результате оседания, разбавления и биологического самоочищения, т. е. деструкции ОВ, в верхней части залива. Это подтверждается значительным снижением концентраций этих веществ в воде центральной части Кондопожской губы. Так, в 1990-е гг., в период высокой нагрузки сточных вод ЦБК на экосистему, на станциях К₃ и К₆ концентрации Р_{общ} в воде составляли в среднем 40 и 18 мкг/л, БПК₅ – 2.0 и 1.2 мг О₂/л, взвешенных веществ – 4.0 и 1.0 мг/л соответственно [16], т. е. в центральной части залива они сокращались в 2–4 раза. В 2008–2016 гг. поступление минерального фосфора, легкоминерализуемого ОВ и взвешенных веществ со сточными водами ЦБК составляло в среднем 17.1, 1073 и 1333 т в год соответственно. По методике [14] установлено, что от расположенных в центральной части губы форелевых ферм общей мощностью 1750 т товарной рыбы [2] в водоем поступают 10.5 т минерального фосфора, 458.5 т легкоминерализуемого ОВ (БПК_{полн}) и 280 т взвешенных веществ в год. Учитывая, что значительная часть сточных вод Кондопожского промцентра не достигает центральной части губы, антропогенная нагрузка от форелевых хозяйств представляется весьма большой.

На современном этапе развития общества товарное производство форели как отрасль сельского хозяйства должно руководствоваться двумя принципами: с одной стороны, обеспечивать население качественным продовольствием, с другой – минимизировать ущерб водоемам, многие из которых и так испытывают антропогенное воздействие. Наиболее полно этим требованиям удовлетворяют рециркуляционные системы аквакультуры, используемые в настоящее время в странах Евросоюза [27, 31]. Они расположены на

берегу, имеют почти замкнутый цикл водооборота и преимущество в биоутилизации отходов выращивания рыбы. Дальнейшее усовершенствование нитрификационных реакторов в таких системах сделает водооборот полностью замкнутым и совсем исключит негативное влияние на окружающую среду. Еще один способ предотвратить неизбежное загрязнение пресных водоемов при развитии на их акваториях товарного форелеводства – устройство форелевых ферм на морском побережье после выбора подходящих гидрологических условий. В частности, в Карелии – это побережье Белого моря. Безусловно, и первый, и второй варианты развития форелеводства требуют больших капиталовложений.

Еще одной возможной причиной медленного снижения деструкции ОВ в воде на ст. К₆ может быть поддержание деструкционных процессов аллохтонным ОВ, поступающим со стоком р. Суны в западное побережье центральной части губы (рис. 1). В связи с климатическими изменениями, возможно, возрос сток этих веществ, как это было показано для Петрозаводской губы Онежского озера, куда впадает р. Шуя [6]. Однако, в отличие от водного стока р. Шуи (3.05 км³/г), сток р. Суны невелик (0.25 км³/г), и его влияние на воды Кондопожской губы ограничивается приустьевым участком. Кроме того, в высокоцветных водах Карелии ~90% аллохтонного ОВ составляет гумусовое вещество [5]. Высокомолекулярное гумусовое вещество трудно поддается биохимическому окислению. Этому предшествует фотоокисление [22], в процессе которого от гумусовых веществ отделяются низкомолекулярные структуры, доступные для бактериального разложения. Считается, что водными бактериями могут потребляться лишь ~15% гумусовых веществ [30].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты исследования показали, что в настоящее время в экосистеме Кондопожской губы Онежского озера происходят изменения, связанные с динамикой антропогенной нагрузки. Значимое снижение деструкции ОВ в вершинной, наиболее загрязненной сточными водами Кондопожского ЦБК, части губы свидетельствует об улучшении здесь экологической ситуации в целом и о развитии процессов реолиготрофизации. Эти изменения вызваны существенным сокращением объема эвтрофирующих веществ, поступающих в составе сточных вод Кондопожского промцентра. Уменьшение деструкции в центральной части Кондопожской губы происходит медленнее и не имеет статистического подтверждения. Снижению планктонного дыхания препятствует новый антропогенный фактор – расположенные в побережье центральной части губы форелевые хозяйства, которые обогащают экосистему ОВ

биогенными элементами и поддерживают процессы биологического самоочищения воды на прежнем высоком уровне. С учетом природной и экономической ценности Онежского озера необходим тщательный мониторинг состояния его экосистемы. Также нужен строгий контроль деятельности существующих форелевых хозяйств и разрешительных мер на открытие новых хозяйств с учетом того, что товарное форелеводство — одна из основных отраслей экономики Карелии, в пресных водоемах которой выращивается ~50% реализуемой на территории России форели.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 270 с.
2. Ассоциация форелеводоов Карелии. Карта рыбных хозяйств. [Электронный ресурс]. <http://kareli-atrout.ru> (дата обращения: 25.01.2021)
3. *Бульон В.В.* Радиоуглеродный метод определения первичной продукции, его возможности и ограничения в сравнении с кислородным методом // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 14–20.
4. *Ефремова Т.В.* Термический режим // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦРАН, 2010. С. 55–66.
5. *Зобкова М.В., Ефремова Т.А., Лозовик П.А., Сабылина А.В.* Органическое вещество и его компоненты в поверхностных водах гумидной зоны // Успехи современного естествознания. 2015. № 12. С. 115–120.
6. *Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сабылина А.В., Рыжаков А.В.* Изменения гидрохимического режима Онежского озера с начала 1990-х годов // Изв. РАН. Сер. геогр. 2019. № 1. С. 62–72.
7. *Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т.* Экосистема Онежского озера: реакция водных сообществ на антропогенные факторы и климатические изменения // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2017. № 1. С. 4–18.
8. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦРАН, 2007. 395 с.
9. Крупнейшие озера-водохранилища северо-запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях / Под ред. *Н.Н. Филатова*. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. 374 с.
10. *Кузнецов С.И., Дубинина Г.А.* Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 285 с.
11. *Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т.* Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1997. 112 с.
12. *Литвинова И.А., Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Макарова Е.М., Ефимова А.Н.* Антропогенная нагрузка и биоиндикация состояния Онежского озера (Верхне-Свирского водохранилища). Свид. гос. регистрации базы данных № 2021620975. 17.05.2021.
13. *Литинская К.Д.* Общая физико-географическая характеристика и элементы гидрологического режима // Кондопожская губа Онежского озера в связи с ее загрязнением протокками ЦБК. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1975. С. 5–21.
14. *Лозовик П.А.* Антропогенные нагрузки на Онежское озеро от различных источников формирования химического состава воды // Всерос. науч. конф. “Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения”. Новочеркасск: Лик, 2017. С. 378–384.
15. Онежское озеро. Экологические проблемы // Под ред. *Н.Н. Филатова*. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. 293 с.
16. *Сабылина А.В.* Современный гидрохимический режим озера // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. С. 58–108.
17. *Сярки М.Т.* Изучение траекторий сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания // Принципы экологии. 2013. № 1. С. 62–68.
18. *Теканова Е.В., Калинкина Н.М., Здоровеннов Р.Э., Макарова Е.М.* Результаты исследования экосистемы Онежского озера в период летней стратификации по данным экспедиции 2017 г. // Тр. КарНЦ РАН. 2018. № 9. С. 44–53.
19. *Теканова Е.В., Тимакова Т.М.* Первичная продукция и деструкция органического вещества в Онежском озере // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2006. С. 60–70.
20. *Тимакова Т.М., Сабылина А.В., Полякова Т.Н., Сярки М.Т., Теканова Е.В., Чекрыжева Т.А.* Современное состояние экосистемы Онежского озера и тенденции его изменения за последние десятилетия // Тр. КарНЦ РАН. 2011. № 4. С. 42–49.
21. Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения / Под ред. *З.С. Кауфмана*. Л.: Наука, 1990. 264 с.
22. *Bertilson S., Tranvik L.* Photochemical transformations of dissolved organic matter in lakes // *Limnol. Oceanogr.* 2000. V. 45. Iss. 4. P. 753–762.
23. *Filatov N.N., Kalinkina N.M., Tekanova E.V.* Modern changes in the ecosystem of Lake Onego with climate warming // *Limnol. Freshwater Biol.* 2018. № 1. P. 15–17.
24. *Kalinkina N.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A., Polyakova T.N., Syarki M.T., Tekanova E.V., Timakova T.M., Chekryzheva T.A.* Bioindication of water and bottom sediment pollution in the Kondopozhskaya Bay of Lake Onega // *Water Resour.* 2012. V. 39. № 7. P. 776–783.
25. *Kalinkina N., Tekanova E., Korosov A., Zobkov M., Ryzhakov A.* What is the extent of water brownification in Lake Onego, Russia? // *J. Great Lakes Res.* 2020. V. 46. Iss. 4. P. 850–861.
26. Ladoga and Onego – Great European Lakes: Observations and Modelling / Eds *L.A. Rukhovets, N.N. Filatov*. Chester: Springer, 2010. 298 p.
27. *Martinsa C.I.M., Edinga E.H., Verdegema M.C.J., Heinsbroeka L.T.N., Schneider O., Blanchetond J.P.,*

- Roque d'Orbcasteld E., Verretha J.A.J.* New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability // *Aquacultural Engineering*. 2010. V. 43. Iss. 3. P. 83–93.
28. *Sabylina A.V., Lozovik P.A., Zobkov M.B.* Water chemistry in Lake Onega and its tributaries // *Water Res.* 2010. V. 37. № 6. P. 842–853.
29. *Timakova T.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A., Polyakova T.N., Syarki M.T., Tekanova E.V., Chekryzheva T.A.* Changes in biocenoses of Kondopoga Bay, Lake Onego, under the effect of effluents from a pulp and paper mill // *Water Res.* 2014. V. 41. № 1. P. 78–86.
30. *Tranvik L.J.* Degradation of dissolved organic matter in humic waters by bacteria // *Aquatic humic substances. Ecology and Biogeochemistry*. Berlin; Heidelberg: Springer, 1998. P. 259–283.
31. *Woynarovich A., Hoitsy G., Moth-Poulsen T.* Small-scale rainbow trout farming. Technical Paper FAO Fisheries and Aquaculture. Edition 561. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Series, 2011. 81 p. [Электронный ресурс]. https://www.researchgate.net/publication/274632961_Small_Scale_Rainbow_Trout_Farming (дата обращения: 13.02.2021)

РАСПРОСТРАНЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В РУСЛЕ РЕКИ НЕВЫ
В РЕЗУЛЬТАТЕ ВОЗМОЖНОЙ АВАРИЙНОЙ СИТУАЦИИ
НА ПОЛИГОНЕ ТОКСИЧНЫХ ОТХОДОВ КРАСНЫЙ БОР¹© 2022 г. С. А. Кондратьев^а, *, М. В. Шмакова^а^аИнститут озероведения РАН – обособленное структурное подразделение
Санкт-Петербургского Федерального исследовательского центра РАН,
Санкт-Петербурге, 196105 Россия

*e-mail: 3718470@gmail.com

Поступила в редакцию 22.11.2021 г.

После доработки 02.02.2022 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

Один из потенциальных источников загрязнения р. Невы и Финского залива Балтийского моря – полигон хранения промышленных отходов I–V классов опасности Красный Бор, расположенный на левобережной части водосбора Невы. При аварийной ситуации на полигоне токсичные стоки могут попасть в реку через гидрографическую сеть притоков, впадающих в основное русло выше водозаборов Санкт-Петербурга. С использованием методов математического моделирования выполнен расчет возможного распространения токсичных веществ в гидрографической сети водосбора, а затем в русле Невы до ближайшего водозабора Санкт-Петербурга и далее до Невской губы Финского залива при разных сценариях развития аварийной ситуации на полигоне и при разной водности. Представлены рассчитанные значения степени разбавления примеси в условиях разной водности при движении сброшенных сточных вод через водосборы рек Ижоры и Тосны. Показано, что имеется определенный запас времени (15–25 ч) для принятия необходимых мер по защите ближайшего водозабора Санкт-Петербурга или перехвату сброшенных стоков в гидрографической сети. Дана оценка особенностей распространения взвешенных частиц в направлении водозаборов.

Ключевые слова: водосбор, полигон токсичных отходов, примесь, моделирование, гидрография, загрязнение, река.

DOI: 10.31857/S0321059622060074

ВВЕДЕНИЕ

Один из потенциальных источников загрязнения р. Невы и Невской губы Финского залива Балтийского моря – полигон хранения высоко-токсичных отходов I–V классов опасности “Красный Бор”, расположенный в 30 км от Санкт-Петербурга на водоразделе водосборов рек Тосны и Ижоры – левобережных притоков Невы. Устья Ижоры и Тосны находятся соответственно в 7 и 17 км выше ближайшего водозабора Санкт-Петербурга. Полигон – единственное предприятие для захоронения опасных производственных отходов на территории Северо-Западного федерального округа. На полигоне находится ~2 млн т токсичных отходов, которые свозились сюда с

1969 г. с территории всей России и Прибалтики [2, 4, 7, 9, 12].

Вопросы, связанные с изучением, количественной оценкой и прогнозом последствий возможных аварийных ситуаций на полигоне, ранее неоднократно поднимались на различном уровне. С использованием методов математического моделирования оценивались последствия гипотетических сбросов с полигона в гидрографическую сеть р. Ижоры и затем в русло Невы [3, 11]. Водосбор р. Тосны как потенциальный путь распространения аварийного сброса не рассматривался. Кроме того, ставилась задача описания переноса примеси непосредственно в русло Невы. На начальных этапах исследований считалось, что разбавление вод притоков происходит равномерно по сечению русла Невы, хотя из гидродинамических соображений в правомочности этого предположения можно усомниться.

¹ Работа выполнена за счет средств федерального бюджета в рамках темы № 0154-2019-0001 “Комплексная оценка динамики экосистем Ладожского озера и водоемов его бассейна под воздействием природных и антропогенных факторов”.



Рис. 1. Схема расположения открытых котлованов полигона «Красный Бор». Числа на рисунке – номера карт полигона.

Цель настоящего исследования – модельная оценка переноса примесей от возможного аварийного сброса через гидрографические сети рек Ижоры и Тосны в направлении водозаборов Санкт-Петербурга, расположенных на р. Неве, и далее до Невской губы Финского залива.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Полигон «Красный Бор» создан в 1967 г. как временный объект (временная свалка). Продолжительность эксплуатации опытного полигона определена проектным заданием в три года. Однако в связи с отсутствием альтернативного предприятия полигон активно эксплуатировался до 2015 г. [7]. В настоящее время большинство карт-котлованов полигона «Красный Бор» рекультивированы, засыпаны глиной, покрыты плодородным почвенным слоем и засеяны травой. На территории полигона осталось 5 открытых котлованов: 59, 64, 66, 67 и 68. Причем, котлованы 64 и 68 укрыты плавучими понтонами, с которых откачиваются атмосферные осадки, что исключает возможность перелива и разрушения обваловки карт в результате интенсивных ливней и снеготая-

ния. Расположение котлованов представлено на рис. 1, их основные параметры содержатся в табл. 1.

Как отмечено в работе [7], фактические объемы карт-котлованов значительно превышают проектные, поскольку котлованы обвалованы дамбами для увеличения их емкости. Вокруг котлованов высота обваловки составляет до 5 м. В [7] отмечено, что обваловка котлованов выполнена с нарушениями нормативов – не убран прослой песков, залегающий непосредственно над кембрийскими глинами и водонепроницаемыми моренными отложениями. Эти пески могут служить коллекторами для перетока загрязненного фильтра между закрытыми картами, а также способствовать выносу содержимого за их пределы [12]. В рамках настоящего исследования рассматриваются последствия возникновения вполне возможных аварийных ситуаций на открытых котлованах 59, 66 и 67, а также чисто гипотетические сценарии, связанные с разрушением остальных карт-котлованов полигона.

Сотрудники Российского государственного гидрометеорологического университета (РГГМУ) провели детальные полевые исследования гидрографической сети водосборов Ижоры и Тосны, на которых расположен полигон [2, 8]. В пределах

Таблица 1. Параметры открытых котлованов полигона «Красный Бор»

№ карты	Год открытия	Объем карты, м ³	Глубина карты, м
59	1986	8112	8.5
64	1988	445 360	24.0
66	1990	10 725	6.5
67	1991	32 400	9.0
68	1992	106 360	10.0

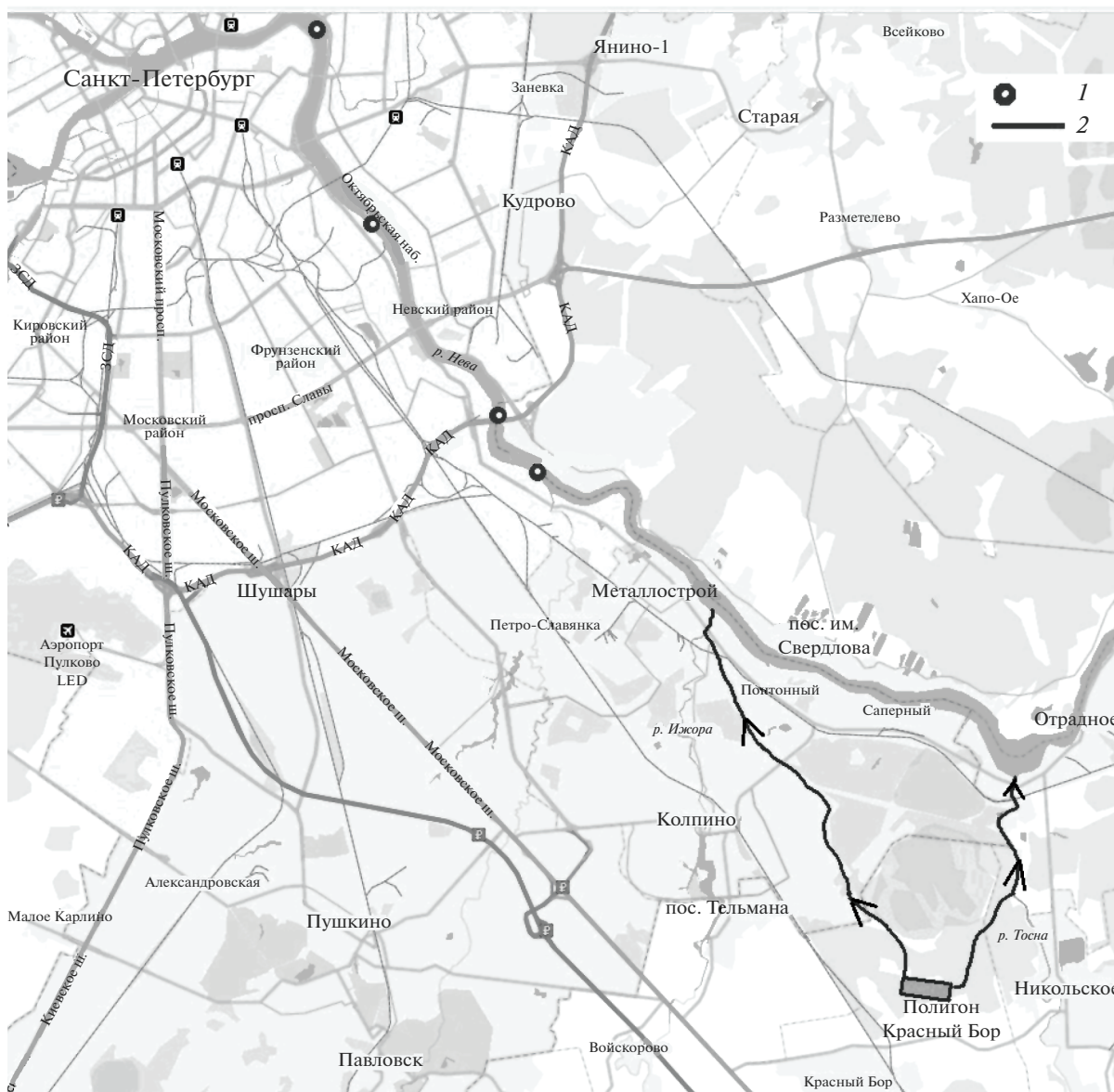


Рис. 2. Картограмма расположения полигона «Красный Бор»: 1 – пункты водозабора Санкт-Петербурга, 2 – маршруты распространения возможного аварийного сброса до русла Невы.

района возможного распространения аварийного сброса определены пути его распространения (рис. 2) как через водосбор Ижоры, так и через водосбор Тосны.

Для перехвата поверхностного и грунтового стока по внешнему контуру полигона устроен кольцевой канал, имеющий глубину 2.5–3.5 м. Выпуск канала оборудован шлюзовой системой с запорным устройством. Кольцевой канал соединен с магистральным отводным каналом. Далее сток с полигона до русла Невы осуществляется по руч. Большой Ижорец, рекам Большой Ижорке и Ижоре. Альтернативный путь распространения аварийного сброса – гидрографическая сеть во-

досбора р. Тосны. Это ручей без названия, образующийся в 150 м к С от границ полигона, руч. Хованов и сама Тосна. Характеристики перечисленных водотоков, полученные по данным полевого обследования, приведены в табл. 2.

Сравнивая два возможных пути распространения загрязняющих веществ от аварийного сброса с полигона Красный Бор, можно отметить, что протяженность траектории через водосбор Ижоры на 3.45 км короче, чем через водосбор Тосны.

В [8] сотрудники РГГМУ провели анализ современной инфраструктуры полигона и определили возможные причины возникновения ава-

Таблица 2. Характеристики участков трассы возможного распространения аварийного сброса

Водоток	Длина, км	Средняя ширина, м	Средний уклон, ‰	Расход, м ³ /с		
				50%	75%	97%
Магистральный канал	2.63	0.50	1.7	0.063	0.049	0.028
руч. Большой Ижорец	8.24	1–3	1.3	0.088	0.069	0.039
р. Большая Ижорка.	3.13	2–5	0.3	0.297	0.231	0.131
р. Ижора	0.64	20–50	0.2	10.1	8.64	5.24
руч. без названия	2.08	0.50	2.6	0.007	0.0056	0.0034
руч. Хованов	1.72	1.5	4.3	0.054	0.041	0.023
р. Тосна	4.16	90	0.2	11.3	8.75	4.66

рийной ситуации, связанной с попаданием токсичных веществ в гидрографическую сеть водосбора. Для выполнения последующих расчетов на основе полученных материалов использовались описанные ниже четыре сценария.

Сценарий 1. Перелив содержимого котлованов 59, 66 и 67 через верхнюю кромку обваловки вследствие интенсивных осадков или снеготаяния. Превышение уровня содержимого над обваловкой – 0.10 м. Суммарный сброс – 620 м³ за 96 ч.

Сценарий 2. Разрушение обваловки котлованов 59, 66 и 67 на 1 м вследствие интенсивных осадков или снеготаяния в весенний период. Суммарный сброс – 6824 м³ за 96 ч.

Сценарий 3. Разрушение обваловки котлованов 59, 64, 66, 67 и 68, вплоть до полного – до уровня поверхности почвы, вследствие возникновения чрезвычайной ситуации (теракт, взрыв, цунами и пр.). Суммарный сброс – 176985 м³ за 96 ч.

Сценарий 4. Подземная фильтрация токсикантов из котлованов вследствие возможной фильтрации содержимого при возникновении тектонических разломов в массивах кембрийских глин с последующим попаданием в гидрографическую сеть (тектонические нарушения магнитудой до 4.0 баллов зафиксированы в районе Санкт-Петербурга). Источники риска – котлованы 59, 64, 66–68, а также законсервированные карты-хранилища отходов. Объем токсикантов, попадающих во внешнюю среду, – до 50000 м³ за 12 ч.

МЕТОД РАСЧЕТА

Расчеты распространения загрязняющего вещества в гидрографической сети водосбора до основного русла р. Невы проводились по системе уравнений Сен-Венана в одномерной постановке [1, 13, 14, 16, 21, 22], дополненной моделью распространения растворенных примесей, основанной на уравнении турбулентной диффузии [6].

Моделирование распространения загрязняющего вещества в русле Невы выполнялось с использованием алгоритма расчета двухфазного массопереноса, который позволяет оценить скорость и характер распространения как растворенных, так и взвешенных частиц – адсорбентов загрязняющих веществ, поступающих со стоком рек Ижоры и Тосны. В отечественной и зарубежной литературе [5, 10, 15, 17–22] достаточно часто встречается дополнение системы уравнений Сен-Венана балансowymi соотношениями для описания транспорта наносов и русловых деформаций, где изменение отметок дна в весовых единицах измерения приравнивается массе осевшего вещества с учетом гидравлической крупности частиц. При решении настоящей задачи перенос загрязненных вод рек Ижоры и Тосны в русле Невы рассчитывался по модели движения воды и твердого вещества в трехмерной постановке [3, 14], основанной на математическом представлении сил, действующих в системе водный поток – донные отложения – наносы, также дополненной диффузионным уравнением распространения растворенных примесей [6]. Основная особенность данной модели – учет сил, действующ-

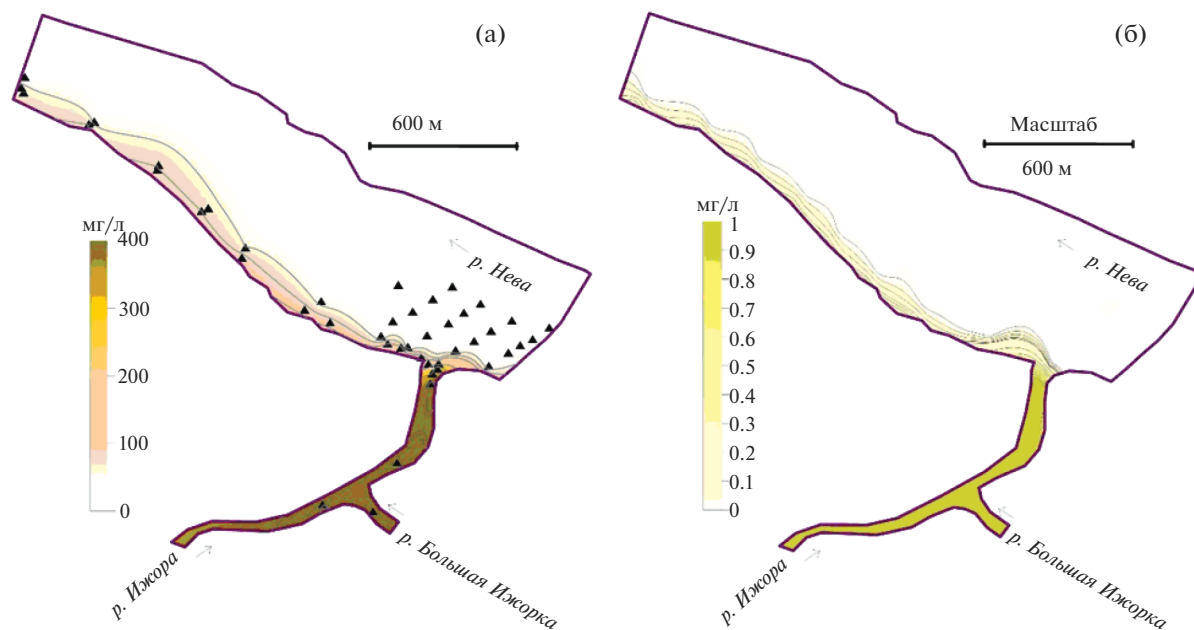


Рис. 3. Результаты натурального эксперимента по оценке общей минерализации в зоне смешения вод рек Ижоры и Невы 14.07.2019 (черные треугольники – точки измерений) (а); результаты моделирования распространения примеси, поступившей в Неву со стоком Ижоры (б) [3, 18].

щих на движущиеся частицы наносов со стороны не пограничного слоя жидкости, а донных отложений с учетом их хорошо изученных в грунтоведении свойств; т. е. реализуется взаимосвязанный расчет с учетом взаимовлияния потока и наносов. Уравнения движения воды и твердого вещества дополнены уравнениями неразрывности и баланса кинетической энергии потока и частиц. Результатами расчета были время распространения сброшенного загрязняющего вещества до любой точки траектории и его концентрация в этой точке.

На основе анализа результатов проведенного в 2019 г. натурального эксперимента (рис. 3а) удалось показать, что воды р. Ижоры после поступления в русло Невы прижимаются основным течением реки к берегу и распространяются вдоль него в направлении течения. Влияние поперечной турбулентной диффузии на перемешивание водных масс крайне незначительно [3, 18]. На рис. 3б представлены результаты расчетов распространения примеси, поступившей в основное русло со стоком Ижоры, при средней многолетней величине расхода воды в Неве $2500 \text{ м}^3/\text{с}$. Сравнение результатов моделирования и натурального экспери-

Таблица 3. Значения коэффициента скорости распада K и коэффициента неконсервативности K_n

Вещество	Скорость распада K , 1/сут, при $T < 10^\circ\text{C}$	Коэффициент неконсервативности K_n , 1/с
Нефтепродукты	0.02	$-2.32\text{E}-07$
СПАВ	0.3	$-3.48\text{E}-6$
Аммонийный азот	0.9	$-1.044\text{E}-05$
БПК	0.2	$-2.32\text{E}-06$
Фенолы	0.2	$-2.32\text{E}-06$
ХПК	0.1	$-1.16\text{E}-06$

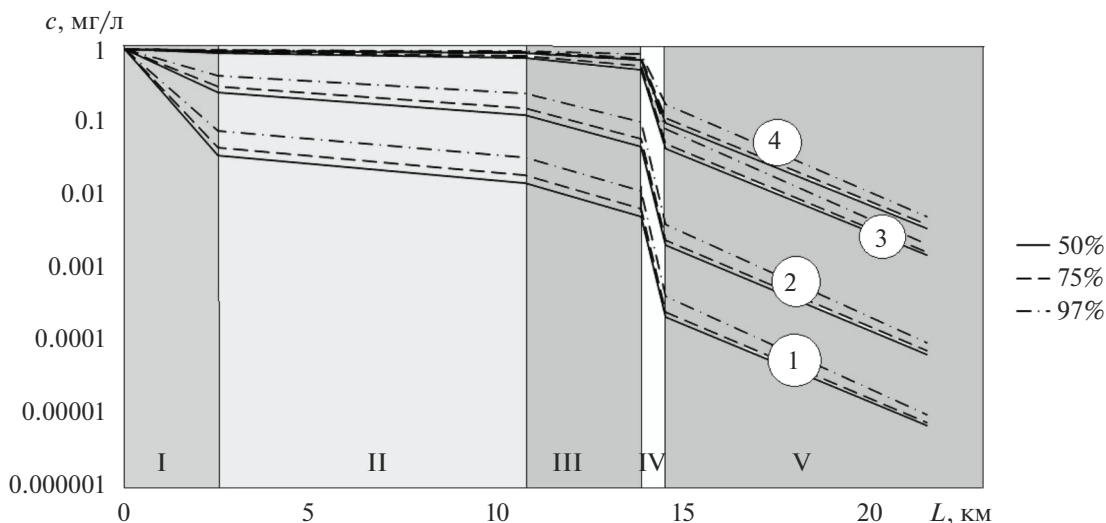


Рис. 4. Результаты расчетов снижения значения начальной единичной концентрации c загрязняющих веществ при аварийном сбросе на участках трассы их возможного распространения по сценариям 1, 2, 3 и 4 до водозабора СВС при водности 50, 75 и 97%-й обеспеченности и движении сточных вод через водосбор р. Ижоры: I – магистральный канал, II – руч. Большой Ижорец, III – р. Большая Ижорка, IV – р. Ижора, V – р. Нева.

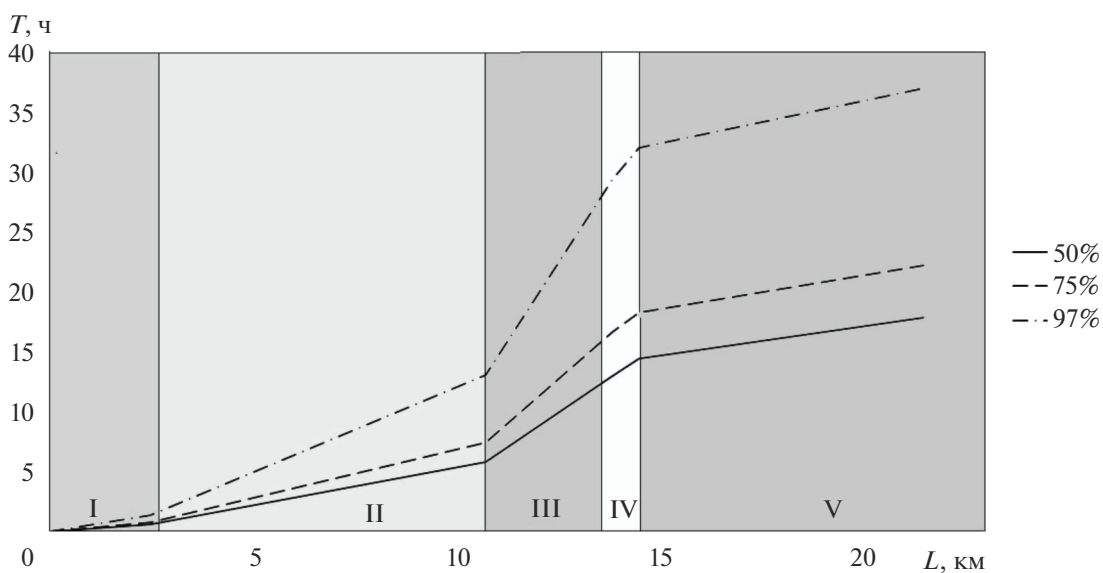


Рис. 5. Результаты расчетов времени T добега сточных вод в результате аварийного их сброса до водозабора СВС через водосбор р. Ижоры при водности 50, 75 и 97%-й обеспеченности: I – магистральный канал, II – руч. Большой Ижорец, III – р. Большая Ижорка, IV – р. Ижора, V – р. Нева.

мента подтверждает адекватность модели изучаемым процессам и показывает, что основной перенос примеси в русле Невы, поступившей с водосбора, приходится на вдольбереговую зону шириной 30–35 м. По стрежню Невы движется вода, поступившая из Ладожского озера и практически не подверженная влиянию загрязненных притоков.

Расчеты выполнялись для единичной концентрации транспортируемого консервативного загрязняющего вещества. Это позволяет без труда пересчитать полученные результаты моделирования на нужную концентрацию сброса. Неконсервативность загрязняющего вещества может быть учтена введением в модель турбулентной диффузии [6] экспоненциальной зависимости для оценки

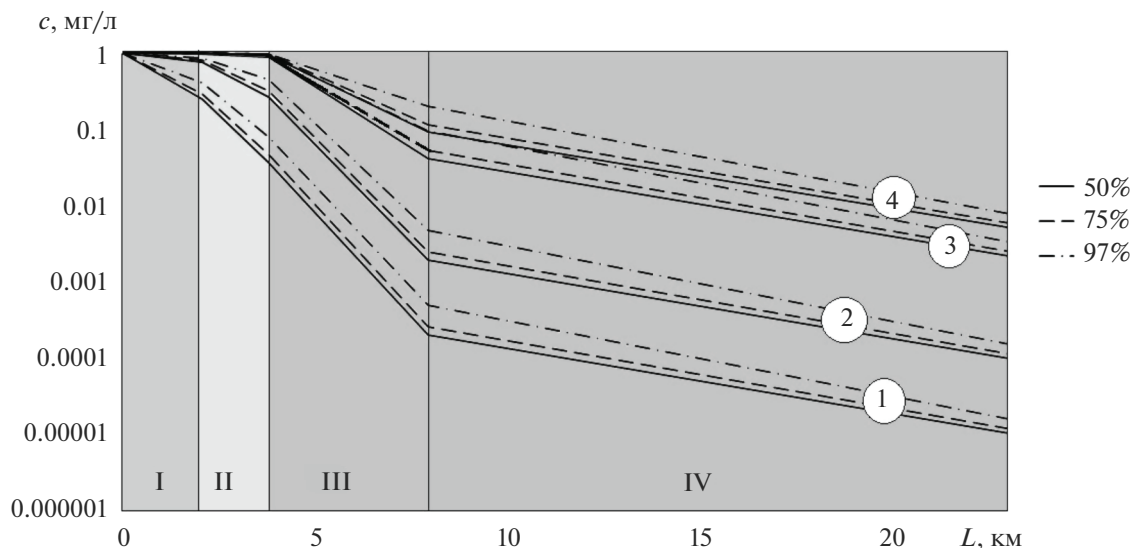


Рис. 6. Результаты расчетов снижения значения начальной единичной концентрации c загрязняющих веществ при аварийном сбросе на участках трассы их возможного распространения по сценариям 1, 2, 3 и 4 до водозабора СВС при водности 50, 75 и 97%-й обеспеченности и движении сточных вод через водосбор р. Тосны: I – ручей без названия, II – руч. Хованов, III – р. Тосна, IV – р. Нева.

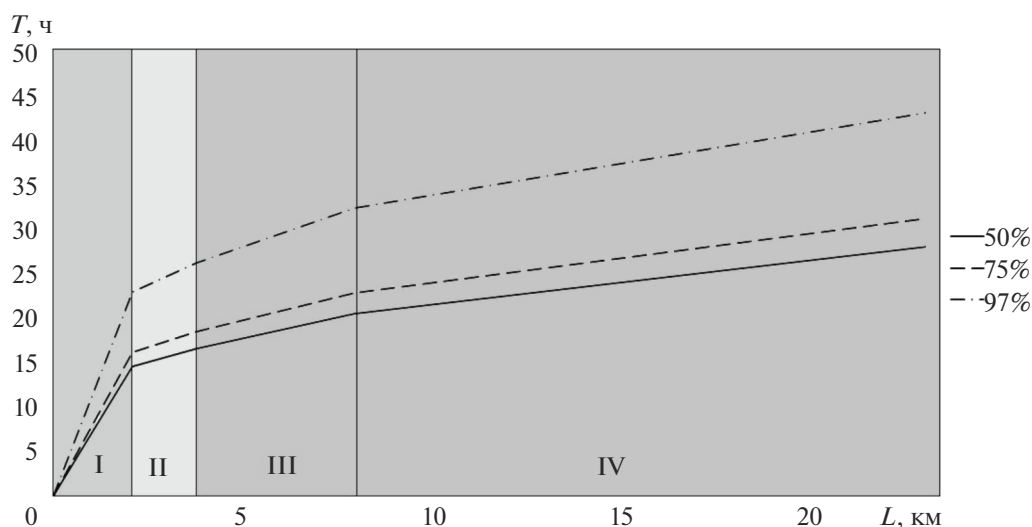


Рис. 7. Результаты расчетов времени T добега сточных вод в результате аварийного их сброса до водозабора СВС через водосбор р. Тосны при водности 50, 75 и 97%-й обеспеченности: I – ручей без названия, II – руч. Хованов, III – р. Тосна, IV – р. Нева.

редукции концентрации вещества вида $\exp(K_n x/v)$ (x , м – продольная ордината; v , м/с – скорость). При этом коэффициент неконсервативности K_n (1/с) связан со скоростью распада (превращения) K (1/сут) следующим соотношением: $K_n = -1.16 \times 10^{-5} K$. Значения коэффициента скорости распада K и коэффициента неконсервативности K_n для некоторых токсикантов представлены в табл. 3.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 4 и 5 приведены рассчитанные концентрации загрязняющего вещества (в долях единичной концентрации) в стоке и время продвижения сброшенных сточных вод в направлении ближайшего городского водозабора Северной водопроводной станции (СВС), рассчитанные для

Таблица 4. Концентрации некоторых загрязняющих веществ (мг/л) в аварийном сбросе с полигона (1), в потоке после прохождения магистрального канала (2), руч. Большой Ижорец (3), р. Большая Ижорка (4), р. Ижоры (5), в створах водозаборов Санкт-Петербурга (6–9) и при впадении Невы в Невскую губу (10) в условиях средней водности (жирный шрифт – превышение ПДК)

Вещество/ сценарий сброса	Нефтепродукты (ПДК = 0.05 мг/л)				Кадмий (ПДК = 0.005 мг/л)				Ртуть (ПДК = 0.00001 мг/л)			
	сценарий 1	сценарий 2	сценарий 3	сценарий 4	сценарий 1	сценарий 2	сценарий 3	сценарий 4	сценарий 1	сценарий 2	сценарий 3	сценарий 4
1	46.5	46.5	46.5	46.5	0.375	0.375	0.375	0.375	0.0068	0.0068	0.0068	0.0068
2	1.64	12.04	41.20	44.10	0.0132	0.0971	0.3323	0.3556	0.0002	0.0018	0.0060	0.0064
3	0.70	5.91	35.55	41.13	0.0056	0.0477	0.2867	0.3317	1.02E-04	0.00086	0.0052	0.0060
4	0.24	2.18	24.29	33.52	0.0019	0.0176	0.1959	0.2704	3.47E-05	0.00032	0.0036	0.0049
5	0.0101	0.0970	2.064	4.598	8.18E-05	7.82E-04	0.0166	0.0371	1.48E-06	1.42E-05	3.02E-04	6.72E-04
6	3.32E-04	0.0032	0.0707	0.167	2.68E-06	2.56E-05	5.70E-04	0.0013	4.86E-08	4.65E-07	1.03E-05	2.44E-05
7	3.18E-04	0.0030	0.0675	0.159	2.56E-06	2.45E-05	5.45E-04	0.0013	4.64E-08	4.44E-07	9.88E-06	2.33E-05
8	2.95E-04	0.0028	0.0629	0.148	2.38E-06	2.28E-05	5.07E-04	0.0012	4.32E-08	4.13E-07	9.19E-06	2.17E-05
9	2.76E-04	0.0026	0.0588	0.139	2.23E-06	2.13E-05	4.74E-04	0.0011	4.04E-08	3.86E-07	8.60E-06	2.03E-05
10	2.59E-04	0.0025	0.0552	0.130	2.09E-06	2.00E-05	4.45E-04	0.0011	3.79E-08	3.63E-07	8.07E-06	1.90E-05

магистрального канала, руч. Большой Ижорец, рек Большая Ижорка, Ижоры и Невы при расходах воды разной обеспеченности в соответствии с приведенными выше сценариями аварийного сброса. На рис. 6 и 7 показаны те же характеристики движения загрязняющих веществ по водной системе, состоящей из ручья без названия в восточной части полигона, руч. Хованов, рек Тосны и Невы.

Результаты расчетов показали, что наиболее неблагоприятная ситуация с разбавлением сброшенных сточных вод наблюдается при реализации четвертого сценария аварийного сброса с полигона, возможного при тектонических разломах в массивах кембрийских глин. При этом, как и по всем другим сценариям, увеличение водности положительно влияет на степень разбавления. По гидрографической сети р. Ижоры в условиях средней водности (обеспеченности 50%) сброс достигнет Невы через 14.3 ч, а ближайшего водозабора – через 17.8 ч. Снижение водности приводит к существенному увеличению времени добега. Так, для обеспеченности стока 75 и 97% время достижения сброса водозабора СВС увеличится соответственно до 22.1 и 36.9 ч. Для р. Тосны при средней водности время достижения сброшенными водами русла Невы составляет 24 ч, а с учетом транспорта в Неве загрязняющие вещества могут оказаться в створе СВС через 28.8 ч. При этом рассчитанные итоговые концентрации примеси в районе водозабора при движении сброшенных вод как через водосбор Ижоры, так и через водосбор Тосны различаются между собой несущественно.

Время достижения загрязняющими веществами последующих городских водозаборов (рис. 1) через гидрографическую сеть Ижоры в условиях средней водности составит соответственно 19.3, 23.3 и 27.3 ч. Загрязняющие вещества достигнут Невской губы Финского залива через 31.6 ч. Для гидрографической сети Тосны указанные интервалы времени достижения последующих контрольных точек будут составлять 30.3, 34.3, 38.3 и 43.6 ч.

Для понимания опасности последствий возможной аварийной ситуации, связанной с поступлением сточных вод полигона в речную сеть, в табл. 4 приведены примеры пересчета единичной концентрации в реальную по загрязняющим веществам – нефтепродуктам, кадмию и ртути. Расчеты выполнялись для четырех рассмотренных выше сценариев аварийного сброса через водосбор р. Ижоры в условиях средней водности. Содержание нефтепродуктов в сточных водах с полигона уменьшается до значений ниже ПДК

для рыбохозяйственного водопользования в устье Ижоры при реализации сценария 1 сброса и к моменту достижения ближайшего водозабора СВС при сценарии 2. Катастрофические сценарии (3 и 4) могут привести к превышению ПДК по нефтепродуктам во вдольбереговой области распространения вод притоков вплоть до Невской губы. Концентрация кадмия снижается до ПДК уже в устье Большой Ижорки при сценарии 1 сброса и не будет превышать ПДК в створе СВС при всех остальных рассмотренных сценариях. Ртуть разбавляется до ПДК при сценарии 1 сброса в Ижоре, при сценарии 2 – в створе СВС и при сценарии 3 – в створе следующего водозабора. В случае реализации сценария 4 сброса концентрация ртути не снизится до значения ПДК на протяжении всей рассматриваемой вдольбереговой зоны.

Приведенный пример – свидетельство того, что количественная оценка показателей процесса снижения концентраций загрязняющих веществ по мере их продвижения к водозаборах Санкт-Петербурга для каждого вещества зависит от сценария аварийной ситуации и значения ПДК. Негативное воздействие по первым двум сценариям, которые вполне реальны в настоящее время, может быть несущественным для муниципальных водозаборов за счет процессов разбавления в гидрографической сети, т. е. концентрации примеси в невоской воде в контрольных точках не превысят ПДК. В то же время гипотетические катастрофические сценарии (3 и 4) в ряде случаев могут привести к возникновению серьезных проблем с качеством воды в муниципальных водозаборах.

Кроме распространения растворенной примеси, для русла Невы выполнялся расчет транспорта поступивших со стоком рек Ижоры и Тосны взвешенных частиц – потенциальных носителей сорбированных на них токсикантов. Результаты расчетов показали, что все взвешенные частицы средней крупности (0.05 мм), поступившие в русло со стоком рек Ижоры и Тосны, оседают в прибрежной зоне на расстоянии ≤ 0.5 км от места впадения притока.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

С использованием методов математического моделирования выполнен расчет распространения загрязняющих веществ в гидрографической сети водосбора, а затем в русле Невы при четырех различных сценариях развития аварийной ситуации на полигоне хранения промышленных отходов классов I–V опасности “Красный Бор”. Если сравнивать продвижение сброшенных загрязняющих веществ от полигона до ближайшего водо-

забора Санкт-Петербурга по маршрутам Полигон–Ижора–Нева и Полигон–Тосна–Нева, то можно отметить, что протяженность траектории через водосбор Ижоры на 3.45 км короче, чем через водосбор Тосны. Соответственно, время добегания сточных вод (при водности 50%-й обеспеченности) составит 17.8 ч через гидрографическую сеть Ижоры, и 28.8 ч через гидрографическую сеть Тосны. До Невской губы Финского залива сброшенные воды дойдут через Ижору через 31.6 ч, через Тосну через 42.6 ч.

Результаты количественной оценки концентраций загрязняющих веществ по мере их продвижения к водозаборах Санкт-Петербурга для каждого вещества существенно зависят от сценария возникновения аварийной ситуации и значения ПДК. Негативное воздействие по первым двум сценариям, реализация которых вполне реальна в настоящее время, может быть несущественным для водозаборов за счет процессов разбавления сточных вод в гидрографической сети водосбора, т. е. концентрации загрязняющих веществ в невиской воде в контрольных точках не превысят ПДК. В то же время ситуации по гипотетическим катастрофическим сценариям в ряде случаев могут привести к серьезным проблемам с качеством воды в муниципальных водозаборах.

Взвешенные частицы средней крупностью 0.05 мм, попадающие в русло Невы со стоком притоков, не представляют непосредственной угрозы для водозаборов, так как до них не доходят и аккумулируются в прибрежной части русла.

Имеется определенный запас времени (15–25 ч в зависимости от водности) для принятия необходимых мер по защите ближайшего водозабора или по перехвату сброшенных стоков в гидрографической сети. Поступление растворенной примеси в конкретный водозабор будет определяться его конструкцией и расположением в акватории. Чтобы избежать попадания загрязняющих веществ в водозаборы, следует размещать их за пределами зоны вдольберегового распространения вод притоков. Более детальная оценка поступления растворенной примеси в имеющиеся водозаборы “Водоканала Санкт-Петербурга” может быть сделана после уточнения их расположения по ширине и глубине русла Невы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Грушевский М.С.* Неуставившееся движение воды в реках и каналах. Л.: Гидрометеиздат, 1982. 288 с.
2. *Илларионов А.В., Лебедева А.А., Шилов Д.В.* Разработка комплексной программы системы наблюдений за состоянием окружающей среды вблизи полигона токсичных отходов “Красный Бор” // Уч. зап. РГГМУ. 2011. Вып. 22. С. 211–220.
3. *Кондратьев С.А., Шмакова М.В., Игнатьева Н.В., Иванова Е.В., Гузиватый В.В.* Экспериментальные и модельные исследования распространения вод реки Ижоры в русле реки Невы // *Фундаментал. приклад. гидрофизика*. 2020. Т. 13. № 3. С. 83–92.
4. *Марова А.В.* Методы обеспечения экологической безопасности полигона Красный Бор на основе рискологического подхода. Автореф. дис. ... канд. географ. наук СПб.: РГГМУ, 2011. 27 с.
5. *Медников Е.П.* К теории взвешенных наносов // *Метеорология и гидрология*. 1985. № 9. С. 82–94.
6. *Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод.* Л.: Гидрометеиздат, 1987. 288 с.
7. *Объект накопленного экологического вреда полигон токсичных отходов “Красный Бор”. Докл. ЭПЦ “БЕЛЛОНА”.* СПб.: АНО содействия охране окружающей среды “Экспертно-правовой центр “ЭкоПраво”, 2020. 87 с.
8. *Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) СПб ГУПП “Полигона “Красный Бор”.* Раздел 6. Оценка воздействия на водные ресурсы. СПб.: Пеуру Рус, 2015. С. 19–27.
9. *Питулько В.М., Кулибаба В.В.* Концепция технического решения ликвидации угрозы прорыва жидких отходов из карт полигона Красный Бор и направления последующей его рекультивации // *Регион. экология*. 2016. № 2 (44). С. 43–51.
10. *Потапов И.И., Снигур К.С.* Моделирование эволюции песчано-гравийного дна канала в одномерном приближении // *Компьютерные исследования и моделирование*. 2015 Т. 7. № 2. С. 315–328.
11. *Румянцев В.А., Кондратьев С.А., Поздняков Ш.Р., Рыбакин В.Н., Крючков А.М., Моисеенков А.И., Шмакова М.В., Ершова А.А.* Экспериментальные исследования и моделирование формирования качества воды в реке Нева // *Изв. РГО*. 2010. Т. 142 (2). С. 24–31.
12. *Сольский С.В., Герасимова Е.В., Дубровская Н.В., Козлова А.В., Климовский С.Г.* Практика рекультивации полигона промышленных токсичных отходов ГУПП “Полигон “Красный бор” // *Изв. ВНИИГ*. 2009. Т. 253. С. 62–72.
13. *Стокер Дж.* Волны на воде. Математическая теория и приложения. М.: Изд-во иностр. лит., 1959. 617 с.
14. *Шмакова М.В.* Теория и практика математического моделирования речных потоков. СПб.: Лема, 2013. 142 с.
15. *Cao Z., Day R., Egashira S.* Coupled and decoupled numerical modeling of flow and morphological evolution in alluvial rivers // *J. Hydraulic Eng. ASCE*. 2002. V. 128 (3). P. 306–321.
16. *Cunge J.A., Liggett J.A.* Unsteady Flow in Open Channels. Water Resources Publications / Eds *Mahmood K., Yevjevich V.* // Chapter 4. Numerical Methods of Unsteady Flow Equations. Colorado, 1975. P. 89–182.

17. *Kerssens P.J.M., van Rijn L.C.* Model for non-steady suspended sediment transport // Project Engineers Delft hydraulics laboratory. Delft, Netherlands, 1977. 8 p.
18. *Kondratyev S.A., Shmakova M.V.* Assessment of the spread of pollution in the riverbed of the Neva river as a result of an emergency at a toxic waste landfill // IOP Conf. Series. Earth and Environmental Science 818. Bristol, 2021. P. 12–022.
19. *Nicolas A.P., Mitchell C.A.* Numerical simulation of overbank processes in topographically complex floodplain environments // Hydrol. Processes. 2003. № 17. P. 727–746.
20. *Sanchez A., Wu W.* A non-equilibrium sediment transport model for coastal inlets and navigation channels / Eds *Roberts T.M., Rosati J. D., Wang P.* // Proc. Sympos. Honor Dr. Nicholas C. Kraus. J. Coastal Res. Special Iss. 2011. № 59. P. 39–48.
21. *Wu Weiming.* Computational River Dynamics // CRC Press. 2007. 509 p.
22. *Zheng C.Z., Zhang G.C.* Flow and Sediment Transport Numerical Modeling of Complex River Networks // Proc. Twenty-first Int. Offshore and Polar Engineering Conf. Maui, Hawaii, USA. 2011.

**ВЛИЯНИЕ АВАРИЙНОГО РАЗЛИВА ДИЗЕЛЬНОГО ТОПЛИВА
В НОРИЛЬСКЕ НА СОДЕРЖАНИЕ И СОСТАВ УГЛЕВОДОРОДОВ
В ДОННЫХ ОСАДКАХ¹**© 2022 г. И. А. Немировская^а, *, Ю. С. Глянцева^б, **^аИнститут океанологии им. П.П. Шишова РАН, Москва, 117997 Россия^бИнститут проблем нефти и газа СО РАН, Якутск, 677980 Россия

*e-mail: nemir44@mail.ru

**e-mail: glyaz1408@mail.ru

Поступила в редакцию 17.01.2022 г.

После доработки 28.03.2022 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

Изучение донных осадков Норило-Пясинской водной системы (29 июля–13 августа 2020 г.) показало, что загрязнение от аварийного разлива на ТЭЦ-3 ПАО “ГМК “Норильский никель” 29 мая 2020 г. распространилось по речному стоку на 31 км и не попало в оз. Пясино и тем более в Карское море. Среднее содержание алифатических углеводородов в осадках уменьшалось в последовательности; мкг/г: устье р. Амбарная (1914, $\sigma = 3428$) > руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная (1000, $\sigma = 1351$) > р. Пясино (27, $\sigma = 17$) > оз. Пясино (15, $\sigma = 6$). Состав алифатических углеводородов в донных осадках не соответствовал углеводородному составу дизельного топлива даже в наиболее загрязненных районах из-за трансформации алканов. Содержание полициклических ароматических углеводородов также резко уменьшалось по мере удаления от источника загрязнения (от 3865 до 56 нг/г). При этом на долю нафталинов (индикаторов нефтяного происхождения углеводородов) приходилось 46–53% от суммы. Нафталины доминировали в осадках не только рек Амбарной и Далдыкан, но и р. Норилки и устья р. Пясины, что может быть обусловлено другими источниками загрязнения почв (эрозия береговых отложений, бочки из-под горюче-смазочных материалов, водный транспорт и др.).

Ключевые слова: аварийный разлив, донные осадки, хлороформенный битумоид, алифатические углеводороды, органический углерод, алканы, полициклические ароматические углеводороды.

DOI: 10.31857/S0321059622060104

ВВЕДЕНИЕ

Природная среда в Арктике наиболее уязвима к нефтяным разливам, так как вследствие экстремальных условий (низкой температуры, ледяного покрова и полярной ночи) снижается самоочищающая способность водоемов. Кроме того, растениям и животным требуется больше времени для восстановления после нанесенного им урона [6, 22, 24, 25, 27–30]. Разливы нефтепродуктов в Арктике происходят довольно часто, как при добыче нефти, так и при ее транспортировке [4, 20,

32]. Однако наиболее негативные последствия вызвали три крупные аварии.

24 марта 1989 г. в море Бофорта врезался в риф танкер “Эксон Валдез”. В море вылилось ~30 тыс. м³ сырой нефти, и загрязненными оказались >1600 км береговых линий на Аляске, погибли тысячи животных [12]. Даже в 1992 г. сырую нефть на побережье можно было обнаружить всего в нескольких сантиметрах под землей [34].

В августе 1994 г. произошла “Усинская катастрофа” – серия прорывов на нефтепроводе Хаярьяга–Усинск, вызванных его изношенностью [21]. К концу 1990-х гг. общая площадь разлитой нефти составила 745.6 га, в почву попало ~200 тыс. т нефти [9]. Последствия нефтяного разлива повлияли не только на район, где произошла авария, но и на реки Усу и Печору, а также побережье стран Скандинавского п-ова [13]. Только через

¹ Результаты работы получены в рамках государственного задания (№122011200369-1) с использованием научного оборудования ЦКП ФИЦ ЯНЦ СО РАН в рамках гранта №13.ЦКП.21.0016, при финансовой поддержке АО “Норильско-Таймырская энергетическая компания” (договор 223-ЕП-2020/08 с СО РАН); проведение анализов – за счет госзадания Минобрнауки России (тема FMWE-2021-0006), подготовка к публикации – при поддержке РНФ (проект 19-17-00234-П).

10 лет (в 2004 г.) с района аварии был снят статус “зоны экологического бедствия”.

29 мая 2020 г. на ТЭЦ-3 в г. Норильске из-за внезапного проседания опор резервуара произошел разлив дизельного топлива (ДТ). В резервуаре на момент аварии находилось ~21 тыс. м³ ДТ. Считается [17], что наружу вылилось ~20 тыс. м³ (17 тыс. т) ДТ. При этом 6000 т ДТ попало в грунт, остальная масса – в систему водотоков: руч. Безымянный (Надеждинский) и в реки Далдыкан и Амбарную – притоки, питающие оз. Пясино (рис. 1).

Само озеро имеет единственный сток, осуществляемый р. Пясиной протяженностью 818 км, впадающей в Карское море. При этом водный сток Норило-Пясинской водной системы (НПВС) составляет ~20% от суммарного стока р. Пясины в Карское море [5]. Согласно спутниковым данным [17], 30 мая пятно ДТ за сутки передвинулось на 26.5 км вниз по течению р. Амбарной и вплотную приблизилось к ее устью, которое разбивается на большое число рукавов перед впадением в оз. Пясино. 31 мая основная видимая часть загрязнения переместилась выше по течению реки. Ветровой нагон не позволил основной части продолжить движение в озеро. 1 июня пятно снова начало спускаться вниз по течению, однако оно уже было остановлено боновыми заграждениями.

Для изучения влияния разлива на экологическую обстановку НПВС Сибирским отделением РАН по приглашению ПАО “Нордникель” была организована комплексная Большая Норильская экспедиция в период с 29 июля по 13 августа 2020 г. (после окончания работ по ликвидации разлива). Цель исследований заключалась в установлении ареала распространения углеводородного загрязнения в донных осадках (ДО) от места аварийного разлива ДТ по направлению водотоков до устья р. Пясины (Карское море). Маршрут экспедиции включал в себя пять ключевых участков (рис. 1): руч. Безымянный (от места аварии до устья) – р. Далдыкан (от впадения руч. Безымянного) – р. Амбарная; устье р. Амбарной (до впадения в оз. Пясино); – оз. Пясино; – р. Пясино (от истока, в районе слияния с реками Дудыптой и Тарей); – дельта р. Пясины при впадении в Карское море.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Поверхностный слой ДО (0–5 см) отбирали с помощью штангового дночерпателя по пути возможного распространения ДТ, а также на незагрязненных участках для определения фоновых концентраций.

Из высушенных при комнатной температуре проб ДО ситованием выделяли фракцию 0.5 мм. Содержание экстрагируемого ОВ в ДО определяли по выходу хлороформных битумоидов (ХБ), извлекаемых экстракцией хлороформом [3, 29]. Комплекс аналитических исследований включал в себя следующее: изучение структурно-группового состава ХБ и их фракций методом ИК-Фурье-спектроскопии на спектрометре “Protege 460” фирмы “Nicolet” (США) в диапазоне волновых чисел 500–4000 см⁻¹, аттестованном в соответствии со стандартами ISO 9000 и 9002 Госстандартом России. Расшифровка спектров проведена по атласам ИК-спектров и таблицам волновых чисел [1, 2]. Групповой состав ХБ определяли по аттестованной методике с помощью жидкостно-адсорбционной колоночной хроматографии после осаждения асфальтенов 40-кратным количеством петролейного эфира. Мальтеновую часть разделяли на алифатические углеводороды (УВ), бензолные и спиртобензолные смолы, выполняли сочетанием элюэнтного (для УВ) и вытеснительного (для смолистой части) методов на стеклянных колонках, заполненных силикагелем [18].

Для анализа насыщенных УВ использовали хромато-масс-спектрометр “Agilent 6890” (США), имеющий интерфейс с высокоэффективным масс-селективным детектором “Agilent 5973N”, кварцевой капиллярной колонкой 30 м × 0.25 мм, импрегнированной фазой HP-5MS; газ-носитель – гелий, скорость потока – 1 мл/мин. Температуру программировали от 100 до 300°C со скоростью 6°C/мин, температура испарителя – 320°C, ионизирующее напряжение источника – 70 eV. Идентификацию соединений осуществляли по временам удерживания путем сравнения полученных масс-фрагментограмм с уже имеющимися спектрами в библиотеке системы [15].

Органический углерод C_{орг} в ДО определяли методом сухого сжигания на анализаторе “АН-7560” (РФ). Для пересчета концентраций УВ в ДО в концентрации C_{орг} использовали коэффициент 0.86 [10].

Содержание и состав ПАУ определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии на хроматографе “LC-20 Prominence” (“Shimadzu”, Япония) с колонкой “Envirosep PP” при температуре термостата колонки 40°C с флуоресцентным детектором “RF-20A” в градиентном режиме (от 50% объемной доли ацетонитрила в воде до 90%). Скорость потока элюента – 1 см³/мин. Расчет проводили с помощью программного обеспечения LC Solution. Калибровали прибор при помощи индивидуальных ПАУ (“Su-

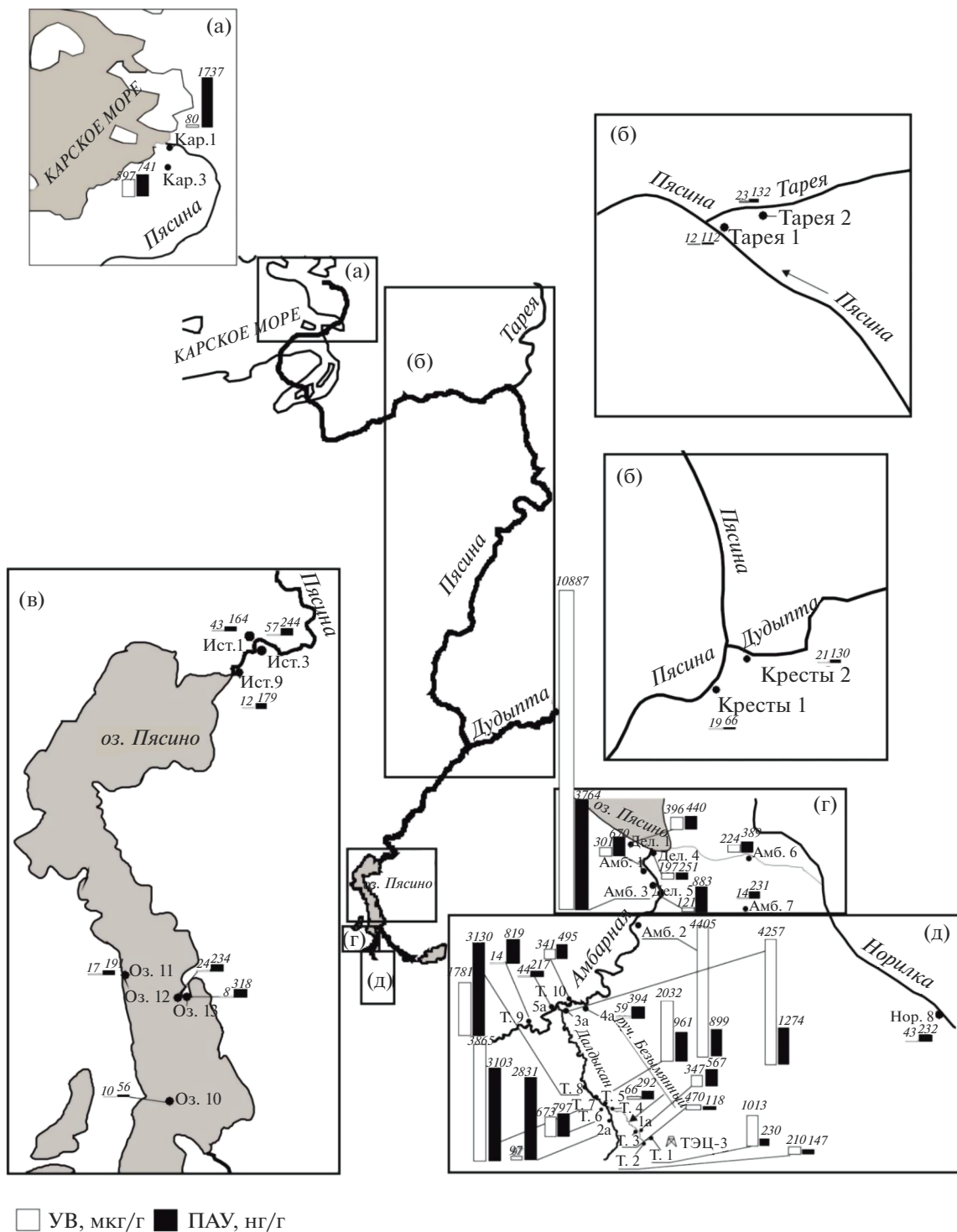


Рис. 1. Картограмма территории отбора проб в НПВС и распределение концентраций алифатических УВ и ПАУ в ДО: а – устье р. Пясины, б – р. Пясины, в – оз. Пясино, г – устье р. Амбарной, д – руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная.

pelco”) и их смесей. В результате были определены индивидуальные полиарены, рекомендованные ЕРА (Environmental Pollution Agency) [31]:

нафталин (Наф), 1-метилнафталин (1-МеНаф), 2-метилнафталин (2-МеНаф), аценафтен (АЦНФ), флуорен (ФЛР), фенантрен (ФЕН), антрацен

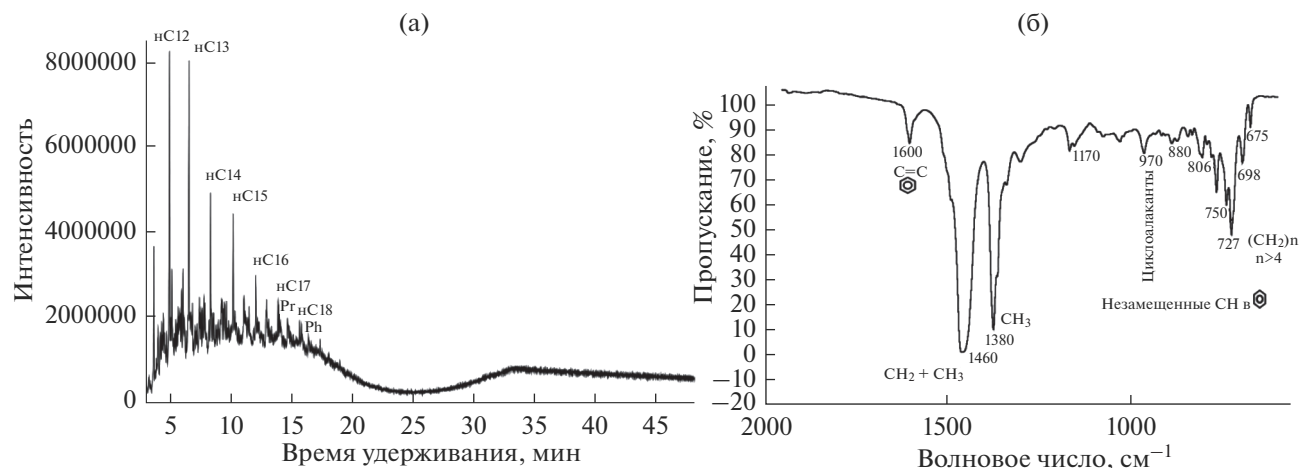


Рис. 2. Результаты анализа ДТ: а – масс-хроматограмма масляной фракции по общему ионному току, б – ИК-спектр ДТ.

(АНТР), флуорантен (ФЛТ), пирен (ПР), бенз(а)антрацен (БаА), хризен (Хр), бенз(е)пирен (БеП), бенз(а)пирен (БаП), дибенз(а, h)антрацен (ДБА), бенз(g, h, i)перилен (БПЛ), индено(1, 2, 3-с, d)пирен (ИНП), бенз(б)флуорантен (БбФ), бенз(к)флуорантен (БкФ).

Для идентификации источников ПАУ использовали корреляционный анализ, а также факторный анализ (метод главных компонент в сочетании с процедурами вращения методами варимакс и варимакс с нормализацией), который обычно используется для выявления оптимальных (наиболее информативных) признаков в многомерном пространстве [32, 36, 39].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Согласно ГОСТу, ДТ представляет собой набор преимущественно насыщенных УВ, на >70% состоящих из алканов, ~50% приходится на n-алканы $C_{10}-C_{26}$.

По данным авторов статьи, в групповом составе ДТ содержание алифатических УВ составляет 99.05, смол – 0.34 и асфальтенов – 0.08% (рис. 2). В углеводородном составе масляной фракции ДТ основная доля приходится на алканы нормального строения (51.91%), представленные гомологическим рядом n- $C_{11}-C_{29}$ (рис. 2а). Среди них 21.09% приходится на n- $C_{11}-C_{16}$; 18.13% – на n- $C_{17}-C_{20}$. Низкомолекулярные гомологи $C_{11}-C_{20}$ в 4 раза преобладали над высокомолекулярными $C_{21}-C_{29}$. Максимум в распределении n-алканов приурочен к C_{12} , C_{13} , доля изопреноидов составляла 8.08%. Конфигурация ИК-спектра ДТ опре-

делялась набором полос поглощения (п.п.) ароматических УВ и алифатических структур (720–730, 970, 1380, 1460 cm^{-1}) и отсутствием п.п. кислородсодержащих групп и связей (рис. 2б).

Анализ ДО показал большой диапазон изменения концентраций всех изучаемых соединений: $C_{орг}$ (0.04–6.81%), ХБ (20–11 556 мкг/г), УВ (метановых, нафтеновых и ароматических) в составе ХБ (8–10887 мкг/г), ПАУ (56–3865 нг/г) (табл. 1).

Концентрирование ДТ возле бонн при малых глубинах реки способствовало его поступлению при седиментации в ДО устья р. Амбарной. Кроме того, устье р. Амбарной находится на высоте 26 м над уровнем моря, что в 8 раз ниже места разлива ДТ. Поэтому до устья р. Амбарная и, особенно, в самом устье реки произошла сорбция осадками ДТ, что привело не только к более высоким концентрациям УВ, но и к величинам стандартного отклонения σ , превышающим среднее их содержание.

Обычно распределение ХБ зависит от содержания органического вещества (ОВ) в ДО, и между концентрациями ХБ и $C_{орг}$ наблюдается корреляция [3], если не происходит дополнительного поступления УВ с нефтяным загрязнением или флюидными потоками [33]. Полученные данные показали, что связь между распределением ХБ и $C_{орг}$ (согласно значениям коэффициента корреляции r) увеличивалась для разных исследованных участков НПВС в последовательности: 0.13 (устье р. Амбарной) < 0.53 (руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная) < 0.77 (р. Пясино) < 0.83 (оз. Пясино). Следовательно, чем больше

Таблица 1. Содержание и групповой состав ХБ поверхностного слоя ДО (n – количество проб)

Район	Станции	n	$C_{орг}, \%$	ХБ, мкг/г	Групповой состав ХБ, %			
					УВ	бензольные смолы	спирто-бензольные смолы	асфальтены
					<u>интервал</u> среднее	<u>интервал</u> среднее	<u>интервал</u> среднее	<u>интервал</u> среднее
руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная	Т.1–Т.10, 1а, 2а, 4а, 5а	14	0.050–5.992	58–9650	24.3–66.7	4.3–40.9	2.1–28.9	0.2–52.1
			1.264	1617	47.4	19.7	15.5	17.1
Дельта р. Амбарной	Амб.1–Амб.4, Амб.6, Амб.7 Дел.1, Дел.4, Дел.5	9	0.254–1.510	27–11556	43.3–94.2	1.9–24.5	8.1–29.5	0.1–12.3
			0.729	2221	62.4	13.1	19.9	4.6
оз. Пясино	Оз.10–Оз.13	4	0.040–0.300	20–43	34.5–59.5	5.4–16.7	32.4–44.0	2.7–20.7
			0.180	33.3	43.9	11.1	37.1	7.9
р. Пясины (от истока до устья р. Таря)	Ист.1, Ист.3, Ист.9, Кресты 1, Кресты 2, Таря 1, Таря 2	7	0.080–0.594	30–411	7.1–40.4	12.8–34.8	33.5–64.9	1.9–35.3
			0.292	187	22.9	22.4	44.7	9.9
Устье р. Пясины (Карское море)	Кар.1	2	2.734	122	65.2	12.8	18.3	3.7
	Кар.3		6.810	7489	7.9	15.1	30.9	46.0

загрязнены ДО, тем в меньшей степени в распределении проявляется зависимость ХБ и $C_{орг}$.

Содержание алифатических УВ (которые считаются нефтяными [8]) в ДО уменьшалось в последовательности: устье р. Амбарной (1914 мкг/г, $\sigma = 3428$) > руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная (1000 мкг/г, $\sigma = 1351$) > р. Пясины (27 мкг/г, $\sigma = 17$) > оз. Пясино (15 мкг/г, $\sigma = 6$). Из-за загрязненности ДО отсутствовала связь между распределением $C_{орг}$ и УВ, так как значения $r(C_{орг}-УВ)$ менялись так: -0.06 в ДО до устья р. Амбарной, -0.36 в ДО р. Пясины и 0.06 в ДО устья р. Амбарной. При этом ДО руч. Безымянного (ст. Т.1 и Т.2), а также нижней поймы р. Далдыкан (до впадения ручья, ст. Т.4) характеризова-

лись повышенным содержанием УВ в составе ХБ: от 45.7 до 60.2%. Напротив, в пробе ДО фоновой ст. Т 9, отобранной в р. Амбарной выше впадения р. Далдыкан (рис. 1д), установлено минимальное содержание ХБ. В его групповом составе преобладали смолы (30.2%) и асфальтены (45.6%). На долю УВ приходилось всего 24.6%. Только в ДО оз. Пясино существовала зависимость между распределением $C_{орг}$ и УВ: $r(C_{орг}-УВ) = 0.90$. Видимо, здесь концентрации УВ формируют в основном природные процессы.

Необходимо отметить большой диапазон концентраций всех соединений в двух пробах ДО устьевой области р. Пясины (рис. 1а). Проба Кар.1 ($C_{орг}$ 2.734%, УВ 8 мкг/г) отобрана с берега

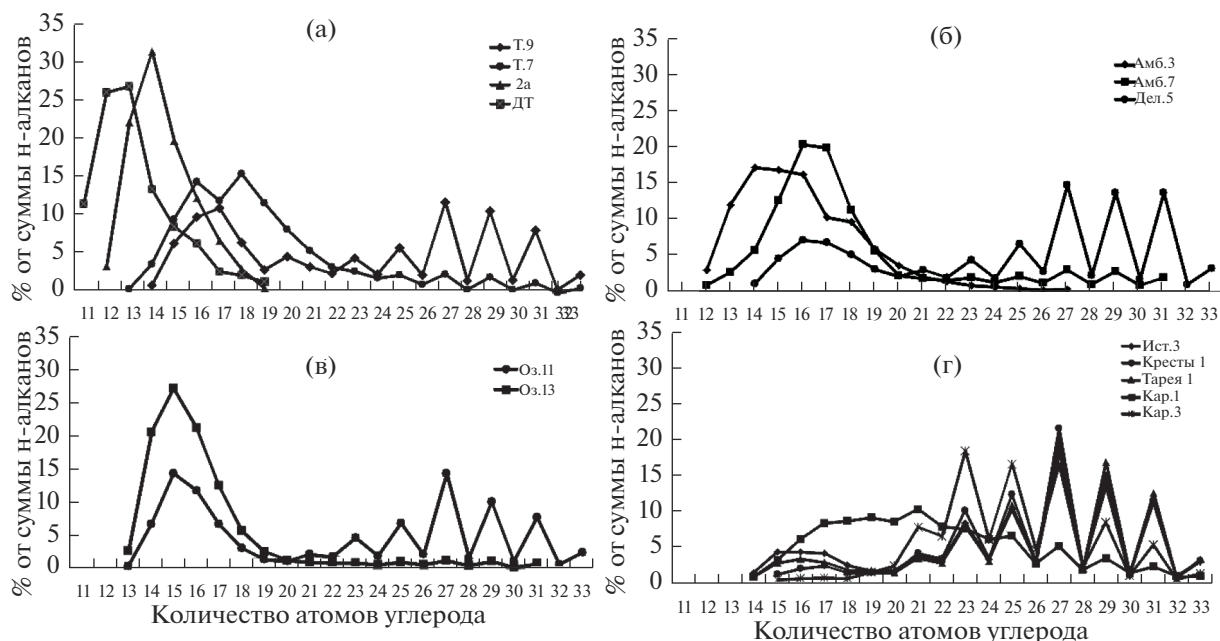


Рис. 3. Характерный состав алканов в ДО на отдельных станциях: Местоположение точек отбора показано на рис. 1.

Карского моря, а проба Кар.3 ($C_{орг}$ 6.810%, УВ 597 мкг/г) в районе устья в пойменной части р. Пясины, которая практически не затопливается при паводке. Если учесть низкие концентрации изучаемых соединений в оз. Пясино и в р. Пясине, то ОВ в ДО устьевой области формирует, конечно, не ДТ, а органические соединения, поступающие из береговых пород. Подтверждает это заключение также малая доля УВ в составе $C_{орг}$, для пробы Кар.1 – 0.25% и для пробы Кар.3 – 0.75%.

Конфигурация хроматограмм алканов (рис. 3) и распределение молекулярных маркеров (табл. 2) подтверждают это заключение, так как состав УВ различался в ДО всех участков и не соответствовал алканам в ДТ. В основном, это происходит за счет испарения легких фракций и растворения [10, 13]. При этом легче всего деградируют н-алканы, затем – изо-алканы, только потом – ароматические соединения [32].

Считается, что в нефтях алканы имеют плавное распределение гомологов и концентрации нечетных и четных соединений в высокомолекулярной области равны, поэтому индекс нечетности (отношение нечетных к четным алканам) $CPI = 1$ [10, 38, 39]. Для автохтонных алканов характерны максимумы в низкомолекулярной, а для аллохтонных – в высокомолекулярной обла-

стях. Видимо, деструкция ДТ, которая проходила в течение двух летних месяцев (с момента аварии до времени отбора проб) при положительной температуре воздуха и ультрафиолетовом воздействии, способствует разложению этих неустойчивых УВ.

В ДО ст. Т.7 с максимальным выходом ХВ (9650 мкг/г) и высоким содержанием УВ (3895 мкг/г) распределение н-алканов имеет трансформированный нефтяной состав (рис. 3а), о чем свидетельствует отношение низкомолекулярных гомологов к высокомолекулярным ($\sum C_{12}-C_{20} / \sum C_{21}-C_{33} = 3.16$), $CPI = 1.02$ (табл. 2). Повышенные концентрации н- $C_{16,18}$ указывают на микробильную трансформацию УВ [22, 37]. Близким распределением алканов характеризуются ДО станций Т.1, Т.2, Т.3, 1а, 4а, Т.8, Амб.2 и 5 (номера и обозначение станций представлены на рис. 1).

В ДО ст. Т.9 при содержании УВ всего 14 мкг/г распределение алканов имело бимодальный характер, так как в низкомолекулярной области доминировал алкан фитопланктона н- C_{17} , а в высокомолекулярной – серия нечетных гомологов $C_{27}-C_{31}$, $CPI = 2.13$. Такой состав характерен для биогенных алканов при сочетании автохтонных и аллохтонных компонентов [10, 29, 35]. Подобный состав УВ установлен в ДО станций Т.5, Т.6, Т.4, Т.10, 5а, Амб.3, 7, оз.13 и др.

Таблица 2. Распределение насыщенных УВ в ДО отдельных станций (станции перечислены в соответствии с расстоянием от места разлива; н.о. – не определяли)

Станция	Состав н-алканов, % от \sum алканов			$\frac{\sum C_{12}-C_{20}}{\sum C_{21}-C_{33}}$	$\frac{\sum \text{изопреноидов}}{\sum \text{алканов}}$	Доминирующие пики	CPI ($C_{12}-C_{33}$)	Pr/Ph	$\frac{Pr + Ph}{C_{17} + C_{18}}$
	алканы	изо- преноиды	изо- алканы						
руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная									
T.1	49.96	22.42	27.59	4.22	0.45	C ₁₆	0.96	1.31	0.83
T.2	42.56	21.62	35.82	3.21	0.51	C ₁₇	0.99	1.26	0.92
T.3	47.63	20.36	32.21	2.86	0.43	C ₁₇	1.06	1.03	0.83
1a	50.10	23.40	26.50	2.50	0.47	C _{17,16}	1.16	1.03	0.94
2a	60.02	10.24	29.74	н.о.	0.17	C _{14,13,15}	0.81	1.39	0.09
T.4	63.35	15.16	21.49	0.45	0.24	Нечетные C _{27-C₃₁}	2.45	1.12	1.15
T.6	46.77	23.42	29.81	1.47	0.50	C _{17,18}	1.38	1.05	1.51
T.5	52.58	21.98	25.44	2.01	0.42	C _{17,16}	1.29	0.83	1.16
T.7	49.00	22.69	28.31	3.16	0.46	C ₁₆	1.02	1.07	0.98
T.8	47.34	23.36	29.30	1.83	0.49	C ₁₈	1.23	0.78	1.17
4a	51.45	19.3	29.25	1.70	0.38	C _{16,15}	1.40	1.60	0.95
5a	57.84	18.70	23.46	0.87	0.32	C ₁₆ , Нечетные C _{25-C₂₉}	1.46	0.76	0.98
T.9	65.12	13.75	21.15	0.74	0.21	C _{16,17} , Нечетные C _{25-C₂₉}	2.13	0.90	0.65
T.10	49.85	20.00	30.15	0.75	0.40	C ₁₇ Нечетные C _{25-C₂₉}	1.44	0.86	1.68
Устье р. Амбарной									
Амб.6	48.53	25.17	26.30	0.98	0.52	C ₁₆ , Нечетные C _{25-C₂₉}	1.97	1.22	1.79
Амб.1	33.97	35.25	30.79	1.94	1.04	C _{16,17}	1.22	1.06	2.76
Амб.2	45.86	27.66	27.49	12.07	0.60	C _{13,14,15}	1.15	1.09	1.26
Амб.7	53.18	13.55	33.27	4.24	0.25	C _{17,16}	1.15	0.96	0.41
Дел.5	66.73	13.91	19.36	0.42	0.21	Нечетные C _{25-C₂₉}	2.71	1.07	1.05
Амб.3	52.59	23.11	24.30	16.71	0.44	C _{14,15}	0.87	1.23	1.26
Дел.4	33.93	34.64	31.43	2.41	1.02	C _{16,17}	1.32	1.18	2.37
Амб.4	44.29	25.40	30.31	1.62	0.57	C _{16,17}	1.42	1.07	1.63
Дел.1	36.20	34.50	29.30	1.03	0.95	C ₁₆ Нечетные C _{25-C₂₉}	1.70	1.04	3.84
оз. Пясино									
Оз.10	53.69	20.10	26.21	4.34	0.37	C ₁₅	1.10	1.96	0.88
Оз.12	54.09	19.04	26.87	6.99	0.35	C _{14,15}	1.01	1.58	0.82
Оз.13	51.22	20.34	28.44	12.13	0.40	C ₁₅	0.96	1.77	0.83
Оз.11	66.68	13.45	19.87	0.80	0.20	C ₁₅ , Нечетные C _{25-C₂₉}	2.22	1.90	0.80

Таблица 2. Окончание

Станция	Состав n-алканов, % от \sum алканов			$\frac{\sum C_{12}-C_{20}}{\sum C_{21}-C_{33}}$	$\frac{\sum \text{изопреноидов}}{\sum \text{алканов}}$	Доминирующие пики	CPI ($C_{12}-C_{33}$)	Pr/Ph	$\frac{Pr + Ph}{C_{17} + C_{18}}$
	алканы	изо- преноиды	изо- алканы						
р. Пясины (от истока до устья р. Тарей)									
Ист.9	69.31	10.68	20.01	0.27	0.15	Нечетные $C_{25}-C_{29}$	3.07	1.06	1.06
Ист.3	81.22	8.85	9.93	0.25	0.11	«	3.51	1.33	0.81
Ист.1	75.90	10.19	13.91	0.30	0.13	«	3.64	1.43	0.82
Кресты 1	71.45	11.82	16.73	0.25	0.17	«	3.18	1.18	1.35
Кресты 2	91.86	3.99	4.15	0.10	0.04	«	4.32	1.05	0.73
Тарей 1	77.66	9.26	13.80	0.22	0.12	«	3.70	1.40	1.01
Тарей 2	82.22	7.51	10.27	0.17	0.09	«	4.20	1.30	1.05
Устье р. Пясины (Карское море)									
Кар.1	53.11	18.89	28.00	0.79	0.36	$C_{20}-C_{21}$, Нечетные	1.24	0.90	1.49
Кар.3	96.58	1.79	1.63	0.07	0.02	$C_{23}-C_{27}$	3.15	1.35	0.78
Дизельное топливо									
ДТ	38.45	8.08	53.47	н.о.	0.21	$C_{12,13}$	0.93	0.75	0.88

В большинстве проб в высокомолекулярной области доминировала серия нечетных алканов $C_{27}-C_{31}$, которые наследуются от высшей наземной растительности [35, 38]. В окрестностях данного участка находятся торфяные залежи [16]. В том или ином количестве торфяные слои наблюдаются в почвах и ДО всего района. Однако в

ДО руч. Безымянного их значительно меньше, чем в ДО р. Далдыкан, и значения $\sum C_{12}-C_{20}/\sum C_{21}-C_{33}$ колебались в интервале 0.74–0.87 (табл. 2). Наиболее значительный вклад n-алканов с $C > 20$ установлен в пробах ДО у побережья Карского моря (табл. 2; рис. 3г), где валовое содержание УВ составляло 239 мкг/г.

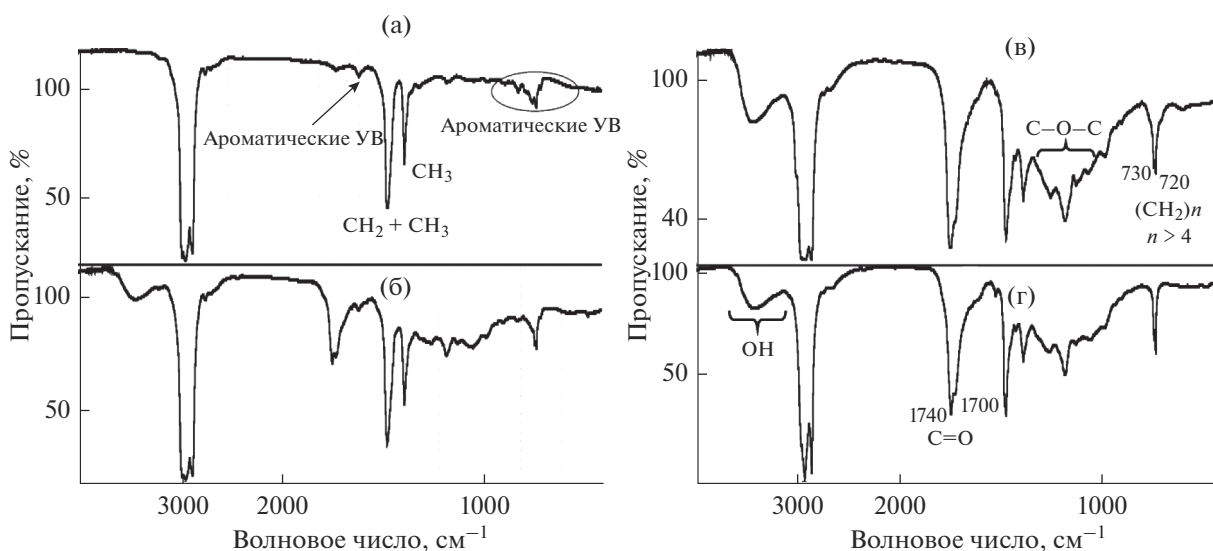


Рис. 4. ИК-спектры ХВ в ДО для проб: а – Амб.3; б – Дел.1; в – Ист.1; в, г – Кар.3. Местоположение проб показано на рис. 1.

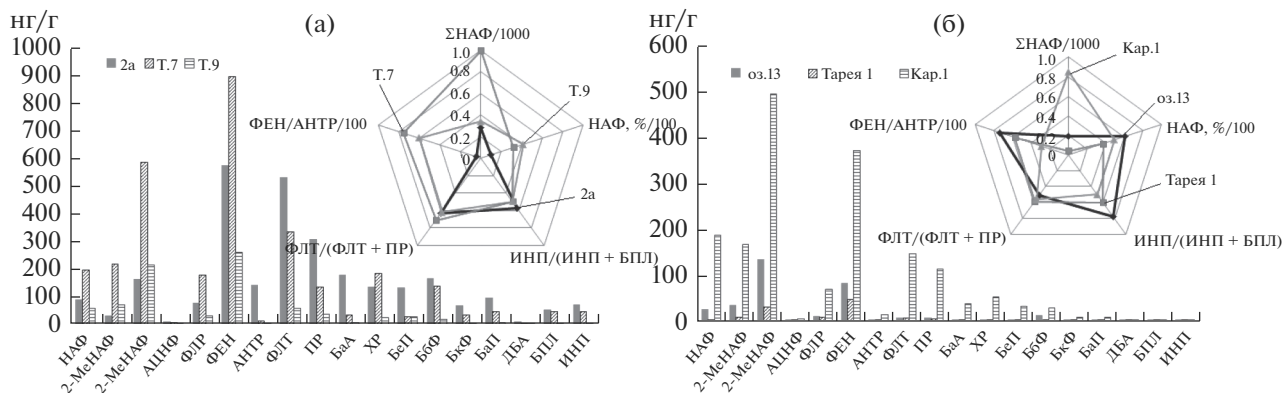


Рис. 5. Характерный состав ПАУ в пробах ДО, отобранных на отдельных станциях; на вставках – распределение основных маркеров в их составе. Местоположение точек отбора проб показано на рис. 1.

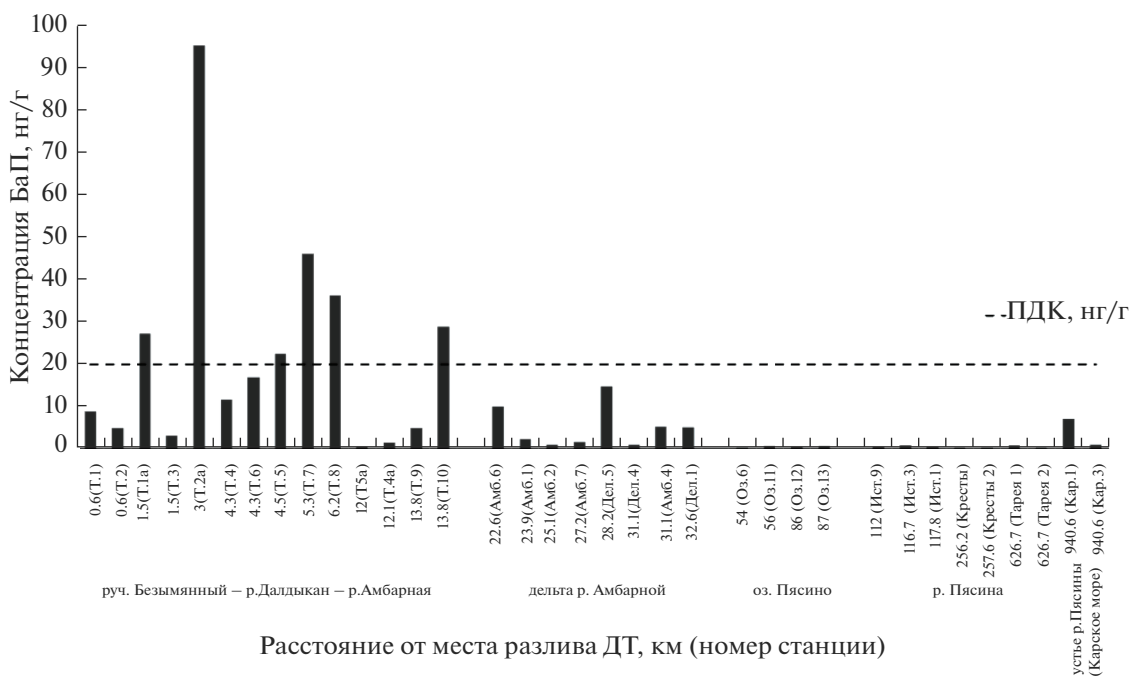


Рис. 6. Распределение бенз(а)пирена в пробах ДО.

ИК-спектры ДО имели разный характер вне зависимости от содержания ХБ. Так, в спектре ДО ст. Амб. 3 присутствуют п.п. 740, 815, 880 см⁻¹, соответствующие поглощению незамещенных атомов углерода в бензольных кольцах, и п.п. в области 1600 см⁻¹ – валентные колебания связей С=С в ароматических циклах (рис. 4а). Это указывает на существование в химической структуре ХБ ароматических УВ, которые содержатся в составе ДТ.

В спектрах большинства проб, отобранных как на первом, так и на втором участках, наряду с набором нефтяных УВ появлялись гидроксильные группы карбоновых кислот (п.п. 3300 см⁻¹) и увеличивалось поглощение карбонильных групп в области 1740 см⁻¹. Последнее может указывать на происходящие в ДО процессы окислительной деструкции ДТ (рис. 4б). Следует учесть также, что на данном участке проводились работы по ликвидации разлива с помощью диспергаторов, под

Таблица 3. Концентрации ПАУ в ДО и распределение маркеров в их составе

Станция	C _{орг} , %	ΣПАУ, нг/г	% ΣНаф от ΣПАУ	ФЛТ/ПР	ΣНаф/ФЕН	(ПР + ФЛТ)/(ФЕН + Chr)	ФЕН/АНТР	АНТР/(АНТР + ФЕН)	БаА/(БаА + Хр)	ФЛТ/(ФЛТ + ПР)
руч. Безымянный – р. Далдыкан – р. Амбарная										
T.1	0.197	229.9	20.40	1.26	0.89	0.47	37.50	0.03	0.36	0.56
T.2	0.180	146.9	21.99	1.73	1.10	0.68	22.62	0.04	0.37	0.63
T.3	0.170	119.1	38.62	1.42	2.19	0.49	42.00	0.02	0.31	0.59
T.4	0.792	291.5	19.55	1.45	1.11	0.96	22.30	0.04	0.52	0.59
T.5	1.920	960.8	41.58	1.35	2.31	0.51	39.34	0.02	0.32	0.58
T.6	2.237	797	42.75	1.20	2.17	0.46	34.84	0.03	0.32	0.55
T.7	5.992	3102.9	32.05	2.47	1.12	0.43	75.48	0.01	0.15	0.71
T.8	3.735	3129.8	66.17	1.54	5.21	0.41	46.80	0.02	0.33	0.61
T.9	1.245	819.4	41.26	1.65	1.31	0.33	60.12	0.02	0.22	0.62
T.10	0.600	494.8	55.17	1.44	2.82	0.33	69.14	0.01	0.22	0.59
1a	0.174	567.1	23.61	0.97	1.55	0.56	20.09	0.05	0.34	0.49
2a	0.307	2831	10.00	1.73	0.49	1.18	4.02	0.20	0.57	0.63
3a	0.787	1274	32.40	1.64	1.58	0.53	26.33	0.04	0.23	0.62
4a	0.820	394	51.93	1.99	2.37	0.41	71.83	0.01	0.05	0.67
5a	0.992	217.4	50.23	1.08	1.66	0.24	82.13	0.01	0.00	0.52
Устье р. Амбарной										
Амб.1	0.307	670.3	70.94	1.37	4.99	0.23	56.00	0.02	0.07	0.58
Амб.2	0.787	899.3	46.63	1.10	2.10	0.27	94.86	0.01	0.19	0.52
Амб.3	0.820	3764.4	41.95	2.73	1.73	0.51	182.12	0.01	0.03	0.73
Амб.4	0.992	777.8	43.89	1.47	1.64	0.28	109.84	0.01	0.03	0.59
Амб.6	0.600	389.2	33.79	1.31	1.57	0.45	43.95	0.02	0.23	0.57
Амб.7	0.254	231.7	41.04	1.36	1.25	0.32	50.87	0.02	0.15	0.58
Дел.1	0.840	440.1	45.74	0.94	2.23	0.33	53.00	0.02	0.15	0.48
Дел.4	0.454	250.9	45.99	1.20	1.71	0.26	67.30	0.01	0.05	0.55
Дел.5	1.510	883.1	45.86	1.31	2.62	0.53	30.88	0.03	0.32	0.57
оз. Пясино										
Оз.10	0.040	56.7	43.92	1.35	1.32	0.25	94.00	0.01	0.00	0.57
Оз.11	0.284	190.9	54.06	0.86	1.87	0.19	50.09	0.02	0.15	0.46
Оз.12	0.300	234	51.24	0.83	1.62	0.19	73.90	0.01	0.00	0.45
Оз.13	0.094	318	60.57	1.05	2.36	0.15	74.09	0.01	0.14	0.51
р. Пясины										
Ист.1	0.174	163.8	49.21	0.98	1.64	0.15	163.67	0.01	0.51	0.49
Ист. 3	0.564	244.2	46.19	0.91	1.38	0.18	90.78	0.01	0.09	0.48
Ист.9	0.194	179.6	53.62	1.46	2.11	0.25	76.17	0.01	0.08	0.59
Кресты 1	0.080	67.3	42.64	1.56	1.20	0.18	60.00	0.02	0.13	0.61
Кресты 2	0.277	130.5	47.43	0.93	1.34	0.12	57.63	0.02	0.13	0.48
Таря 1	0.257	113.4	37.13	1.41	0.92	0.23	57.50	0.02	0.09	0.59
Таря 2	0.495	133.1	45.00	1.25	1.19	0.16	83.83	0.01	0.10	0.56
Устье р. Пясины										
Кар.1	2.734	1737.3	48.98	1.28	2.29	0.61	29.02	0.03	0.41	0.56
Кар.3	6.810	741.1	45.47	1.37	1.43	0.14	60.46	0.02	0.40	0.58

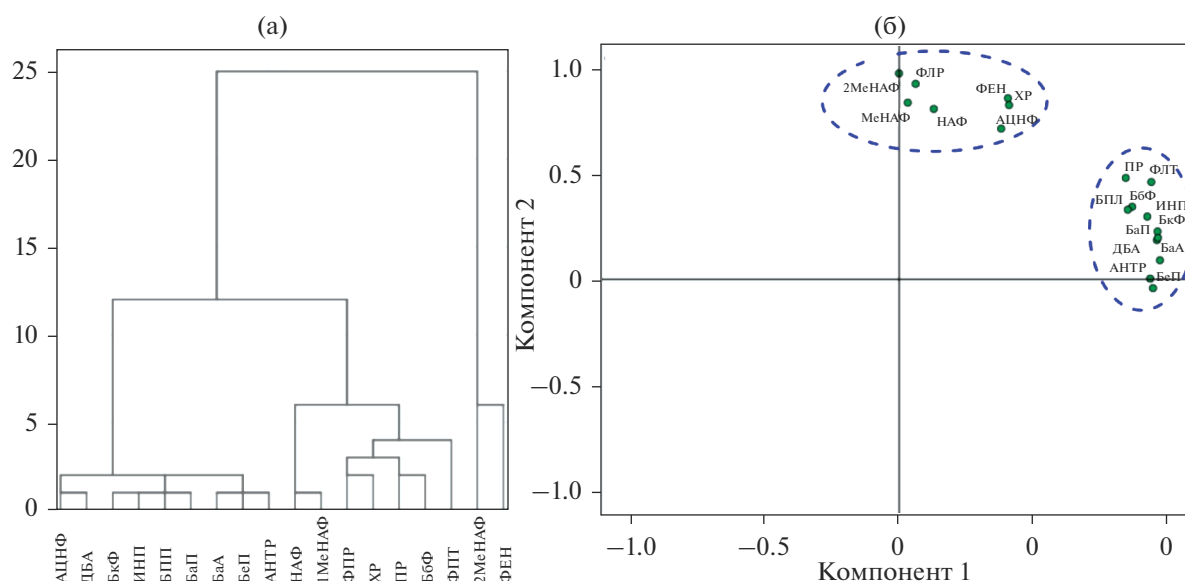


Рис. 7. Группировки индивидуальных ПАУ в ДО по результатам кластерного анализа (а) и диаграмма компонентного анализа во вращаемом пространстве (б).

действием которых происходила деструкция нефтяного загрязнения.

В ДО как истока р. Пясины, так и устья преобладали соединения с длинными метиленовыми цепями (п.п. 720 и 730 см^{-1}), с большим количеством карбонильных групп (п.п. 1720 и 1740 см^{-1}), а также гидроксильных и сложных алифатических эфиров (п.п. 3300, 1170 и 1240 см^{-1}). Это свидетельствует о присутствии насыщенных УВ в составе ХБ этих проб. Однако доминировали насыщенные жирные кислоты нормального строения, а также кетоны и сложные эфиры, присутствующие в ОВ современных ДО (рис. 4в, 4г).

Содержание ПАУ в ДО различалось в 69 раз (рис. 1), в меньшем диапазоне, чем алифатических УВ. Корреляция между УВ и ПАУ наблюдалась только в ДО устья р. Амбарной ($r = 0.95$), где произошло аккумулятивное ДТ. В ДО других участков из-за разной природы этих углеводородных классов значения $r_{\text{УВ-ПАУ}}$ менялись от 0.07 до 0.37. Считается [22], что основной источник алифатических УВ – фитопланктон, а ПАУ преимущественно образуются в процессах сжигания топлива [10, 23].

Наиболее высокие концентрации ПАУ установлены в ДО до устья р. Амбарной (в среднем 1015 нг/г) и в самом устье (923 нг/г) (рис. 1г, 1д; табл. 3). Значительно ниже их содержание в остальных районах (в среднем 147 и 199 нг/г ; рис. 1в, 1г). По концентрациям ПАУ ДО в этих

районах можно отнести к слабо загрязненным, так как сумма 3–6-кольчатых полиаренов в основном ниже 100 нг/г , а порог токсичного воздействия ПАУ в ДО составляет 4000 нг/г [31, 37].

В составе ПАУ большинства проб доминировал фенантрен (рис. 5), что типично для ДО [10, 26, 27, 38, 39]. Повышенная доля 2-МеНаФ (табл. 3) может свидетельствовать о преобладающем нефтяном генезисе полиаренов [19, 23, 27, 31]. Даже в ДО из фоновых районов, таких как р. Норилка или устье р. Пясины, на долю нафталинов приходилось 46–53% от суммы ПАУ. Минимальная их доля (36%) приурочена к участку до устья р. Амбарной, так как в ДТ преобладали алифатические УВ. Нефтяное происхождение подтверждают также маркеры. Отношение ФЕН/АНТР для различных районов менялось в интервале 23–182 (>10), а отношение ФЛТ/(ФЛТ + ПР) – в интервале 0.5–0.7 (≥ 0.5), что характерно для полиаренов нефтяного происхождения [19, 37, 39].

Содержание БаП, наиболее канцерогенного из идентифицированных ПАУ, было высоким в ДО до устья р. Амбарной – в среднем 28 нг/г , что превысило величину ПДК в почвах (20 нг/г). При этом изменчивость концентраций была столь высокой (0–177 нг/г), что значение $\sigma = 42$ нг/г превышало среднюю концентрацию. В ДО других участков содержание БаП ≤ 2 нг/г (рис. 6).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Загрязнение в результате аварии оказалось в основном локализовано в ДО руч. Безымянного, рек Далдыкан и Амбарной и устья р. Амбарной. Через 2 мес. после аварии ДТ распространилось по речному стоку на расстояние ~31 км от места разлива. Компании ПАО ГМК “Норильский никель” за короткий период времени удалось предотвратить распространение загрязнения и не допустить попадание нефтепродуктов в оз. Пясино и тем более в Карское море. Последнее свидетельствует об эффективности мероприятий по ликвидации последствий аварии.

Проведенные анализы подтвердили спутниковые данные о загрязненности только района, примыкающего к р. Амбарной [17]. Этому способствовали погодные условия, благодаря которым нефтяное пятно было “возвращено” в район разлива, а также поставленные боновые ограждения в устье р. Амбарной. Тем не менее концентрации УВ в ДО этих районов превышали фоновые (50 мкг/г для илистых ДО [8, 37]) в среднем в 20 раз на участке руч. Безымянного, рек Далдыкан и Амбарной и в 38 раз в устье р. Амбарной. Если учесть, что для песчаных ДО фоновая концентрация – 10 мкг/г, то превышение фоновых величин будет еще больше.

Однако в наиболее загрязненных районах из-за быстрой трансформации состав алифатических УВ не соответствовал УВ в ДТ. Даже в акваториях с постоянными поступлениями нефтяных загрязняющих веществ и при низкой температуре происходит настолько быстрая деградация алканов, что их состав не соответствует нефтяному [10, 38]. Установлено, что в период гидрологической зимы активность нефтеокисляющих микроорганизмов достигает 57, а летом – 80 нг л/ч [7].

Содержание ПАУ также резко уменьшалось с удалением от источника загрязнения, при этом маркеры в их составе указывали на преимущественно нефтяной генезис, так как в исследованном районе в среднем отношение Наф/ФЕН = 1.84, которое при значениях >1 маркирует нефтяные полиарены [19, 26, 39].

Результаты группировок ПАУ по молекулярному весу в ДО наиболее четко видны на дендрограмме кластерного анализа (метод Варда, Евклидовы расстояния (рис. 7)).

Согласно молекулярным массам, ПАУ в основном распределялись на 2 группы с доминированием наиболее легких (Наф с гомологами, ФЛР, ФЕН), поступающих с нефтяным загрязнением, и высокомолекулярных, образующихся в пирогенных процессах, доля которых оказалась

значительно ниже (рис. 5). Несмотря на более высокие концентрации в районе разлива, в составе ПАУ относительное содержание нафталинов в устье р. Амбарной (ст. Т.7, суммарная концентрация 3102 нг/г) было ниже (32%), чем в устье р. Пясины (ст. Кар. 1 – 1737 нг/г, 45%; Кар. 3 – 741 нг/г, 50%). Последнее может указывать на присутствие нефтяных полиаренов в ДО прибрежных районов Карского моря, не связанное с аварийным разливом ДТ. Причиной повышенных концентраций как алифатических УВ, так и ПАУ могут быть углистые аргиллиты, слагающие побережье Карского моря. Подобный рост концентраций органических соединений, в том числе ПАУ, был отмечен в углистых ДО шельфа Шпицбергена [26, 33].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Согласно полученным данным, загрязнение ДО после аварийного разлива ДТ распространилось на 31 км и в основном сконцентрировано на участках: руч. Безымянный, реки Далдыкан и Амбарная и устье р. Амбарной с содержанием алифатических УВ в среднем 1457 мкг/г. В ДО оз. Пясино и р. Пясины концентрации УВ (в среднем 21 мкг/г) были в 69 раз меньше. Для ПАУ средние величины менялись от 1015 нг/г (загрязненные ДО) до 173 нг/г (“фоновые участки”). Быстрая трансформация как алифатических УВ, так и ПАУ привела к тому, что состав алканов и ПАУ не соответствовал составу ДТ.

Алифатические УВ и ПАУ в ДО оз. Пясино и р. Пясины формируют в основном природные процессы. Тем не менее, доминирование среди нафталинов 2-метилнафталина как в районе аварийного разлива, так и в устье р. Пясины указывает на нефтяной характер полиаренов даже в акваториях, не подверженных влиянию аварийного разлива. Последнее может быть обусловлено их поступлением при эрозии береговых почв, загрязненных нефтепродуктами (в частности – от бочек ГСМ, разбросанных по всей тундре), а также из углистых ДО.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беллами Л. ИК-спектры сложных молекул. М.: ИЛ, 1963. 590 с.
2. Беллами Л. Новые данные по ИК-спектрам сложных молекул. М.: Мир, 1971. 318 с.
3. Глазнецова Ю.С., Немировская И.А. Особенности распределения битумоидов в донных осадках Баренцева моря // Океанология. 2020. № 6. С. 945–953.

4. Диагностический анализ состояния окружающей среды арктической зоны Российской Федерации (расширенное резюме). М.: Науч. мир, 2011. 124 с.
5. Иванов Д.В., Валиев В.С., Шагидуллин Р.Р. Статистический подход к определению региональных фоновых концентраций нефтяных углеводородов в донных отложениях // Тр. КарНЦ РАН. 2020. № 9. С. 30–39.
6. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. М.: Наука, 2009. 532 с.
7. Ильинский В.В., Семенов М.Н. Распространение и активность углеводородоокисляющих бактерий в Карском и Белом морях // Опыт системных океанологических исследований в Арктике. М.: Науч. мир, 2001. С. 364–375.
8. Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2019 г. / Под ред. А.Н. Коршенко. М.: Наука, 2020, 281 с.
9. Мониторинг Усинской катастрофы. [Электронный ресурс]. <https://innoter.com/articles/monitoring-usinskoj-katastrofy/> (дата обращения: 08.01.2022 г.)
10. Немировская И.А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). М.: Науч. мир, 2013. 432 с.
11. Немировская И.А., Храпцова А.В., Халиков И.С. и др. Углеводороды в воде и осадках Норвежского и Баренцева морей // Тр. КарНЦ РАН. 2021. № 4. С. 1–14.
12. Патин С.А. Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. М.: ВНИРО, 2008. 507 с.
13. Патин С.А. Нефть и экология континентального шельфа М.: ВНИРО, 2017. Т. 1. 327 с.
14. Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 208 с.
15. Столяров Б.В., Савинов И.М., Витенберг А.Г. Руководство к практическим работам по газовой хроматографии: Учеб. пособие для вузов. Л.: Химия, 1988. 336 с.
16. Таран О.П., Скрипников А.М., Ионин В.А. и др. Состав и концентрация углеводородов донных отложений в зоне разлива дизельного топлива ТЭЦ-3 АО “НТЭК” (г. Норильск, Арктическая Сибирь) // Сиб. экол. жур. 2021. № 4. С. 423–450.
17. Трошко К.А., Денисов П.В., Лаврова О.Ю. и др. Наблюдение загрязнений реки Амбарной, возникших в результате аварии на ТЭЦ-3 города Норильска 29 мая 2020 г. // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2020. Т. 17. № 3. С. 267–274.
18. Успенский В.А., Радченко О.А., Горская А.И., Шишкова А.П. Методы битуминологических исследований. Л.: Недра, 1975. 123 с.
19. Хаустов А.П., Редина М.М. Геохимические маркеры на основе соотношений концентраций ПАУ в нефти и нефтезагрязненных объектах // Геохимия. 2017. № 1. С. 57–67.
20. Хорошавин В.Ю., Моисеенко Т.И. Вынос нефтяных углеводородов реками с территорий нефтегазодобывающих районов Севера-Западной Сибири // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 5. С. 518–529.
21. Яблоков А. М. Авария под Усинском // Экол. мониторинг. 1995. № 1. С. 8–10.
22. AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). Ch. 4. Sources, Inputs and Concentrations of Petroleum Hydrocarbons, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and other Contaminants Related to Oil and Gas Activities in the Arctic. Oslo, 2007. 87 p.
23. AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme): Chemicals of Emerging Arctic Concern. 2016. Oslo, 2017. 353 p.
24. Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons in Cold Regions / Eds Dennis M. Filler, Ian Snape, David L. Barnes. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2008. 273 p.
25. Camenzuli D., Freidman B.L. On-site and in situ remediation technologies applicable to petroleum hydrocarbon contaminated sites in the Antarctic and Arctic // Polar Res. 2015. V. 34. 24492. <https://doi.org/10.3402/polar.v34.24492>
26. Dahle S., Savinov V., Petrova V. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Norwegian and Russian Arctic marine sediments: concentrations, geographical distribution and sources // Norwegian J. Geol. 2006. V. 86. № 1. P. 41–50.
27. Fernandes M.B., Sicre M.A. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the Arctic: Ob and Yenisei Estuaries and Kara Sea Shelf // Estuarine, Coastal Shelf Sci. 1999. V. 48. P. 725–737.
28. Fingas M., Brown C.E. A review of oil spill remote sensing // Sensors. 2018. V. 18. № 1. P. 91. <https://doi.org/10.3390/s18010091>
29. Lifshits S., Glyaznetsova Y., Erofeevskaya L., Chalaya O., Zueva I. Effect of oil pollution on the ecological condition of soils and bottom sediments of the arctic region (Yakutia) // Environ. Pol. 2021. V. 288. 117680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117680>
30. Margesin R., Schinner F. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2001. V. 56. № 5–6. P. 650–663. <https://doi.org/10.1007/s002530100701>
31. Monitoring of hazardous substances in the White Sea and Pechora Sea: harmonisation with OSPAR’s Coordinated Environ. Monitoring Program. (CEMP) Tromsø: Akvaplan-niva, 2011. 71p.
32. Morales-Caselles C., Yunker M.B., Ross P.S. Identification of Spilled Oil from the MV Marathassa (Vancouver, Canada 2015) Using Alkyl PAH Isomer Ratios // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2017. V. 73. P. 118–130.
33. Nemirovskaya I.A., Khramtsova A.V. Features of the Hydrocarbon Distribution in the Bottom Sediments of the Norwegian and Barents Seas // Fluids (MDPI). 2021.

- V. 6. 456 p.
<https://doi.org/10.3390/fluids6120456>
34. Page C.A., Bonner J.S., Sumner P.L., Autenrieth R.L. Solubility of petroleum hydrocarbons in oil/water systems // *Mar. Chem.* 2000. V. 70. P. 79–87.
 35. Peters K.E., Walters C.C., Moldowan J.M. The biomarker guide: V. 1. Biomarkers and isotopes in the environment and human history // Cambridge university press, Geological Magazine. 2006. V. 143. № 2. P. 249–250.
 36. Savinov V.M., Savinova T.M., Carrol J., Matishev G., Dahle S., Naes K. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments of the White Sea, Russia // *Mar. Poll. Bull.* 2000. V. 40. № 10. P. 807–818.
 37. Tolosa I., Mora S., Sheikholeslami M.R. et al. Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments // *Mar. Poll. Bull.* 2004. V. 48. P. 44–60.
 38. Wang Z., Fingas M.F. Development of oil hydrocarbon fingerprinting and identification techniques // *Mar. Poll. Bull.* 2003. V. 47. № 3. P. 423–452.
 39. Yunker M.B., Macdonald R.W., Ross P.S. et al. Alkane and PAH provenance and potential bioavailability in coastal marine sediments subject to a gradient of anthropogenic sources in British Columbia, Canada // *Org. Geochem.* 2015. № 89–90. P. 80–116.

**ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ
С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ**

УДК 556.13

**ПРИБЛИЖЕННАЯ ФОРМУЛА ДЛЯ РАСЧЕТА ДЕФИЦИТА ВЛАЖНОСТИ
ВОЗДУХА ПРИ ОЦЕНКАХ ИСПАРЕНИЯ В МОДЕЛЯХ ФОРМИРОВАНИЯ
СТОКА НА РЕКАХ РОССИИ¹**© 2022 г. Ю. Г. Мотовилов^а *, В. М. Морейдо^а, Т. Д. Миллионщикова^а^аИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: motol49@yandex.ru

Поступила в редакцию 03.12.2021 г.

После доработки 11.02.2022 г.

Принята к публикации 29.03.2022 г.

На основе статистического анализа суточных рядов наблюдений на 1719 метеостанциях России за период с 1966 по 2014 г. получена приближенная формула для расчета среднесуточного дефицита влажности воздуха по среднесуточной температуре воздуха и суточным суммам осадков. Формула предложена с целью сокращения количества метеорологических показателей, необходимых для использования в региональных моделях формирования стока, при оценках суммарного испарения за счет исключения менее доступной информации об измеренных дефицитах влажности воздуха. Испытания предложенной формулы для задач гидрологических расчетов проиллюстрированы путем сравнения гидрографов стока за многолетние периоды, рассчитанных по двум версиям гидрологической модели с фактическими дефицитами и рассчитанными по предложенной эмпирической формуле, для ряда построенных на базе модельного комплекса ECOMAG региональных моделей формирования стока крупнейших российских речных бассейнов. С помощью статистических критериев показано, что расчеты с использованием приближенной формулы для большинства сравниваемых водосборов дают примерно такую же точность результатов моделирования, что и расчеты с использованием фактических дефицитов влажности воздуха.

Ключевые слова: дефицит влажности воздуха, испарение, модели формирования стока, речной бассейн.

DOI: 10.31857/S0321059622060098

ВВЕДЕНИЕ

В гидрологических расчетах и прогнозах, в задачах управления водными ресурсами водохозяйственных систем, во многих научных и прикладных проектах при оценках влияния климатических и антропогенных изменений на характеристики гидрологического цикла крупных речных бассейнов все большее применение находят пространственно распределенные гидрологические модели [11]. Один из ключевых компонентов гидрологических моделей — блок расчета суммарного испарения — важнейшая составляющая водного баланса речных бассейнов. Суммарное испарение (эвапотранспирация) представляет собой комбинацию двух одновременно протекающих процессов, при которых вода испаряется с поверхности суши (почвы, влажной растительности, открытой воды, снега и др.) и удаляется из почвы путем транспирации через устьица растений.

Суммарное испарение на больших площадях и водосборах обычно ниже максимально возможной (потенциальной) эвапотранспирации, под которой понимают эвапотранспирацию свободной от болезней растительности при оптимальных почвенно-гидрологических условиях. Лимитирующим фактором снижения эвапотранспирации относительно потенциальной может быть недостаток влаги в почве, при котором в результате физиологической адаптации закрываются устьица растений, через которые влага транспирируется в атмосферу.

Эвапотранспирация зависит от погодных условий (солнечной радиации, температуры и влажности воздуха, скорости ветра), а также от характеристик подстилающей поверхности, таких как тип и увлажнение почвы, ее водоудерживающая способность, определяющая доступную растениям воду, тип и возраст растительного полога, структура и шероховатость растительного полога, плотность и глубина корней [1, 3, 4, 8]. В силу значительной пространственной изменчивости

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

этих характеристик эвапотранспирация — наиболее трудно определяемый элемент водного баланса речных бассейнов.

Помимо прямых методов измерения эвапотранспирации почвенными испарителями, физически обоснованные методы оценки эвапотранспирации базируются на использовании уравнений тепло- и массообмена между атмосферой и подстилающей поверхностью. В частности, в методах энергетического баланса эвапотранспирация зависит от радиационного баланса земной поверхности [4]. В массообменных (аэродинамических) методах используется концепция турбулентного переноса водяного пара с испаряющейся поверхности в атмосферу. Эти методы основаны на законе Дальтона [19]. Строгое применение обеих групп методов подразумевает проведение детальных градиентных метеорологических наблюдений с использованием специального оборудования для определения характеристик радиационного баланса, турбулентных потоков тепла и влаги в приземном слое. Эти методики трудоемки и не входят в перечень обязательных наблюдений на большинстве метеорологических станций. Поэтому в гидрологической практике широкое применение получили основанные на этих подходах приближенные методы расчета. В этих методах, как правило, используется двухшаговая схема расчета: сначала оценивается потенциальная эвапотранспирация, а затем она преобразуется в фактическую с применением функции извлечения почвенной влаги.

Из базирующихся на теории тепло- и массообмена упрощенных методов оценки эвапотранспирации широко применяется (особенно в зарубежной практике) метод Пенмана [37], который позднее был модифицирован для учета аэродинамического сопротивления растительности Дж. Монтейтом [34] и называется уравнением Пенмана–Монтейта. Однако даже этот метод требует наличия ряда метеорологических элементов, которые измеряются не на всех метеорологических станциях, а также трудно определяемых параметров, что ограничивает его применение для массовых расчетов.

В этом плане гораздо более широко распространены методы расчета потенциального испарения E_0 , базирующиеся на законе Дальтона:

$$E_0 = c(e_s - e_a), \quad (1)$$

e_s и e_a — упругости водяного пара на уровне испаряющейся поверхности и в метеорологической будке соответственно; c — коэффициент, характеризующий аэродинамическое сопротивление, в общем случае зависящее от шероховатости поверхности, параметров турбулентности приземного слоя воздуха, вертикальных профилей скорости ветра, влажности воздуха, температурной

стратификации атмосферы. В прикладных расчетах c обычно задается функцией скорости ветра v , а в гидрологических моделях зачастую принимается постоянной величиной, определяемой в процессе калибровки параметров. В упрощенных формулах e_s часто заменяется на упругость насыщения в метеорологической будке e_{sT} , и тогда формула (1) принимает вид:

$$E_0 = cd, \quad (2)$$

$d = (e_{sT} - e_a)$ — дефицит влажности воздуха. Формулы подобного типа во многих случаях дают удовлетворительные результаты расчетов [38], используют легко измеряемые стандартные метеорологические переменные и до сих пор привлекательны для оценки потенциального испарения речных бассейнов из-за их простоты и приемлемой точности.

Существуют две основные группы методов, учитывающих влияние недостатка влаги в почве на снижение эвапотранспирации [28, 29]. В первой группе методов, которые обычно применяются в детальных физико-математических моделях формирования стока [9, 14], моделях массо- и энергообмена в системе почва–растение–атмосфера [22, 31], для расчета эвапотранспирации используются уравнения вертикального влагопереноса Ричардса с учетом влияния влажности почвы и корневой системы растений при регулировании потока транспирации растениями в условиях дефицита почвенной влаги и водного стресса механизмом устьичной регуляции. Уравнения влагопереноса в корнеобитаемом слое почвы обычно решаются методами конечных разностей. Большая пространственная и вертикальная изменчивость характеристик почв и растений может приводить к численной неустойчивости при решении уравнения Ричардса и существенному увеличению времени моделирования с использованием итерационных процедур. Кроме того, такие модели требуют большого количества входных данных. В частности, необходимы послойные зависимости капиллярно-сорбционного потенциала влаги и гидравлической проводимости от влажности почвы, проективной площади листьев, глубины и вертикальной структуры корневой системы. При наличии такой информации после калибровки параметров физико-математические модели — наиболее точные и детальные при расчетах и прогнозировании эвапотранспирации в локальном масштабе [12].

В другой группе так называемых интегральных методов различия между ними заключаются в способах оценки потенциальной эвапотранспирации и задания функции извлечения почвенной влаги в состоянии водного стресса, испытываемого растениями. В качестве характеристики такой функции часто рассматривается относительная влажность почвы. Когда фактическое со-

держание влаги в почве W больше некоторой критической влажности, за которую часто принимают наименьшую полевую влагемкость почвы FC , суммарное испарение определяется метеорологическими условиями, и вода испаряется с наибольшей скоростью. С уменьшением влажности почвы скорость эвапотранспирации уменьшается до тех пор, пока фактическое содержание влаги в почве не станет меньше, чем влажность завядания WP , при которой эвапотранспирация стремится к нулю. Вид взаимосвязи относительной эвапотранспирации и относительной влажности почвы зависит от характеристик почвы и стадий роста растительности, которые трудно поддаются определению. В работе [39] дан обзор 12 различных формул, аппроксимирующих связи относительной эвапотранспирации с влажностью почвы. Однако чаще всего в гидрологических моделях ввиду отсутствия дополнительной информации о растительном покрове эта связь задается линейной функцией от относительной влажности почвы в диапазоне между FC и WP [20], и тогда формула для расчета эвапотранспирации E принимает вид:

$$E = cd \frac{(W - WP)}{(FC - WP)}. \quad (3)$$

Интегральные методы просты в использовании, требуют небольшого количества входных данных, обладают сильной адаптивной способностью и в этом плане имеют некоторые преимущества при оценке эвапотранспирации речных бассейнов перед первой группой методов. Пространственные различия эвапотранспирации, обусловленные мозаикой распределения почв и растительности на территории речного бассейна, учитываются с помощью ГИС-технологий.

В прикладных и научных исследованиях находят также применение комбинированные эмпирические методы расчета суммарного испарения, базирующиеся на легко доступных данных стандартных гидрометеорологических наблюдений и на зависимостях между испарением и метеорологическими показателями. Среди них наиболее известны расчетные зависимости, разработанные С.М. Алпатьевым, А.И. Будаговским, М.И. Будыко, А.Р. Константиновым, А.Н. Костяковым, В.С. Мезенцевым, Э.М. Ольдекопом, А.Н. Постниковым, Л. Тюрком, П. Шрайбером, И.А. Шаровым и др. [2, 8, 10]. Из недостатков эмпирических методов можно отметить их региональный характер и, вследствие этого, ограниченный диапазон применимости в других регионах с иными физико-географическими характеристиками речных бассейнов.

В качестве входной метеорологической информации, по которой рассчитываются процессы гидрологического цикла и формирования речно-

го стока в речных бассейнах с помощью пространственно распределенных физико-математических моделей, задаются поля метеорологических переменных. Как правило, минимальный состав метеорологических параметров для многих гидрологических моделей включает в себя поля среднесуточной температуры и дефицита влажности воздуха, а также суточных осадков. Среднесуточная температура воздуха и суточные суммы осадков на метеорологических станциях – наиболее доступная информация на многих информационных ресурсах (например, [23, 25–27]). Что касается доступности данных по дефицитам влажности воздуха, то здесь могут возникнуть приведенные ниже трудности.

1. Информация по среднесуточным дефицитам доступна на Интернет-ресурсах в значительно меньшей степени, чем по температуре и осадкам.

2. Дефицит рассчитывается по измеряемым значениям влажности воздуха и точки росы. Анализ оперативной информации, поступающей с метеорологических станций в виде телеграмм ТМ-1, показывает, что заметная часть измерений хотя бы одного из этих параметров либо оказывается ненадежной и бракуется, либо вообще отсутствует. Кроме того, влажность воздуха измеряется не на всех пунктах метеонаблюдений, где измеряются температура и осадки [36].

3. В методиках расчета среднесуточных дефицитов влажности воздуха у разных авторов допускаются незначительные вариации: в системе Росгидромета среднесуточный дефицит рассчитывается осреднением дефицитов влажности воздуха, определенных по измерениям в сроки метеорологических наблюдений в течение суток; иногда среднесуточный дефицит рассчитывается по среднесуточным значениям влажности воздуха и температуры точки росы. Сравнение значений, определенных этими двумя способами осреднения, показывает систематические различия между ними. Расчеты по откалиброванной для конкретного речного бассейна гидрологической модели с одним типом данных по дефицитам дают плохие результаты с использованием другого типа данных из-за значительных ошибок при расчетах в блоке испарения.

4. В краткосрочных гидрологических прогнозах по моделям формирования стока в качестве входов в модели задаются прогностические поля метеоэлементов на период заблаговременности, рассчитанные по прогностическим метеорологическим моделям [18]. Что касается оправдываемости прогностических полей среднесуточной температуры воздуха и суточных сумм осадков, то на короткие сроки (до 7 дней) она достаточно высокая (в особенности температуры). Приемлемая оправдываемость прогностических полей влажности воздуха сохраняется на период 4–5 дней,



Рис. 1. Расположение метеорологических станций, данные которых использовались в исследовании.

что связано с их зависимостью от прогноза полей осадков в моделях общей циркуляции [16].

Отмеченные выше сложности с доступностью надежной архивной, оперативной и прогностической информации по дефицитам влажности воздуха на метеостанциях затрудняют широкое использование моделей, в особенности для задач оперативного управления и краткосрочного прогнозирования водноресурсных систем. Цель данной статьи – исследование возможностей сокращения количества необходимых для гидрологического моделирования метеорологических показателей за счет исключения наиболее труднодоступной информации о дефицитах влажности воздуха. С этой целью решались следующие задачи:

на основе анализа рядов многолетних метеорологических данных на метеостанциях России предложить структуру и определить параметры эмпирической формулы для расчета среднесуточного дефицита влажности воздуха по значениям температуры и осадков;

осуществить проверку предложенного подхода путем сравнения результатов моделирования гидрографов стока для ряда крупных речных бассейнов России по традиционной версии модели с дефицитами влажности воздуха и по модели с теми

же параметрами, но с аппроксимацией дефицитов по предложенной эмпирической формуле.

МАТЕРИАЛЫ, МЕТОДЫ, ФОРМУЛА

Исходной информацией для построения статистических связей послужил выверенный массив данных ВНИИГМИ-МЦД [5], содержащий среднесуточные данные по температуре, дефицитам влажности воздуха и данные по сумме суточных осадков на 1719 метеорологических станциях России за период с 1966 по 2014 г. (рис. 1).

При выборе структуры эмпирической формулы для расчета среднесуточного дефицита влажности воздуха по среднесуточной температуре и суммам суточных осадков анализировались статистические связи между этими метеорологическими показателями для всех метеорологических станций. На наличие тесных связей между этими характеристиками при более крупном временном разрешении (сезон) указывалось в некоторых работах [13, 15]. На первом этапе из многолетнего архива метеоданных для каждой метеостанции были выделены дни без осадков и построены связи среднесуточных дефицитов с температурой воздуха. Они получились достаточно тесными и, по-

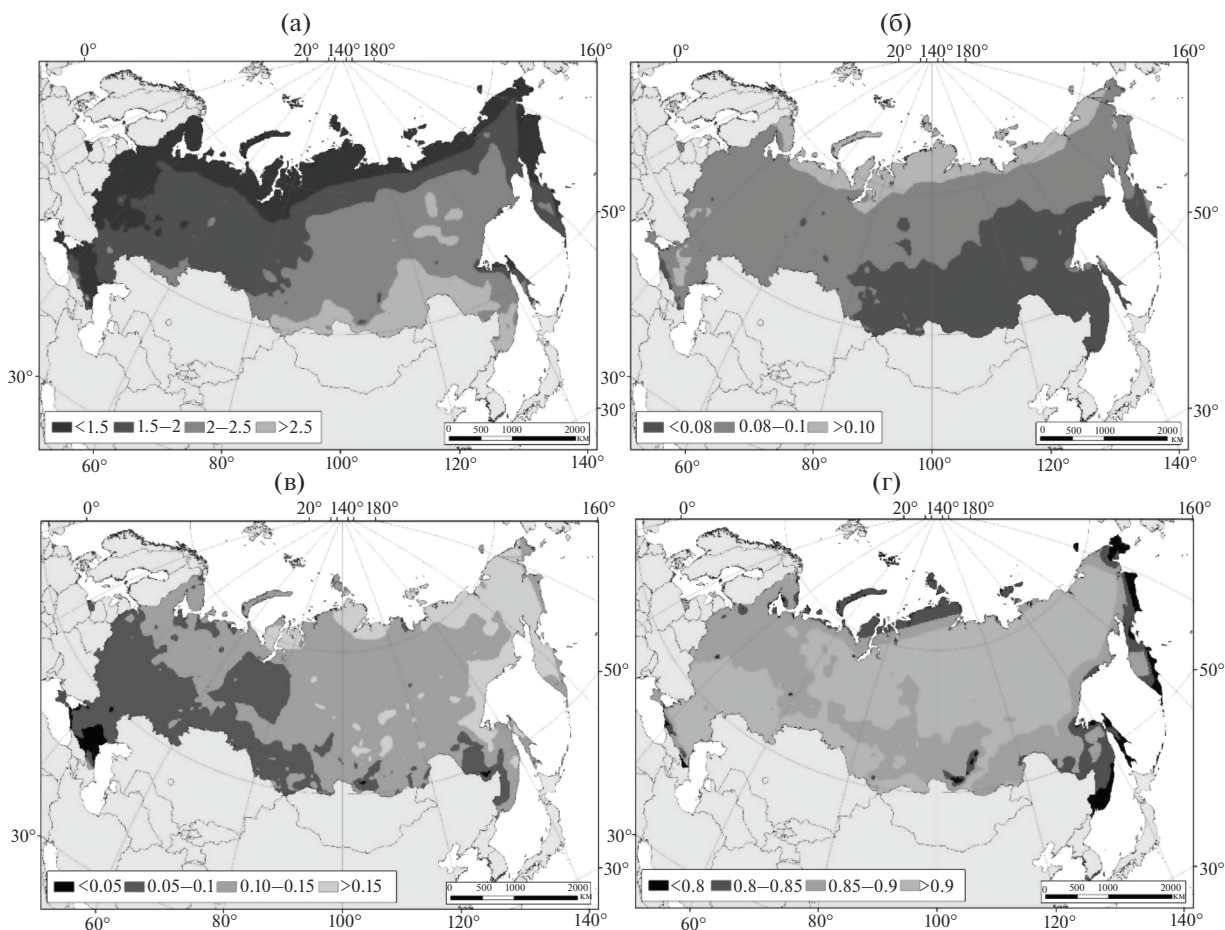


Рис. 2. Карты значений коэффициентов *a* (а), *b* (б) и *c* (в), рассчитанных по формуле (4), и коэффициентов корреляции (г).

видимому, отражают некоторые осредненные для района расположения метеостанции условия по увлажненности воздуха и скорости ветра при данной температуре в отсутствие осадков. Связи дефицитов с температурой хорошо аппроксимируются экспоненциальной зависимостью. Для подавляющего числа метеостанций (87%) коэффициенты нелинейной корреляции >0.80 .

Очевидно, что в дни с осадками дефициты влажности воздуха снижаются. Чтобы учесть этот фактор, в экспоненциальную формулу включен дополнительный член, понижающий дефициты влажности воздуха в зависимости от количества осадков. Таким образом, для расчета суточных значений дефицита влажности воздуха использовалась следующая эмпирическая формула:

$$d = ae^{(bt - cp)}, \tag{4}$$

где *d* – среднесуточный дефицит влажности воздуха, гПа; *t* – среднесуточная температура воздуха, °С; *p* – суточная сумма осадков, мм; *a*, *b*, *c* – эмпирические коэффициенты.

Для каждой из 1719 метеостанций проведен подбор эмпирических коэффициентов *a*, *b*, *c* по программе, составленной на языке программирования R, путем аппроксимации регрессионных зависимостей методом нелинейных наименьших квадратов [17]. Код программы доступен в публичном репозитории [24]. Подобранные оптимальные значения коэффициентов *a*, *b*, *c* и коэффициенты корреляции между фактическими и рассчитанными по формуле (4) среднесуточными дефицитами влажности воздуха за весь период наблюдений по всем метеостанциям нанесены на карту расположения метеостанций (рис. 2).

Анализ карт на рис. 2 показывает, что изменения значений коэффициента *a* по территории России имеют зональный характер: наименьшие значения ($a < 1.5$) отмечаются на влажном Арктическом побережье, на западной и восточной окраинах России. На территории Европейской части России и Западной Сибири $1.5 < a < 2.0$. На большей части Центральной и Восточной Сибири с суровым континентальным климатом $2.0 < a < 2.5$. И, наконец, в районах высокогорий Си-

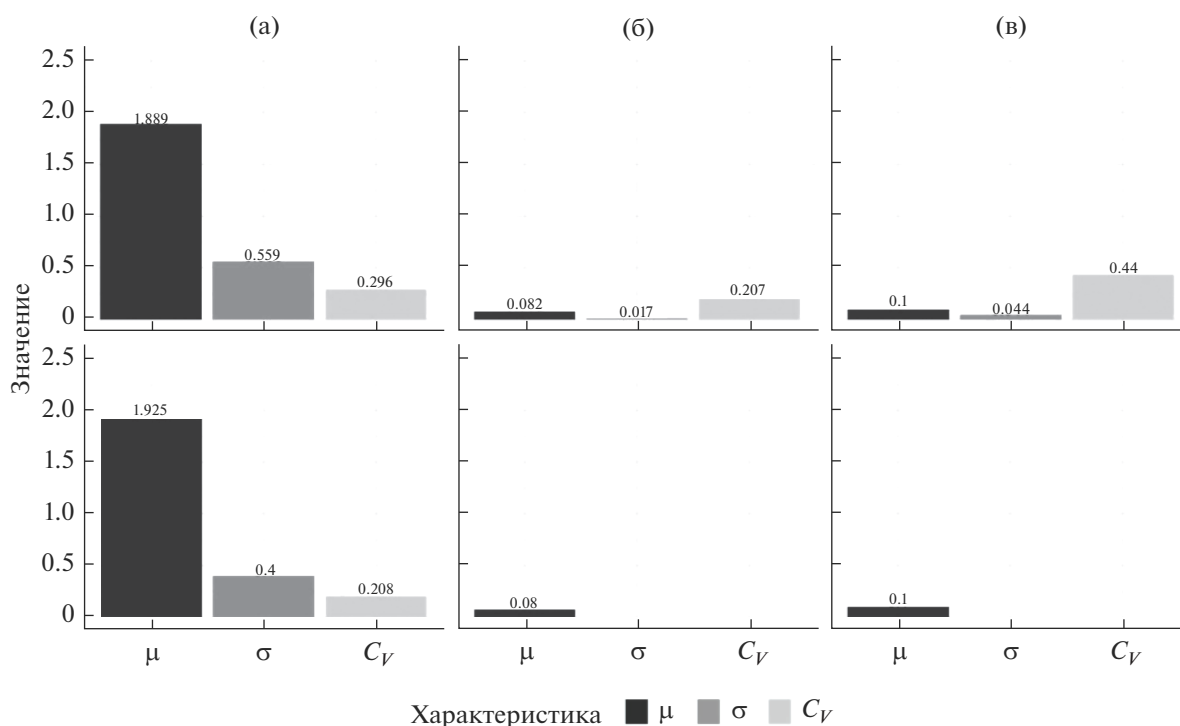


Рис. 3. Математическое ожидание μ , стандартное отклонение σ и коэффициент вариации C_v для коэффициентов a , b и c в формуле (4) (верхняя строка графиков) и для коэффициента a в формуле (5) с табулированными значениями коэффициентов b и c (нижняя строка графиков) а–в – коэффициенты а–с соответственно.

бири, а также на южной ее окраине, испытывающей дополнительное засушливое влияние со стороны территории Монголии и Китая, отмечаются максимальные значения коэффициента a – до 4.2.

Пространственное распределение значений коэффициента b более равномерное. На большей части территории России его значения находятся в диапазоне от 0.08 до 0.1. Максимальные значения ($b > 0.1$) отмечаются на Арктическом побережье. В юго-восточных регионах Азиатской части России – минимальные значения ($0.06 > b > 0.08$).

Еще более равномерно по территории распределение коэффициента c . На большей части территории России $1.0 < c < 1.5$. В центральных и южных регионах Европейской части России, в Западной Сибири, а также на южной окраине Дальнего Востока $0.05 < c < 0.15$. На восточной окраине России $c > 0.15$.

Значения коэффициентов корреляции между фактическими и рассчитанными по формуле (4) среднесуточными дефицитами влажности воздуха за весь период наблюдений на большей части метеостанций > 0.85 , причем на большей части сибирского региона и в южных регионах Европейской части России они > 0.9 . Значения коэффициента корреляции рядов фактических и модельных дефицитов влажности < 0.75 отмечались для 133 метеостанций, что составляет всего 7.7% от общего количества. Более детальный и тща-

тельный анализ показал, что на некоторых из этих метеостанций в значениях фактических дефицитов часто встречались грубые ошибки, поэтому эти метеостанции в дальнейшем были забракованы и не вошли в исследуемую выборку при построении данных карт. Средние значения коэффициента корреляции и среднеквадратической ошибки расчета дефицитов на всех станциях составили соответственно $R = 0.88$, $RMSE = 1.51$ гПа.

Анализ результатов расчетов по формуле (4) показал, что она наиболее чувствительна к изменению коэффициента a . Чувствительность результатов к изменению коэффициентов b и c существенно ниже. Значения этих коэффициентов меняются в очень узких диапазонах (рис. 3). Поэтому предложен еще один вариант малопараметрической формулы для приближенного расчета дефицита влажности с одним оптимальным эффективным коэффициентом a , а коэффициенты b и c жестко табулировались и задавались их средними по территории России значениями: $b = 0.08$ и $c = 0.1$. Таким образом, расчет среднесуточных дефицитов влажности воздуха проводился по приближенной формуле:

$$d = ae^{(0.08t - 0.1p)}. \quad (5)$$

Карта распределения оптимальных значений коэффициента a в формуле (5) по территории

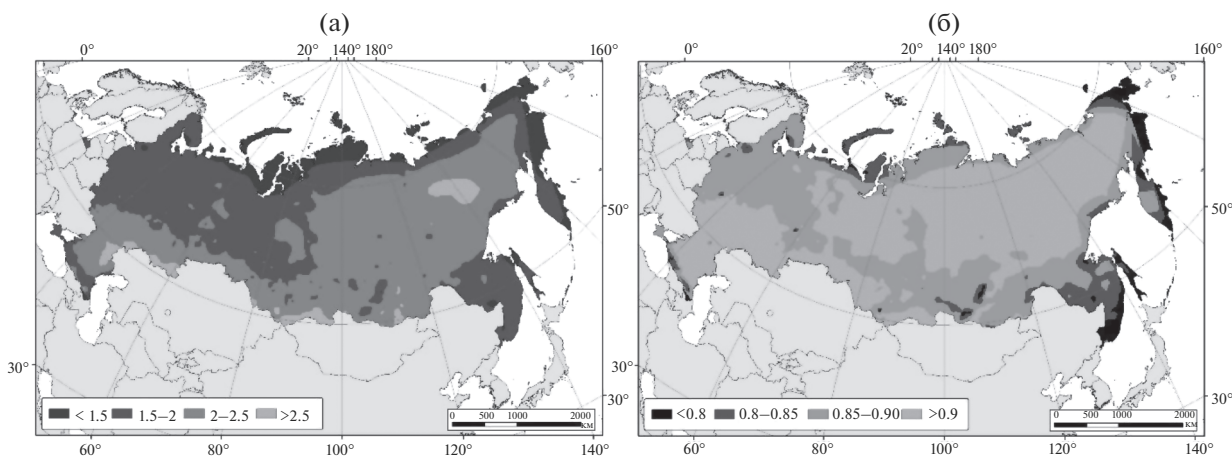


Рис. 4. Распределение значений коэффициента a в формуле (5) (а) и коэффициентов корреляции (б) по территории России.

России показана на рис. 4а, а значений коэффициентов корреляции — на рис. 4б. Сравнение этих карт с соответствующими картами, представленными на рис. 2, показывает, что они не сильно различаются между собой, т. е. расчет по формуле (5) с табулированными значениями коэффициентов b и c не вносит больших погрешностей относительно результатов расчетов с оптимальными значениями этих коэффициентов по формуле (4). Об этом свидетельствуют значения коэффициента корреляции и среднеквадратической ошибки расчета дефицитов по формуле (5), которые составили соответственно $R = 0.87$, $RMSE = 1.57$ гПа. Таким образом, расчеты по формуле (5) дают примерно такие же статистические оценки точности расчетов, как и по формуле (4). Кроме того, обращает на себя внимание тот факт, что значение стандартного отклонения коэффициента a в формуле (5) оказалось ниже, чем по формуле (4) (рис. 3), что, по-видимому, связано с сокращением неопределенностей, связанных с учетом изменчивости коэффициентов b и c по территории России.

Из левой картосхемы на рис. 4 следует, что на большей части России значения коэффициента a — от 1.5 до 2.5, причем более высокие его значения охватывают гористую часть территории Сибири, южные регионы Европейской части России и Уральских гор. Примерно с этими же областями связаны и более высокие значения коэффициентов корреляции между фактическими и рассчитанными по формуле (5) значениями среднесуточных дефицитов влажности воздуха. На рис. 5 приведены примеры приближенных зависимостей дефицитов для двух метеостанций, а на рис. 6 — хронологический ход фактических и рассчитанных по формуле (5) дефицитов влажности воздуха для этих метеостанций для произвольного периода в июне—июле 1980 г. Из рис. 6 следует,

что расчеты по формуле (5) с хорошей точностью воспроизводят связанные с циклогенезом внутримесячные колебания среднесуточных дефицитов влажности воздуха.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИСПЫТАНИЙ И ДИСКУССИЯ

Испытания предложенной формулы для расчета дефицита влажности воздуха и испарения при моделировании процессов гидрологического цикла проводились на примерах, построенных на базе модельного комплекса ECOMAG [11, 36], региональных моделей формирования стока для ряда крупных речных бассейнов, расположенных в разных физико-географических зонах с разными условиями формирования стока, типами питания и гидрологического режима водных объектов: Волги [6], Оки [30], Северной Двины [32], Белой [35], Лены [21], Селенги [33] и Амура [7] (рис. 7). Для этого результаты расчетов гидрографов стока по откалиброванным региональным гидрологическим моделям этих речных бассейнов в традиционной конфигурации по полному составу метеорологической информации: суточные суммы осадков, среднесуточные значения температуры и дефицита влажности воздуха, — сравнивались с результатами расчета гидрографов с использованием предложенной эмпирической формулы (5) для расчета среднесуточных дефицитов влажности воздуха по среднесуточной температуре воздуха и сумме суточных осадков. Поскольку более чем на 90% территории России $1.5 < a < 2.5$ в формуле (5) (рис. 3), то пробные расчеты проводились для двух значений: $a = 1.5$ и $a = 2.0$. Сопоставление результатов расчетов по двум предложенным версиям модели выполнено с использованием традиционных статистических критериев Нэша–Сатклифа NSE (соответствие

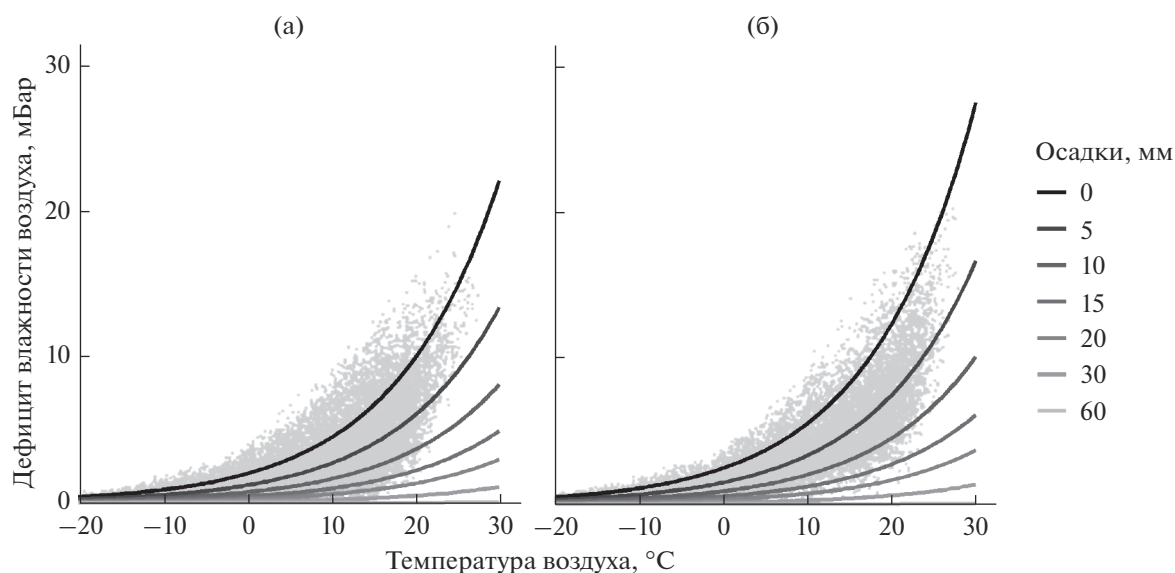


Рис. 5. Зависимости среднесуточного дефицита влажности воздуха от среднесуточной температуры воздуха при различных суточных суммах осадков для метеостанций Вологда (а) и Новосибирск (б).

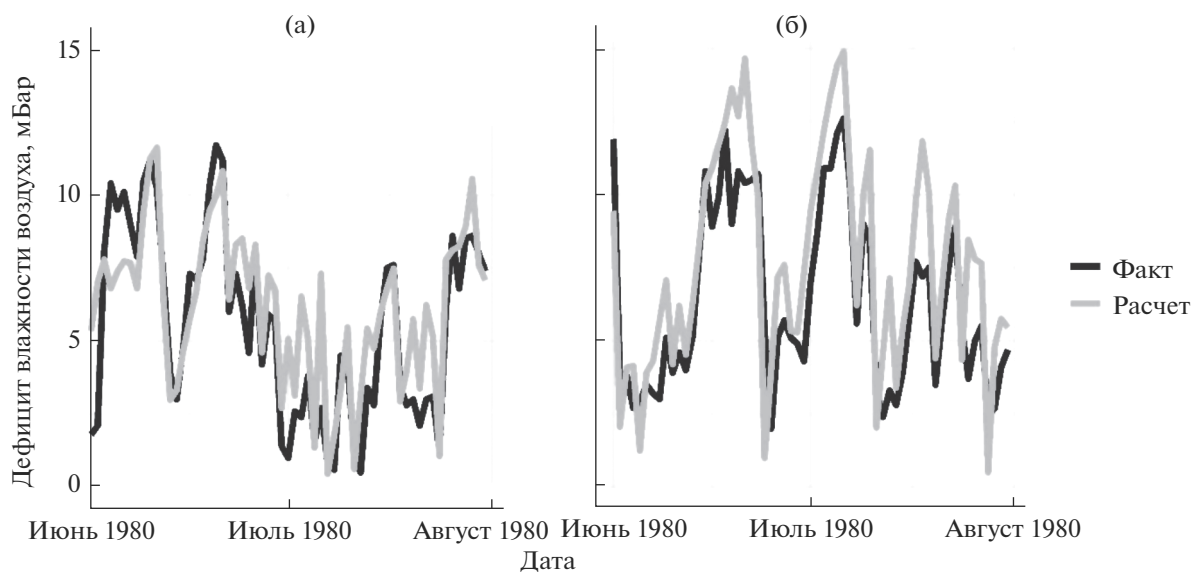


Рис. 6. Хронологический ход фактических и рассчитанных по формуле (5) среднесуточных дефицитов влажности воздуха в июне–июле 1980 г. на метеостанциях Вологда (а) и Новосибирск (б).

гидрографов) и *BIAS* (соответствие объемов стока за многолетний период, %) (табл. 1).

В табл. 1 выделены наиболее близкие варианты расчета гидрографов по модели формирования стока с использованием предложенной зависимости (5) к варианту расчета по модели с фактическими дефицитами влажности воздуха (в смысле близости результатов по критериям *NSE* и *BIAS*). Как и следовало ожидать, в соответствии с картой распределения коэффициента a по территории России наиболее близкие результаты

расчетов получаются при значении $a = 1.5$ для водосборов Северной Двины, Чебоксарского водохранилища, Селенги и Амура. Для бассейна Лены лучшие результаты получаются при расчетах с $a = 2.0$. Для водосбора Нижнекамского водохранилища, включающего в себя области Южного Урала, значения коэффициента $a = 1.5$ и $a = 2.0$ дают примерно одинаковые результаты моделирования гидрографов стока. Примеры расчета гидрографов стока по модели ECOMAG для отдельных

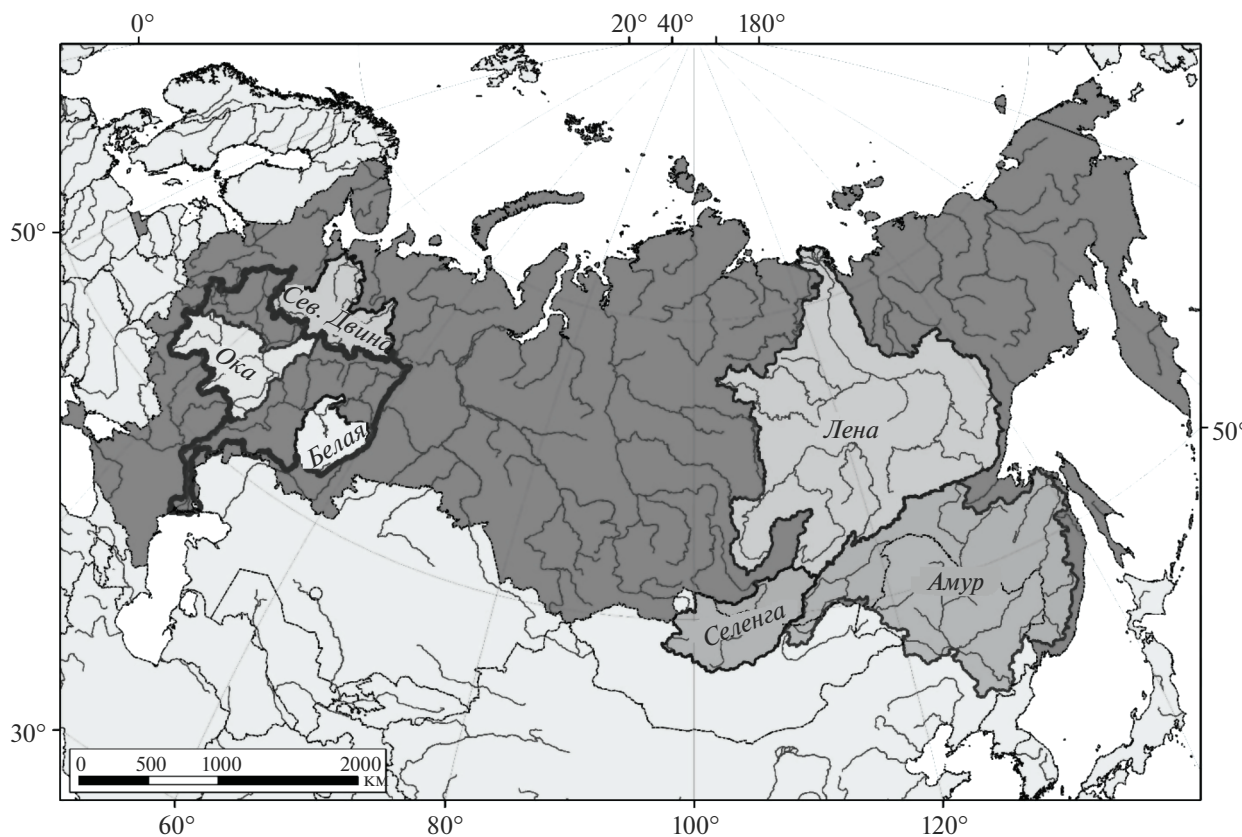


Рис. 7. Речные бассейны, на которых проведены испытания формулы (5) по региональным моделям формирования стока.

гидрологических створов во всех указанных в табл. 1 речных бассейнах приведены на рис. 8.

Кроме того, из табл. 1 видно, что расчеты по модели с использованием приближенной формулы (5) примерно в половине случаев неожиданно дают такую же или даже несколько большую точность (по критерию Нэша–Сатклифа), чем расчеты с использованием фактических дефицитов влажности воздуха. Одной из причин этого может быть увеличение вероятности внесения достаточно грубых ошибок с увеличением количества используемых в расчетах измеряемых метеорологических параметров на некоторых метеостанциях. Такие ошибки могут вносить погрешности в ежедневные поля метеорологических характеристик, полученных путем пространственной интерполяции значений метеопараметров по данным метеостанций, расположенных на территории водосборов. Необходимо учитывать, что грубое искажение хотя бы одного из трех полей, задействованных в расчетах в конкретные сутки (поля температуры, осадков и дефицитов влажности воздуха), может негативно сказаться на результатах расчетов гидрографов стока за достаточно длительный последующий период расчетов по модели. Поэтому позиция авторов статьи состоит

в нахождении разумного компромисса между увеличением количества используемых метеорологических показателей во входной метеорологической информации и повышением качества гидрологического моделирования при проведении расчетов по пространственно распределенным моделям формирования стока.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По многим гидрологическим моделям расчеты процессов формирования стока в речных бассейнах проводятся по данным наблюдений за температурой, осадками и влажностью воздуха. Ограниченная доступность качественной архивной и прогностической информации по дефицитам влажности воздуха зачастую затрудняет более широкое использование моделей, в особенности для задач оперативного управления и краткосрочного прогнозирования водноресурсных систем. Поэтому в статье выполнено исследование возможностей сокращения количества необходимых для гидрологического моделирования метеорологических показателей за счет исключения информации о дефицитах влажности воздуха. С этой целью предложена структура экспоненци-

Таблица 1. Значения критериев соответствия рассчитанных и фактических гидрографов стока по моделям в традиционной конфигурации с фактическими дефицитами влажности воздуха для расчета испарения и с использованием приближенной формулы (5) при двух значениях коэффициента a

№	Водосбор—створ, площадь, км ²	Период	<i>NSE</i>	<i>BIAS</i>	<i>NSE</i>	<i>BIAS</i>	<i>NSE</i>	<i>BIAS</i>
			дефицит		формула (2) $a = 1.5$		формула (2) $a = 2.0$	
Водосбор Чебоксарского водохранилища								
1	Чебоксарская ГЭС 373800	1982–2011	0.85	2.6	0.79	–6.7	0.56	–34.4
2	Ока–Горбатов 240000	2002–2011	0.74	3.8	0.76	–7.0	0.56	–34.2
Водосбор Нижнекамского водохранилища								
3	Нижнекамская ГЭС 184400	1979–2011	0.86	10.2	0.83	10.7	0.81	–1.5
4	Белая–Бирск 121000	2002–2011	0.84	6.9	0.86	11.6	0.86	–0.5
5	Белая–Уфа 100000	2002–2011	0.91	–16.8	0.91	10.6	0.91	–0.9
Водосбор Северной Двины								
6	Северная Двина– Усть-Пинега	1971–2009	0.92	–0.9	0.90	–5.8	0.71	–32.6
7	Сухона–Каликино	1971–2009	0.74	13.7	0.76	2.3	0.67	–26.7
Бассейн Лены								
8	Лена–Столб 2460000	1966–2002	0.87	6.0	0.70	29.9	0.84	11.7
9	Лена–Кюсюр 2430000	1966–2008	0.87	–3.1	0.81	17.5	0.88	1.3
10	Лена–Солянка 770000	1966–2008	0.86	–4.2	0.76	13.7	0.86	–0.8
11	Лена–Крестовский 440000	1966–2002	0.80	–4.9	0.70	11.4	0.81	–2.1
12	Алдан–Верхоянский Перевоз 696000	1966–2008	0.77	4.4	0.57	25.8	0.69	10.5
Бассейн Селенги								
13	Селенга–Кабанск, 445000	1980–2013	0.81	1.0	0.76	14.1	0.61	–23.0
Бассейн Амура								
14	Амур–Хабаровск, 1630000	1994–2013	0.87	1.6	0.82	3.9	0.63	–28.5

альной формулы для расчета среднесуточного дефицита влажности воздуха по среднесуточной температуре воздуха и сумме суточных осадков. Оптимальные значения трех коэффициентов этой эмпирической формулы для каждой из 1719 метеостанций подобраны методом нелинейных наименьших квадратов по архивным рядам данных наблюдений с 1966 по 2014 г. На основе анализа чувствительности изменчивости коэффициентов предложена приближенная формула (5), в которой значения двух коэффициентов были та-

булированы и заданы их средними величинами, а для оценки единственного коэффициента – a средствами ГИС-технологий построены карты распределения его значений по территории России. Хронологические расчеты дефицитов по этой формуле и их сопоставление с данными наблюдений для отдельных метеостанций показали хорошую точность воспроизведения внутримесячных колебаний среднесуточных дефицитов влажности воздуха.

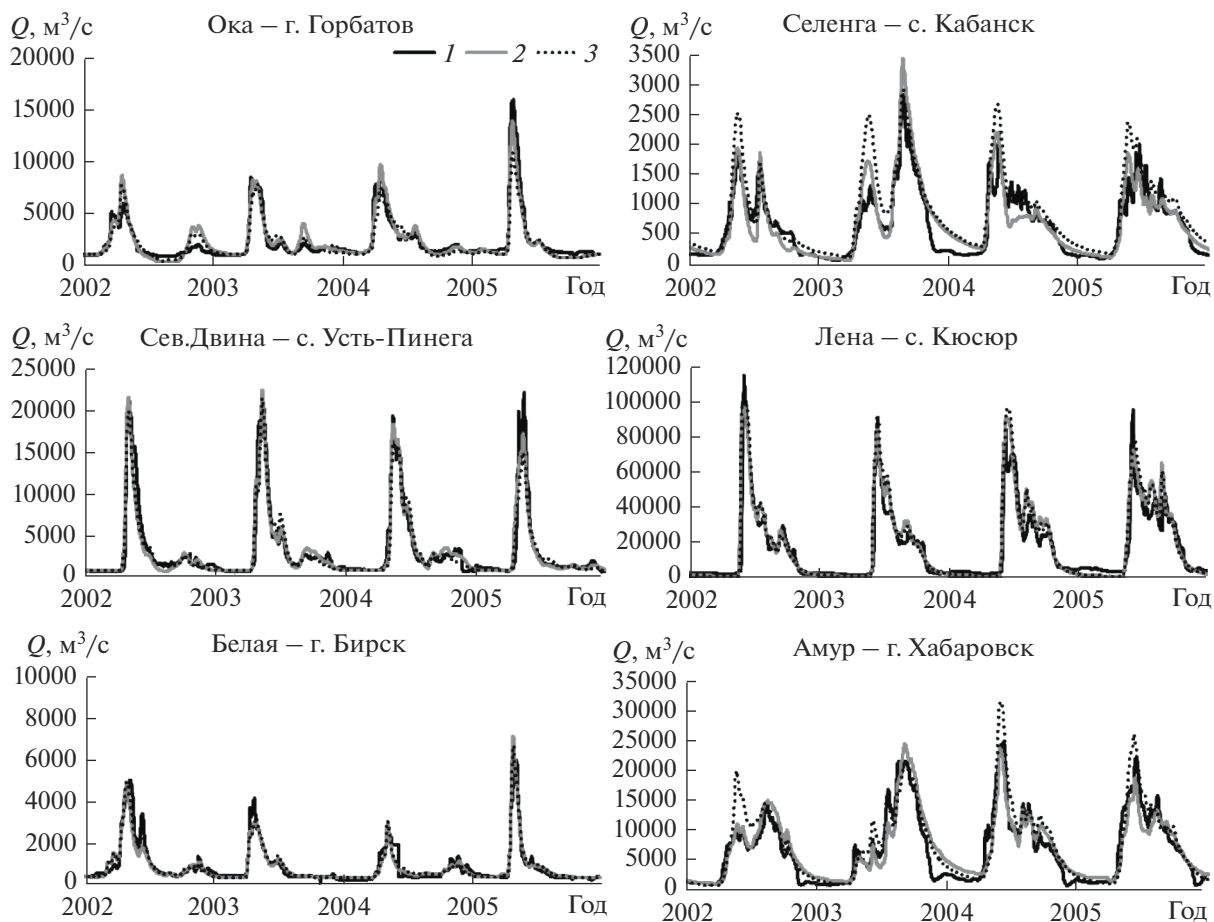


Рис. 8. Гидрографы стока в бассейнах рек за период 2002–2005 гг. 1 – фактические, 2 – рассчитанные по фактическим дефицитам влажности воздуха, 3 – рассчитанные с использованием формулы (5).

Испытания предложенной формулы (5) для задач гидрологических расчетов проводились путем сравнения результатов параллельных расчетов гидрографов стока за многолетние периоды по традиционной версии гидрологической модели с фактическими дефицитами влажности воздуха и по модели с теми же параметрами, но с аппроксимацией дефицитов по предложенной эмпирической формуле по температуре воздуха и осадкам. На примере построенных на базе модельного комплекса ЕСОМАГ региональных моделей формирования стока для ряда крупнейших российских речных бассейнов с помощью статистических критериев показано, что расчеты с использованием приближенной формулы (5) для большинства сравниваемых водосборов дают примерно такую же точность, что и расчеты с использованием фактических дефицитов влажности воздуха. Таким образом, проведенное исследование показало, что количество метеорологических показателей во входной информации для гидрологического моделирования крупных речных бассейнов может быть ограничено данными

по осадкам и температуре воздуха. Привлечение дополнительной информации по другим метеорологическим элементам (влажность воздуха, скорость ветра, облачность, характеристики солнечной радиации, альbedo и др.) чревато удорожанием необходимых данных, внесением грубых ошибок при усвоении больших объемов информации в пространственно распределенных моделях и связанными с этим искажениями в результатах расчетов. Поэтому, предваряя использование расширенного состава метеоданных для конкретных речных бассейнов и конкретных водохозяйственных задач, целесообразно провести анализ чувствительности модели с целью оценки эффективности гидрологических расчетов с привлечением того или иного дополнительного вида метеоданных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алпатьев А.М.* Влагообороты в природе и их преобразование. Л.: Гидрометеиздат, 1969. 323 с.

2. *Братсерт У.Х.* Испарение в атмосферу. Теория, история, приложения. Л.: Гидрометеоздат, 1985. 352 с.
3. *Будаговский А.И.* Испарение почвенной влаги. М.: Наука, 1964. 244 с.
4. *Будыко М.И.* Испарение в естественных условиях. Л.: Гидрометеоздат, 1948. 136 с.
5. *Булыгина О.Н., Веселов В.М., Разуваев В.Н., Александрова Т.М.* Описание массива срочных данных об основных метеорологических параметрах на станциях России. Свид. гос. регистрации базы данных № 2014620549. 2014.
6. *Калугин А.С.* Моделирование естественного формирования стока Волги в условиях современных климатических изменений // Сб. тр. VII международ. науч. конф.-шк. молодых ученых “Физическое и математическое процессов в геосредах”. М.: ИПМех РАН, 2021. С. 125–128.
7. *Калугин А.С., Мотовилов Ю.Г.* Модель формирования стока для бассейна р. Амур // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45. № 2. С. 121–132.
8. *Константинов А.Р.* Испарение в природе. Л.: Гидрометеоздат, 1971. 532 с.
9. *Кучмент Л.С., Демидов В.Н., Мотовилов Ю.Г., Смахтин В.Ю.* Система физико-математических моделей гидрологических процессов и опыт ее применения к задачам формирования стока // Вод. ресурсы. 1986. Т. 13. № 5. С. 24–36.
10. Методы изучения и расчета водного баланса / Под ред. *В.С. Вуглинского, Г.С. Клейн.* Л.: Гидрометеоздат, 1981. С. 201–248.
11. *Мотовилов Ю.Г., Гельфан А.Н.* Модели формирования стока в задачах гидрологии речных бассейнов. М.: ИВП РАН, 2018. 300 с. <https://www.iwr.ru/upload/iblock/a4a/a4ab6902d99c4fa97e5a0-da01859042e.pdf> (дата обращения: 01.12.2021).
12. *Мотовилов Ю.Г., Старцева З.П.* Численное моделирование влагообмена между деятельным слоем почвы и атмосферой // Метеорология и гидрология. 1985. № 6. С. 85–93.
13. *Сало Ю.А., Назарова Л.Е., Балаганский А.Ф.* Расчет испаряемости и суммарного испарения с водосборов северо-запада России // Тр. КарНЦ РАН, 2016. № 9. С. 95–101. <https://doi.org/10.17076/lim389>
14. *Abbott M.B., Bathurst J.C., Cunge J.A., O'onnell P.E., Rasmussen J.* An Introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique Europeen (SHE). 1. History and Philosophy of a Physically-Based Distributed Modelling System // J. Hydrol. 1986. V. 87. P. 45–59.
15. *Alharbi A., Alzoheiry A.* Evaluation of Reference Evapotranspiration Estimation for Arid Sites with Only Temperature Records // G.A.R.J.A.S. 2018. V. 7 (1). P. 020–027.
16. *Andersson E., Hölm E., Bauer P., Beljaars A., Kelly G.A., McNally A.P., Simmons A.J., Thépaut J.-N., Tompkins A.M.* Analysis and forecast impact of the main humidity observing systems // Q. J. R. Meteorol. Soc. 2007. V. 133 (627). P. 1473–1485.
17. *Bates D.M., Chambers J.M.* Nonlinear models. Chapter 10 of Statistical Models in S / Eds *J.M. Chambers, T.J. Hastie.* Pacific Grove, California: Wadsworth & Brooks/Cole, 1992. P. 421–454.
18. *Bürger G., Reusser D., Kneis D.* Early flood warnings from empirical (expanded) downscaling of the full ECMWF Ensemble Prediction System // Water Resour. Res. 2009. V. 45. № 10. <https://doi.org/10.1029/2009WR007779>
19. *Dalton J.* Experimental essays on the constitution of mixed gases: On the force of steam or vapor from water or other liquids in different temperatures, both in a Torricelli vacuum and in air; on evaporation; and on expansion of gases by heat // Manchester Literary Philosophical Soc. Mem. Proc. 1802. V. 5. P. 536–602.
20. *Feddes R.A., Bresler E., Neuman S.P.* Field test of modified numerical model for water uptake by root systems // Water Resour. Res. 1974. V. 10 (6). P. 1166–1206.
21. *Gelfan A., Kalugin A., Krylenko I., Nasonova O., Gusev Ye., Kovalev E.* Does a successful comprehensive evaluation increase confidence in a hydrological model intended for climate impact assessment? // Clim. Change. 2020. V. 163. P. 1165–1185. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02930-z>
22. *Gusev Y.M., Nasonova O.N.* The simulation of heat and water exchange in the boreal spruce forest by the land-surface model SWAP // J. Hydrol. 2003. № 1–4 (280). P. 162–191.
23. <http://aisori-m.meteo.ru/waisori> (дата обращения: 25.11.2021)
24. https://github.com/esmoreido/deficit_approximation (дата обращения: 11.02.2022)
25. <http://pogodaiklimat.ru> (дата обращения: 25.11.2021)
26. <https://trp5.ru> (дата обращения: 25.11.2021 г.)
27. <https://www.ncei.noaa.gov/> (дата обращения: 25.11.2021)
28. *Islam Z.* A Review on Physically Based Hydrologic Modeling. Dept. Civil Environ. Eng. Univ. Alberta. Tech. Rep. 2011. May. 44 p. <https://doi.org/10.13140/2.1.4544.5924>
29. *Jovanovic N., Israel S.* Critical Review of Methods for the Estimation of Actual Evapotranspiration in Hydrological Models // Evapotranspiration: Remote Sensing and Modeling / Ed. *Ayse Irmak.* London: IntechOpen, 2012. <https://doi.org/10.5772/21279>
30. *Kalugin A.S.* The Impact of Climate Change on Surface, Subsurface, and Groundwater Flow: A Case Study of the Oka River (European Russia) // Water Resour. 2019. V. 46. P. S31–S39. <https://doi.org/10.1134/S0097807819080104>
31. *Kroes L.G., Wesseling J.G., Van Dam J.C.* Integrated modelling of the soil–water–atmosphere–plant system using the model SWAP 2.0 an overview of theory and an application // Hydrol. Process. 2000. V. 14. P. 1993–2002.
32. *Krylenko I., Motovilov Yu., Antokhina E., Zhuk V., Surkova G.* Physically-based distributed modelling of river runoff under changing climate conditions // Proc. IAHS. 2015. V. 368. P. 156–161. <https://doi.org/10.5194/piahs-368-156-2015>
33. *Millionshchikova T.* Projections of Selenga river runoff in the XXI century and uncertainty estimates // Proc.

- IAHS. 2019. V. 381. P. 107–112.
<https://doi.org/10.5194/piahs-381-107-2019>
34. *Monteith J.L.* Evaporation and Environment // 19th Sympos. Soc. Experimental Biol. Cambridge: Univ. Press, 1965. V. 19. P. 205–234.
35. *Motovilov Yu., Fashevsckaya T.* Modeling Management and Climate Change Impacts on Water Pollution by Heavy Metals in the Nizhnekamskoe Reservoir Watershed // Water. 2021. V. 13. № 22. 3214.
<https://doi.org/10.3390/w13223214>
36. *Motovilov Yu.G., Gottschalk L., Engeland K., Belokurov A.* ECOMAG – regional model of hydrological cycle. Application to the NOPEX region // Department of Geophysics. Univ. Oslo. Inst. Rep. Ser. No 105. 1999. 88 p. ISBN 82-91885-04-4, ISSN 1501-6854
37. *Penman H.L.* Natural evaporation from open water, bare soil and grass // Proc. Royal Soc. London (A). 1948. V. 193. P. 120–145.
38. *Singh V.P., Xu C.-Y.* Evaluation and Generalization of 13 Mass-Transfer Equations for Determining Free Water Evaporation // Hydrol. Process. 1997. V. 11 P. 311–323.
39. *Zhao L., Xia J., Xu C.-Y., Wang Z., Sobkowiak L., Long C.* Evapotranspiration estimation methods in hydrological models // J. Geogr. Sci. 2013. V. 23 (2). P. 359–369.
<https://doi.org/10.1007/s11442-013-1015-9>

**ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ВОД СУШИ
С ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ**

УДК 556

**РЕЗУЛЬТАТЫ СРАВНЕНИЯ ИНТЕГРАЛЬНОГО СОДЕРЖАНИЯ
ВОДЯНОГО ПАРА В АТМОСФЕРЕ ПО ДАННЫМ ГЛОБАЛЬНОЙ
СИСТЕМЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ (GFS) И GNSS-НАБЛЮДЕНИЙ
(ПРИМОРСКИЙ КРАЙ, РОССИЯ)¹**

© 2022 г. А. К. Кишкина^{a, b, *}, Н. В. Шестаков^{b, c}, А. Н. Бугаец^{a, f},
Л. В. Гончуков^{a, d, e}, О. В. Соколов^d

^aТихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

^bДальневосточный Федеральный университет, Владивосток, 690922 Россия

^cИнститут прикладной математики ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия

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

^eПриморское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды,
Владивосток, 690089 Россия

^fИнститут водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия

*e-mail: Kishkina.ako@dyfu.ru

Поступила в редакцию 23.05.2021 г.

После доработки 17.07.2021 г.

Принята к публикации 27.07.2021 г.

Представлен анализ оценок интегрального содержания водяного пара в атмосфере по данным непрерывных GPS/ГЛОНАСС-наблюдений за период 2017–2019 гг. на тринадцати пунктах GNSS-сети на территории Приморского края. Методика оценивания IWV основана на разложении полной зенитной задержки спутникового сигнала на гидростатическую и влажную составляющие. Верификация GNSS-оценок IWV осуществлена с использованием данных радиозондирования, выполняемого на двух метеостанциях Приморского УГМС. Корреляция результатов GNSS-наблюдений и радиозондовых наблюдений составила 0.93–0.99. Выполнено сравнение полученных оценок IWV с данными глобальной системы прогнозирования Global Forecast System. Для сравнения выбраны ближайшие к каждому датчику 16 узлов расчетной сетки модели. Показано, что корреляция GNSS-оценок IWV с данными GFS на время выпуска прогноза в среднем >0.90; начиная с заблаговременности прогноза 48 ч коэффициент корреляции уменьшается до 0.60. Корреляция с данными GFS в теплый сезон 0.85–0.97, в холодный сезон ≤0.60. Анализ пространственного распределения коэффициентов корреляции показал, что измеренные величины IWV линейно связаны с модельными значениями PWEA, которые относятся к узлам сетки, имеющим меньшую разность высот с GNSS-пунктом. Результаты исследования позволяют сделать выводы, что затраты на получение и обработку GNSS-данных минимальны, работа пунктов сети не зависит от погодных условий. Все это делает результаты GNSS-зондирования перспективными для “усвоения” в региональных моделях атмосферы.

Ключевые слова: интегральное содержание водяного пара, GNSS, радиозондирование, GFS.

DOI: 10.31857/S0321059622060062

ВВЕДЕНИЕ

Глобальные навигационные спутниковые системы GNSS (Global Navigation Satellite Systems) проектировались для решения задач позиционирования и навигации. На современном этапе

своего развития GNSS могут быть эффективно использованы для получения информации о состоянии нижних слоев атмосферы Земли [6, 28, 31, 40]. Это научное направление получило название “GNSS-метеорология” [14, 20, 21]. Одной из основных задач GNSS-метеорологии является исследование пространственно-временного распределения содержания водяного пара в атмосфере [20]. Предпосылками для формирования

¹ Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (075-00771-22-00, НИОКТР № АААА-А20-120120390006-0).

GNSS-метеорологии как самостоятельной дисциплины стали исследования в области спутниковой геодезии, в которых показано, что при прохождении через атмосферу спутникового сигнала его задержка происходит в основном за счет рефракции радиоволн гидрометеорами в тропосфере [6, 17, 28]. Поэтому нижний слой атмосферы рассматривают как смесь сухого воздуха и водяных паров. Показатели преломления для этих компонентов известны, что позволяет решать обратную задачу определения интегрального содержания водяного пара в приземном слое атмосферы и мониторинга его изменений с помощью GNSS-зондирования.

Стандартный способ измерения содержания пара в атмосфере — радиозондирование, которое предоставляет данные с высоким вертикальным разрешением, но из-за высокой стоимости запусков зондов измерения, как правило, проводятся на редкой сети станций, в основном не более двух раз в сутки (00:00 и 12:00 ч по всемирному координированному времени UTC). В настоящее время плотность сети приемных пунктов GNSS намного выше плотности станций сети радиозондирования. Кроме того, благодаря высокой временной и пространственной разрешающей способности, GNSS-методы способны обеспечить непрерывный мониторинг интегрального содержания водяного пара (IWV — Integrated Water Vapor, мм) практически в режиме реального времени при любых погодных условиях.

Данным IWV находят различное применение. Во многих исследованиях акцентируется внимание на возможностях использования данных IWV для краткосрочного и сверхкраткосрочного прогнозирования осадков. Общим в этих исследованиях является анализ совместного хода приземной температуры и давления воздуха, интенсивности возрастания и/или достижения определенных пороговых значений IWV [5, 12, 38, 39, 42]. Следует отметить, что подобные методы скорее индикационные, точность численных прогнозов осадков пока не позволяет их использовать непосредственно в практике гидрометеорологического прогнозирования. Авторы отмечают, что основной недостаток — невозможность учесть все факторы, влияющие на выпадение осадков, с помощью только данных наземных наблюдений.

Перспективы применения данных IWV в области краткосрочного прогнозирования погоды и гидрологического режима связывают прежде всего с усвоением этих данных в численных моделях атмосферы [39]. Ассимиляция данных IWV позволяет улучшить качество метеорологических прогнозов за счет использования дополнитель-

ной информации о состоянии атмосферы в начальный момент времени. Разница между прогнозными полями осадков, температуры и влажности при использовании данных GNSS может достигать 20–30% [14]. Использование даже редкой сети GNSS-станций может улучшить прогноз осадков на 10–12% [33]. В настоящее время практически все крупные международные метеорологические организации используют полученные при помощи GNSS-наблюдений данные о содержании водяного пара для исследования локальных характеристик атмосферы и усвоения этой информации в численных моделях атмосферы [14, 20, 22, 32, 34].

В численных моделях атмосферы для иницирования процессов образования и фазовых трансформаций гидрометеоров используется именно содержание влаги в атмосфере. Соответственно, ошибки в численном прогнозе погоды, особенно — экстремальных явлений, вызванных глубокой конвекцией, в значительной степени связаны с ограниченными возможностями описания изменчивости влагосодержания во времени и пространстве. Особенно актуальна эта проблема при прогнозировании процессов синоптических масштабов, возникающих в переходной зоне суша— море, такой как южные районы Дальнего Востока России, для которых характерны активный фронтотенез, выход тайфунов, тропических циклонов и циклонов умеренных широт, переносящих огромные массы влаги, вызывающих сильные осадки и, как следствие, наносящих ущерб экономике и социальной инфраструктуре в результате прохождения катастрофических наводнений.

В настоящее время территориальные подразделения Росгидромета Дальневосточного Федерального Округа при задании начальных и граничных условий при прогнозировании погоды с помощью региональных моделей атмосферы [3, 11] используют результаты расчетов Системы глобального прогнозирования Global Forecast System (GFS) [27], которая оперативно запускается четыре раза в день в Национальном центре прогнозирования состояния окружающей среды США NCEP (National Center for Environmental Prediction). В связи с этим актуальной представляется задача сравнения данных об интегральном содержании водяного пара в атмосфере, полученных по результатам радиозондирования, использования GFS и данных GNSS-наблюдений, для оценки потенциала последних как источника данных для корректировки начальных условий по влагосодержанию при инициализации региональных моделей.

В Приморском крае результаты выполненных ранее исследований по верификации GNSS-оценок IWV на основе данных консорциума UNAVCO, всемирной GNSS-сети IGS и данных повторного объективного анализа атмосферы (реанализа) ERA5 [25] позволили сделать вывод о перспективности использования GNSS-определений для расчетов IWV. Коэффициент корреляции R результатов GNSS-определений, данных радиозондирования и ERA5 составил 0.97 и 0.98 соответственно [10, 39]. В данном исследовании рассматриваются результаты определения содержания водяного пара по данным непрерывных GPS/ГЛОНАСС-наблюдений на тринадцати пунктах GNSS-сетей, расположенных на территории Приморского края (южная часть Дальнего Востока России). Полученные с их помощью данные об интегральном влагосодержании нижних слоев тропосферы сопоставлены с результатами радиозондирования на аэрологических станциях Росгидромета, а также с GFS-оценками за период 2017–2019 гг. Результаты работы говорят о возможности получения оперативных высокоточных данных о IWV с высоким временным разрешением и о перспективности их использования в прогностической практике региональных УГМС.

РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЯ

Большая часть исследуемой территории представляет собой типичный низко- и среднегорный участок южного Сихотэ-Алиня. Высоты господствующих вершин главного водораздела достигают отметок 1000–1700 м. На западной границе района расположено Восточно-Маньчжурское нагорье, в центре – Западно-Приморская долина. Главные водораздельные хребты Сихотэ-Алиня и отроги Восточно-Маньчжурской горной страны – орографические барьеры на пути перемещения воздушных масс, они представляют собой естественную климатическую границу между восточными прибрежными и западными предгорными районами.

Основной фактор климатических особенностей района исследований – его географическое расположение на границе материка и Тихого океана, определяющее муссонный характер атмосферной циркуляции. Вытянутость в меридиональном направлении и сложность орографического строения вносят дополнительный вклад в особенности формирования региональной погоды и климата. Средняя годовая температура зимой –18°C, летом +20°C с максимумом +37...+38°C в июле–августе и минимумом –43...–45°C в январе. Вдоль побережья проходит холодное Примор-

ское течение, с чем связаны продолжительные туманы в мае–июне.

Приморский край относится к районам с крайне неустойчивым внутрigoдовым и многолетним режимом увлажнения. Максимальная (>80%, соответствует удельной влажности в приземном слое в интервале 15–17, максимально – 22.7 г/м³, по данным стационарных измерений Росгидромета) относительная влажность наблюдается с июня по август, минимальная (<30%, 1–2 г/м³ в приземном слое) – в марте, апреле (на побережье – в ноябре и в декабре). Годовая амплитуда среднемесячной относительной влажности увеличивается с С на Ю (по направлению к морскому побережью). Для первой половины лета характерны длительные обложные дожди. Годовое количество осадков увеличивается в направлении с З на В–ЮВ. На побережье Японского моря оно составляет 800–900, в континентальной части 500–600, в горах до 1000, в равнинной части 500–700 мм. Осадки выпадают преимущественно (>80%) летом [4].

В летние и осенние месяцы Приморье подвержено воздействию тропических циклонов (тайфунов), которые приносят в край дождливую и ветреную погоду с неблагоприятными и опасными явлениями. По данным ДВНИГМИ, за последние 50 лет на Приморский край оказали воздействие 90 тропических циклонов. При прохождении циклона в южных и восточных районах края за сутки выпадает в среднем ~16 мм осадков, в западных и северных районах ~10 мм. Максимум суточных осадков (391 мм) зарегистрирован в августе 2017 г. при прохождении тайфуна Нора в южной части Приморья (метеостанция Барабаш WMO 31971) [19]. Всего за 50 лет (с 1970 г.) осадки интенсивностью >100 мм/сут в край принес 31 тропический циклон.

В районе исследований наблюдения за метеорологическими и гидрологическими характеристиками выполняются на 40 метеостанциях Приморского УГМС. Метеостанции расположены неравномерно и сосредоточены в основном в южной части Приморья.

ДАННЫЕ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В теории космической геодезии атмосфера условно подразделяется на ионосферу (высота от 60 до 1000 км) и тропосферу (высота до 60 км). Условия распространения GNSS-сигнала, проходящего через атмосферу от спутника к наземному приемнику, различны в этих средах. Дополнительный набег фазы (изменение длины пути луча в атмосфере) зависит от состояния ионосферы и

тропосферы, которое определяется временем года и суток, солнечной активностью, локальными условиями. В ионосфере на распространение сигнала влияют свободные заряженные частицы – ионы. На скорость распространения сигнала в нижней (нейтральной) части атмосферы основное влияние оказывает концентрация водяного пара, которая характеризуется высокой пространственной и временной изменчивостью [35].

Измеренная наземным приемником фаза принятого от спутника радиосигнала несет в себе информацию, характеризующую состояние атмосферы через изменяющееся с высотой значение индекса рефракции N . Изменчивость вертикального профиля N вызывают временные флуктуации атмосферных параметров. Продолжительность задержки сигнала, связанной с влиянием нейтральной части атмосферы на распространение радиоволн, зависит от тропосферной рефракции. Тропосферная зенитная задержка ZTD (Zenith Tropospheric Delay) – один из наиболее важных параметров, влияющих на точность результатов GNSS-позиционирования.

С помощью современных программных средств обработки GNSS-сигналов ZTD определяется с точностью порядка нескольких миллиметров [41]. Метод расчета ZTD основан на условном разделении тропосферы на слои с помощью изобарических уровней. В каждом слое определяется показатель преломления среды n , связанный с индексом рефракции N следующим образом:

$$N = (n - 1) \times 10^6. \quad (1)$$

Значение ZTD рассчитывается посредством интегрирования по вертикальному профилю значений индекса рефракции $N(h)$ [9]. Для построения профиля интегрирования могут использоваться различные допущения (например, в виде параметров стандартной атмосферы) и эмпирические зависимости на основе метеорологических наблюдений за температурой, давлением и влажностью. Для компенсации отклонения направления спутникового сигнала от зенита применяют различные проектирующие функции (“mapping functions”).

В данном исследовании для расчета ZTD применяется программный комплекс (ПК) “Bernese” Ver. 5.2, в котором реализован относительный метод обработки результатов спутникового позиционирования одинакового созвездия навигационных спутников региональной сетью станций GNSS-наблюдений (“relative positioning”). В ПК “Bernese” используются априорные значения тропосферной задержки, получаемые с привлечением модельной метеорологической информа-

ции. В процессе математической обработки изменений методом наименьших квадратов оценивается разность между полученным по результатам наблюдений и модельными величинами тропосферной задержки. При этом в качестве априорной части обычно используется гидростатическая составляющая ZHD (Zenith Hydrostatic Delay, мм). Кроме того, программное обеспечение использует линейную модель изменения зенитной тропосферной задержки на интервалах в 1–2 ч [7]. Значения ZTD определяются по модели Саастамойнена с параметрами стандартной атмосферы. Для актуализации данных по атмосферному и парциальному давлению водяного пара, температуре воздуха в ПК “Bernese” используются результаты расчетов по оперативной модели глобального распределения температуры и давления (Global Pressure Temperature model) [19]. Детальное описание обработки GNSS-данных и оценивания ZTD при помощи ПК “Bernese” могут быть найдены в руководстве [16].

Для вычисления интегрального влагосодержания IWV (мм) атмосферы над станцией GNSS полная тропосферная задержка ZTD представляется в виде суммы гидростатической ZHD и влажной ZWD компонент, т. е. $ZTD = ZHD + ZWD$ [28, 29]. Для расчета значений ZHD используется метод, учитывающий приземное давление воздуха, географическую широту и высоту пункта наблюдения над уровнем моря [36]. Соответственно, если известны значения ZTD и ZHD, то ZWD может быть найдена простым вычитанием [30]. Содержание водяного пара в тропосфере пропорционально влажной составляющей зенитной тропосферной задержки ZWD и вычисляется по формуле [7]:

$$IWV = \frac{ZWD}{0.10631 + \frac{1.73283}{T_m}}, \quad (6)$$

где T_m – средняя взвешенная температура атмосферы (К, Кельвин), для вычисления которой используется ее линейная зависимость от приземной температуры воздуха с эмпирическими коэффициентами, взятыми для средних широт [19, 34]:

$$T_m = 50.4 + 0.789T_s, \quad (7)$$

T_s – приземная температура воздуха в пункте наблюдений (К).

На территории Приморского края расположена сеть GNSS-станций, установленных и обслуживаемых рядом научных институтов ДВО РАН, ДВФУ, частными компаниями (рис. 1; табл. 1). На каждой станции установлен многоканальный GNSS-приемник, с помощью которого на двух

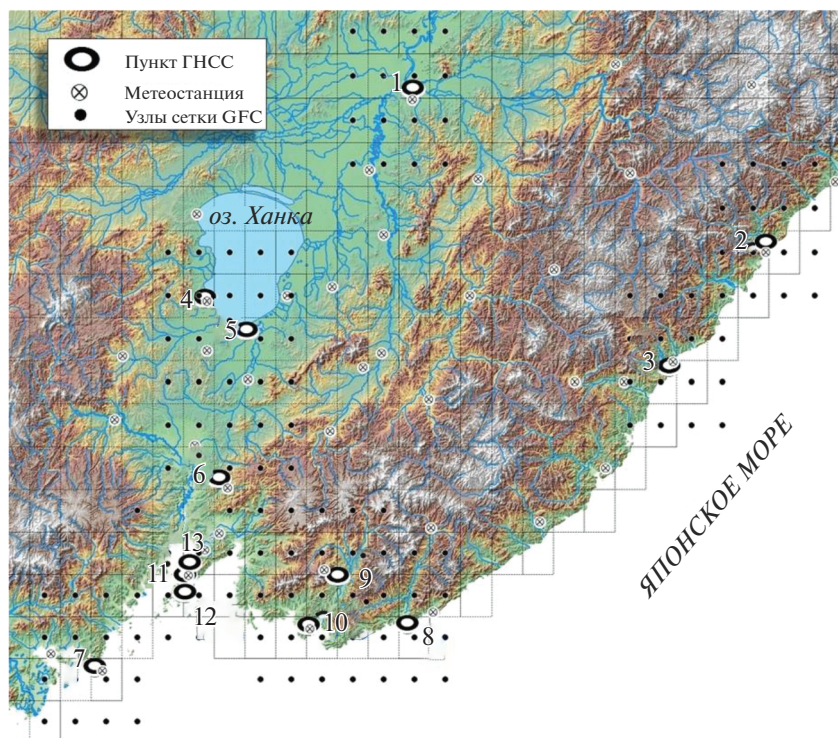


Рис. 1. Картограмма расположения пунктов GNSS-сети в Приморском крае (1–13), метеостанции наблюдательной сети Приморского УГМС, контура пикселей раstra рельефа суши и выбранные для анализа узлы расчетной сетки модели GFS.

когерентно-связанных частотах осуществляются высокоточные измерения группового и фазового запаздывания на луче зрения между приемником, расположенным на земной поверхности, и передатчиками, установленными на навигационных спутниках. На основе этих данных в дальнейшем определяется интегральное влагосодержание атмосферы.

Необходимые для вычисления IWV данные на всех пунктах сети в зависимости от цели выполняемых наблюдений могут быть получены с дискретностью до 1 с. В настоящей работе использованы результаты GNSS-измерений с частотой дискретизации 30 с. Информация о давлении и температуре воздуха получена от ближайших к GNSS-пункту метеостанций Приморского УГМС. Среднее расстояние от GNSS-пункта до ближайшей метеостанции – 13 км, до ближайшего расчетного узла модели GFS – 15 км (табл. 1).

РЕЗУЛЬТАТЫ

На первом этапе для оценки ошибок определения ZTD и IWV было выполнено сравнение результатов, полученных для GNSS-станций 11 и 13 (рис. 1; табл. 1), расположенных в пределах г. Владивостока на расстоянии ~15 км друг от дру-

га (приблизительно в два раза меньше разрешения расчетной сетки GFS). Взаимная корреляция данных двух датчиков составила 0.97, среднее отклонение по значениям IWV и ZTD составило 0.012 и 0.010 м соответственно, максимальное отклонение в значениях ZTD составило < 5%, а расчетных значений IWV < 10%.

Валидация рассчитанных значений IWV на GNSS-пунктах 1 и 13 выполнена за период 2018–2019 гг. на основе данных прикрепленных к метеостанциям пунктов радиозондирования, расположенных в городах Владивосток (WMO 31977) и Дальнереченск (WMO 31873) (рис. 1). Сеансы радиозондирования выполняются дважды в сутки – в 00:00 и 12:00 ч по всемирному координированному времени. Данные радиозондирования поступают в информационную систему мониторинга Приморского УГМС [16]. Расчет IWV по данным радиозондов выполнен до высоты изобарической поверхности 300 мб, которая приблизительно соответствует верхней границе тропосферы (8–10 км). Для сравнения использован соответствующий определению IWV параметр “Precipitable water, entire atmosphere” за каждые 3 ч с заблаговременностью до 96 ч за период 2017–2019 гг. Вокруг каждой станции GNSS было вы-

Таблица 1. Данные о пунктах GNSS-сети, используемой в настоящей работе, и сети метеостанций Приморского УГМС

Номер пункта	Наименование пункта GNSS-наблюдений	Координаты пункта GNSS-наблюдений, $\frac{\circ\text{с.ш.}}{\circ\text{в.д.}}$	Высота над уровнем моря, м $\frac{\text{GNSS}}{\text{GFS}}$	Ближайшая метеостанция, код WMO	Расстояние до ближайшей метеостанции/узла GFS, км
1	Дальнереченск	$\frac{45.934}{133.735}$	$\frac{95.8}{82.0}$	31873	10.8/10.7
2	Терней	$\frac{45.062}{136.601}$	$\frac{67.9}{223.5}$	31909	9.7/14.9
3	Рудная Пристань	$\frac{44.346}{135.818}$	$\frac{39.0}{140.7}$	31959	4.8/21.3
4	Камень-Рыболов	$\frac{44.743}{132.048}$	$\frac{141.9}{103.7}$	31921	4.6/5.45
5	Лузановская сопка	$\frac{44.556}{132.388}$	$\frac{110.4}{72.9}$	31924	40.6/15.2
6	Горно-Тажное	$\frac{43.698}{132.166}$	$\frac{298.7}{161.0}$	31962	12.5/12.3
7	Мыс Шульца	$\frac{42.58}{131.157}$	$\frac{111.7}{27.7}$	31967	8.04/15.9
8	Заповедное	$\frac{42.837}{133.693}$	$\frac{31.8}{129.6}$	31989	24.9/14.6
9	Партизанск	$\frac{43.122}{133.126}$	$\frac{192.0}{317.7}$	31987	12.9/23.1
10	Находка	$\frac{42.828}{132.891}$	$\frac{78.8}{105.5}$	31970	4.36/16.9
11	ДВГУ	$\frac{43.125}{131.887}$	$\frac{101.8}{28.3}$	31960	3.54/22.8
12	ДВФУ	$\frac{43.023}{131.887}$	$\frac{97.7}{8.1}$	31960	14.6/13.1
13	Владивосток	$\frac{43.197}{131.926}$	$\frac{87.3}{43.4}$	31977	17.4/11.5

брано 16 узлов расчетной сетки, в том числе находящихся в акватории Японского моря и оз. Ханка.

На рис. 2 приведено сопоставление результатов расчета I_{WV} по данным GNSS-наблюдений и радиозондирования атмосферы в пунктах 1 и 13 (табл. 1), а также модельным данным GFS [27] за период 2018–2019 гг. Коэффициенты корреляции

R между значениями I_{WV}, рассчитанными по данным GNSS и радиозондирования, находятся в пределах 0.98–0.99 (рис. 2а, 2в), значения I_{WV} по данным GNSS в среднем завышены относительно результатов радиозондирования на 0.5 и 4.5 мм для пунктов 1 и 13 соответственно. Расчетные значения I_{WV} GNSS также в высокой степени

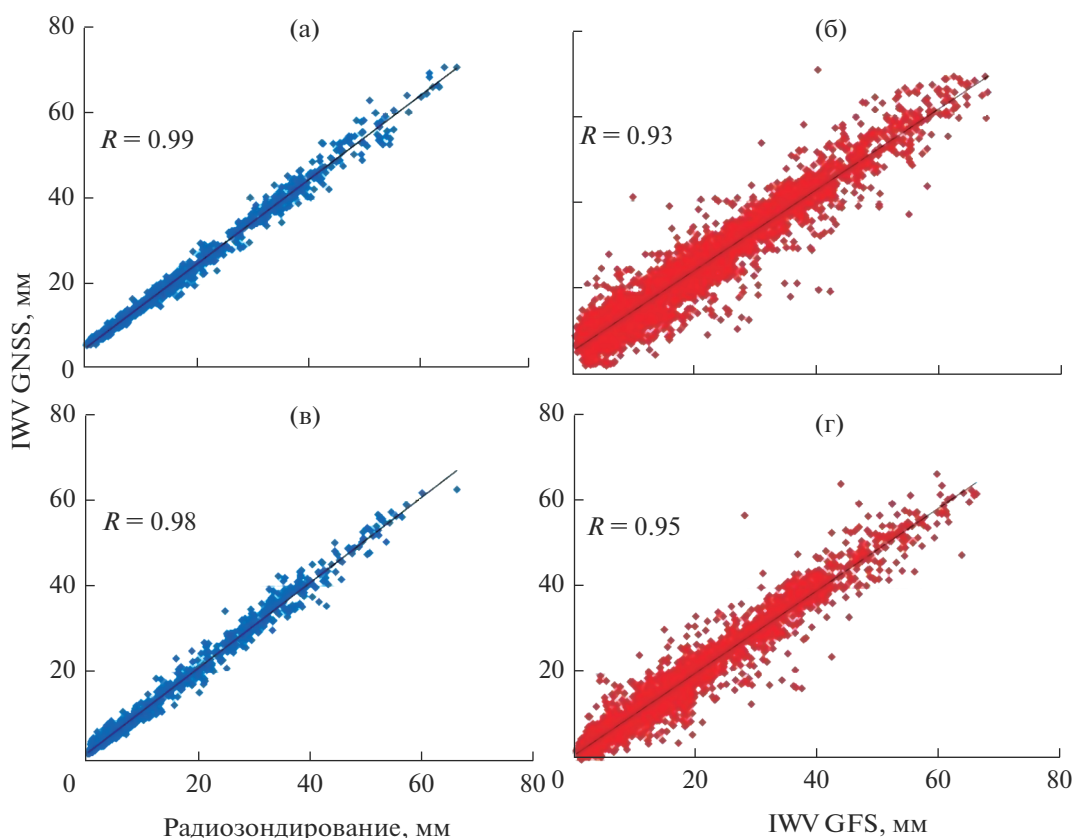


Рис. 2. Сопоставление результатов расчета IWV на GNSS-пунктах 1 и 13 (табл. 1) “Владивосток” (а, б) и “Дальнереченск” (в, г), радиозондирования атмосферы (а, в) и модели GFS (б, г) за период 2018–2019 гг.

(0.93–0.95) коррелируют с модельными данными GFS на ближайшем к пункту радиозондирования узле расчетной сетки GFS (рис. 2б, 2г). Значения IWV GFS в среднем занижены относительно данных GNSS на 0.1 и 4.0 мм (пункты 1 и 13 соответственно). Графики IWV GNSS и GFS практически совпадают в теплое (апрель–сентябрь) время года ($R > 0.80$, рис. 3б), но в период с октября по март наблюдаются существенные расхождения и корреляция резко снижается ($R < 0.60$) (рис. 3а). Подобная тенденция характерна для всех пунктов Приморской GNSS-сети.

Для определения пространственной корреляции рассчитаны средние значения R между рядами IWV на пункте GNSS и на ближайших четырех и двенадцати (исключая 4 ближайших) расчетных узлах GFS (табл. 2). С увеличением расстояния между пунктами GNSS и узлами GFS корреляция уменьшается, однако в теплый период года на ближайших к GNSS-пунктам узлах GFS (100–120 км) существенного снижения значений R не происходит (табл. 2). Это позволяет сделать вывод, что для целей региональных исследований существующая плотность сети в южной части

Приморья может быть достаточной, в то время как в северной требуется ее существенное уплотнение.

Коэффициент корреляции R ожидаемо уменьшается с увеличением заблаговременности прогноза GFS и быстрее убывает для GNSS-пунктов, расположенных вдоль береговой линии Японского моря (пункты 2, 3, 7, 8, 10, 13) (табл. 1). Существенное снижение значений R начинается в интервале заблаговременности 48–60 ч (рис. 4; табл. 2). Это соответствует общим представлениям о том, что концентрация водяного пара с течением времени меняется более интенсивно вблизи береговой линии, чем в континентальной части. Подобные условия также отмечены для GNSS-пункта 9 (рис. 4з), который расположен на некотором удалении от побережья в достаточно узкой, вытянутой по направлению к морю долине р. Партизанской. Значения R для GNSS-пункта 6, расположенного на территории Уссурийской астрофизической обсерватории, заметно ниже, чем для других пунктов (рис. 4д).

В табл. 3 обобщены значения коэффициентов корреляции R , среднеквадратического S и систе-

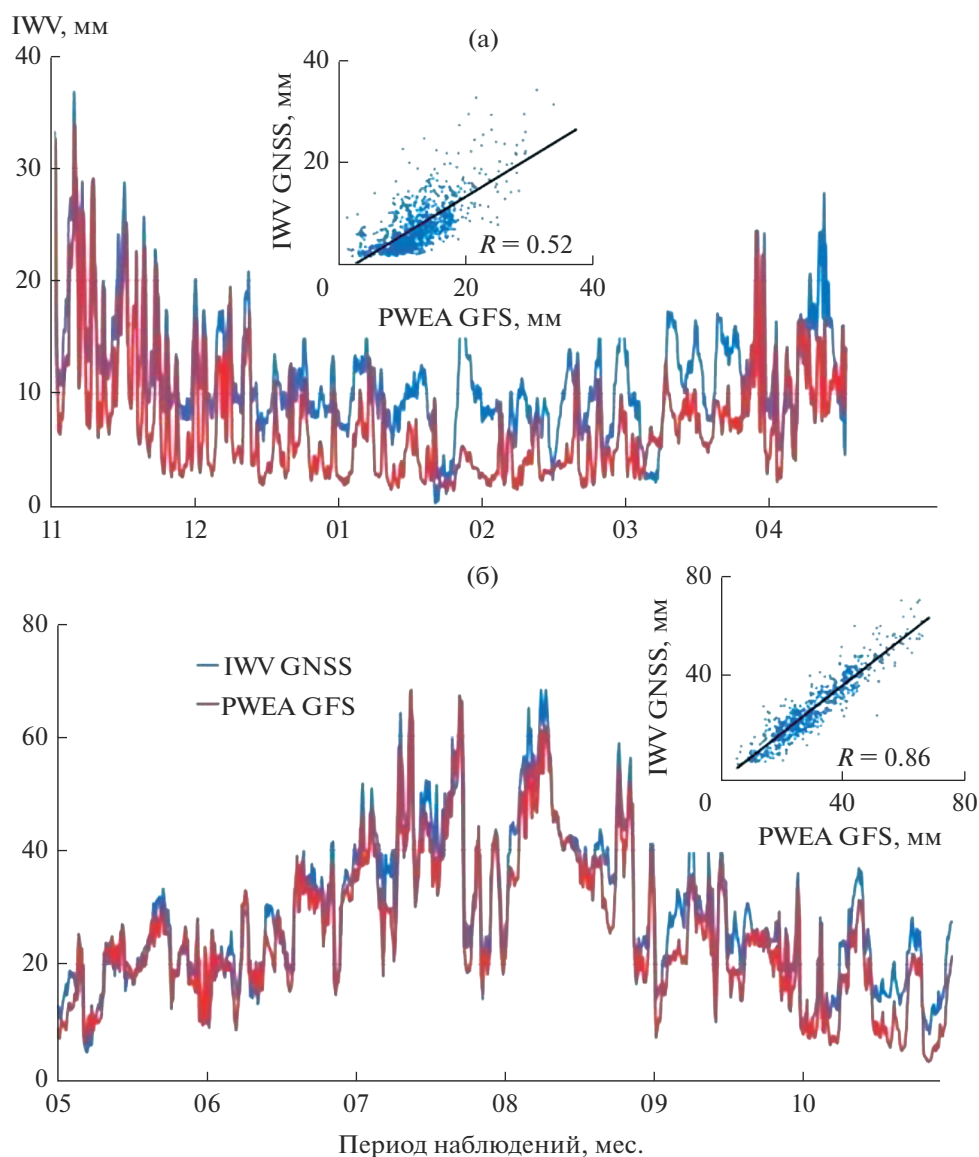


Рис. 3. Временной ход значений IWV и графики корреляционных связей в пункте «Владивосток» за 2017 г. по результатам GNSS-наблюдений и ближайшего узла расчетной сетки модели GFS.

матического BIAS отклонения между значениями IWV по GNSS-пунктам и ближайшего узла расчетной сетки GFS за холодный (октябрь–март) и теплый (апрель–сентябрь) сезоны. Абсолютные значения BIAS в целом ≤ 4 мм (среднее 1.33 мм). Исключение составляют пункты 8 и 6 (табл. 1; рис. 1), для которых среднее значение BIAS составляет 11.1 мм. Значения S преимущественно находятся в интервалах 3.7–6.7 (среднее 5.0) и 8–14 (среднее 10.1) мм в холодный и теплый периоды года соответственно. Максимальные значения S (пункт 8) превышают средние приблизительно в два раза. S несколько возрастает с увеличением заблаговременности GFS, однако выраженной

зависимости статистических показателей от заблаговременности не прослеживается.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Оценки IWV по данным GNSS-наблюдений и двух аэрологических станций Росгидромета (рис. 2) показали практически идентичные результаты, несмотря на то, что радиозонды фактически не привязаны к конкретной точке в пространстве. Корреляция между значениями IWV на тех же пунктах GNSS и в ближайших к ним узлах расчетной сетки GFS только незначительно снижается. Полученные статистические оценки хорошо согласуются с данными подобных исследований, в

Таблица 2. Среднее значение R – по ближайшим четырем (числитель) и двенадцати (знаменатель) расчетным узлам GFS. Направление возрастания корреляции R_{dir} (румбы)

Номер пункта	4 узла 12 узлов					R_{dir}
	заблаговременность, ч					
	00	24	48	72	96	
1	<u>0.941</u>	<u>0.938</u>	<u>0.921</u>	<u>0.918</u>	<u>0.870</u>	SE
	0.938	0.937	0.931	0.917	0.867	
2	<u>0.939</u>	<u>0.934</u>	<u>0.914</u>	<u>0.875</u>	<u>0.844</u>	SE
	0.935	0.827	0.906	0.868	0.841	
3	<u>0.903</u>	<u>0.894</u>	<u>0.881</u>	<u>0.852</u>	<u>0.820</u>	SW
	0.896	0.887	0.878	0.846	0.809	
4	<u>0.946</u>	<u>0.942</u>	<u>0.927</u>	<u>0.914</u>	<u>0.890</u>	E
	0.937	0.938	0.921	0.912	0.887	
5	<u>0.915</u>	<u>0.911</u>	<u>0.907</u>	<u>0.896</u>	<u>0.872</u>	NE
	0.912	0.908	0.903	0.892	0.866	
6	<u>0.807</u>	<u>0.794</u>	<u>0.774</u>	<u>0.760</u>	<u>0.723</u>	SE
	0.805	0.789	0.771	0.731	0.713	
7	<u>0.901</u>	<u>0.892</u>	<u>0.878</u>	<u>0.888</u>	<u>0.831</u>	SE
	0.899	0.890	0.876	0.857	0.822	
8	<u>0.898</u>	<u>0.882</u>	<u>0.863</u>	<u>0.807</u>	<u>0.745</u>	SW
	0.891	0.879	0.859	0.797	0.741	
9	<u>0.902</u>	<u>0.892</u>	<u>0.876</u>	<u>0.822</u>	<u>0.742</u>	SE
	0.898	0.891	0.874	0.821	0.739	
10	<u>0.837</u>	<u>0.824</u>	<u>0.815</u>	<u>0.810</u>	<u>0.746</u>	S
	0.829	0.818	0.811	0.804	0.744	
13	<u>0.950</u>	<u>0.944</u>	<u>0.927</u>	<u>0.919</u>	<u>0.864</u>	SE
	0.945	0.938	0.922	0.915	0.850	

том числе проведенных в России [6, 8, 13], а также с пространственно-временной интерпретацией данных измерений и моделирования [1, 18].

Высокоточное GNSS-позиционирование можно соотнести с точечными измерениями в масштабе времени от нескольких секунд до минуты. Радиозонд в свою очередь может значительно отклоняться от вертикального направления запуска. Среднее время сеанса радиозондирования составляет ~1 ч. Данные GFS имеют пространственное разрешение 0.25° (~30 км × 40 км в районе исследования). С увеличением масштаба (площади, которую характеризует данное измерение, и времени проведения самого измерения) происходит сглаживание и закономерное уменьшение средних значений.

Растр рельефа, используемого в модели GFS, достаточно грубо описывает очертания береговой линии (рис. 1) и имеет малую дискретность фактического рельефа по высоте. Разность между высотой GNSS-пунктов и соответствующими им средними высотами ячеек раstra модельного рельефа, используемого в модели GFS, может достигать 155 м. Минимальные различия между GNSS и GFS по высоте (14–38 м) – у точек, расположенных на Приханкайской низменности (пункты 4 и 5) и в долине р. Большая Уссурка (пункт 1). Для станций, расположенных вдоль побережья Японского моря, средняя абсолютная разность высот GNSS–GFS составляет 94 м.

Анализ пространственного распределения коэффициентов корреляции показал, что измеренные величины IWV сильнее линейно связаны с модельными значениями GFS, которые относятся к узлам сетки, имеющим меньшую разность

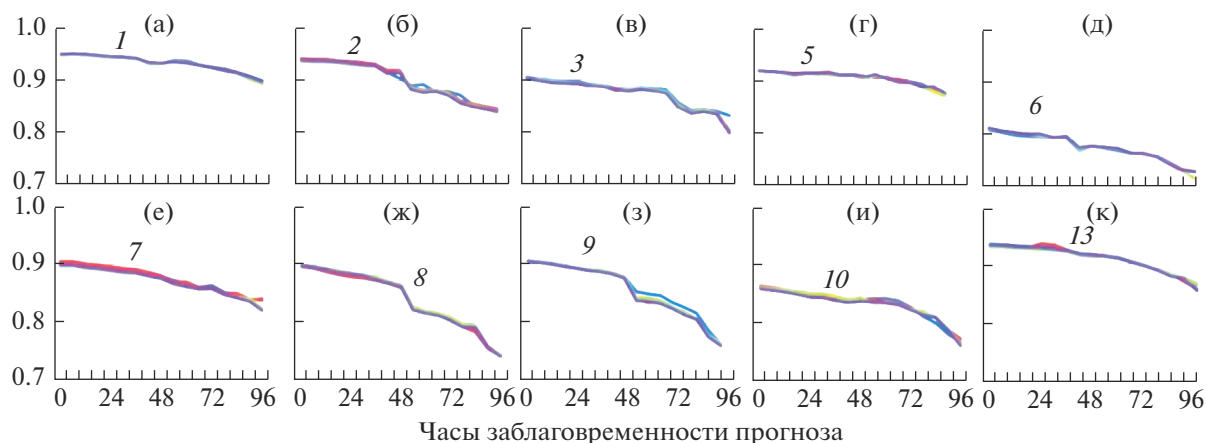


Рис. 4. Средние коэффициенты корреляции рядов IWV по данным GNSS-зондирования и прогнозных значений PWEA с заблаговременностью 00–96 ч, полученными для четырех ближайших узлов сетки модели GFS. Ось ординат – коэффициент корреляции между значениями IWV, определенными GNSS-методом и с использованием данных модели GFS; ось абсцисс – заблаговременность прогноза, ч. а–к – пункты наблюдений 1–13 соответственно.

Таблица 3. Коэффициенты корреляции R , СКО S , Bias B между IWVGNSS–PWEAGFS за период 2017–2019 гг. с ближайшим узлом GFS (числитель – холодный (октябрь–март), знаменатель – теплый (апрель–сентябрь) периоды)

Номер пункта	Заблаговременность, ч														
	00			24			48			72			96		
	R	S	B	R	S	B	R	S	B	R	S	B	R	S	B
1	$\frac{0.56}{0.88}$	$\frac{2.7}{7.2}$	$\frac{0.1}{0.9}$	$\frac{0.48}{0.87}$	$\frac{5.1}{12.0}$	$\frac{0.1}{0.8}$	$\frac{0.43}{0.85}$	$\frac{5.4}{13.4}$	$\frac{0.4}{0.8}$	$\frac{0.38}{0.83}$	$\frac{5.1}{13.2}$	$\frac{0.5}{0.9}$	$\frac{0.35}{0.76}$	$\frac{5.4}{12.7}$	$\frac{0.4}{1.2}$
2	$\frac{0.59}{0.87}$	$\frac{2.3}{3.7}$	$\frac{0.5}{0.8}$	$\frac{0.54}{0.85}$	$\frac{3.5}{7.1}$	$\frac{0.1}{1.2}$	$\frac{0.51}{0.83}$	$\frac{3.8}{8.1}$	$\frac{0.3}{1.3}$	$\frac{0.47}{0.76}$	$\frac{3.7}{8.3}$	$\frac{0.3}{1.4}$	$\frac{0.45}{0.73}$	$\frac{3.8}{8.5}$	$\frac{0.3}{0.7}$
3	$\frac{0.18}{0.82}$	$\frac{4.3}{5.6}$	$\frac{0.3}{0.2}$	$\frac{0.18}{0.79}$	$\frac{2.6}{7.9}$	$\frac{0.4}{0.1}$	$\frac{0.12}{0.74}$	$\frac{4.2}{9.4}$	$\frac{0.8}{0.5}$	$\frac{0.09}{0.71}$	$\frac{4.6}{9.4}$	$\frac{0.2}{0.3}$	$\frac{0.05}{0.68}$	$\frac{4.5}{9.5}$	$\frac{0.7}{0.4}$
4	$\frac{0.54}{0.87}$	$\frac{3.5}{10.1}$	$\frac{1.8}{4.5}$	$\frac{0.51}{0.85}$	$\frac{4.8}{12.0}$	$\frac{2.1}{4.4}$	$\frac{0.45}{0.81}$	$\frac{4.9}{12.0}$	$\frac{2.2}{4.5}$	$\frac{0.42}{0.79}$	$\frac{4.9}{12.4}$	$\frac{2.2}{4.8}$	$\frac{0.37}{0.74}$	$\frac{4.6}{13.4}$	$\frac{2.2}{5.1}$
5	$\frac{0.26}{0.82}$	$\frac{3.9}{5.4}$	$\frac{0.4}{1.3}$	$\frac{0.21}{0.80}$	$\frac{3.4}{8.2}$	$\frac{0.6}{1.3}$	$\frac{0.18}{0.78}$	$\frac{4.4}{8.8}$	$\frac{0.6}{1.4}$	$\frac{0.16}{0.75}$	$\frac{4.2}{8.9}$	$\frac{0.6}{1.7}$	$\frac{0.12}{0.71}$	$\frac{4.3}{9.9}$	$\frac{0.6}{2.1}$
6	$\frac{0.11}{0.85}$	$\frac{5.5}{12.2}$	$\frac{-0.5}{-11.3}$	$\frac{0.09}{0.83}$	$\frac{5.8}{13.6}$	$\frac{-0.7}{-11.4}$	$\frac{0.08}{0.79}$	$\frac{5.9}{14.5}$	$\frac{-0.8}{-11.5}$	$\frac{0.05}{0.77}$	$\frac{6.1}{14.6}$	$\frac{-0.8}{-11.6}$	$\frac{0.03}{0.74}$	$\frac{5.7}{15.1}$	$\frac{-0.7}{-11.9}$
7	$\frac{0.51}{0.83}$	$\frac{4.6}{10.1}$	$\frac{-2.6}{-4.3}$	$\frac{0.48}{0.81}$	$\frac{6.2}{12.5}$	$\frac{-2.9}{-4.6}$	$\frac{0.44}{0.77}$	$\frac{6.7}{13.2}$	$\frac{-3.1}{-4.6}$	$\frac{0.39}{0.76}$	$\frac{6.7}{13.3}$	$\frac{-3.3}{-4.8}$	$\frac{0.37}{0.71}$	$\frac{6.9}{13.5}$	$\frac{-3.3}{-4.8}$
8	$\frac{0.19}{0.91}$	$\frac{9.7}{13.1}$	$\frac{6.9}{10.8}$	$\frac{0.15}{0.88}$	$\frac{9.8}{15.3}$	$\frac{6.5}{10.6}$	$\frac{0.12}{0.85}$	$\frac{9.6}{17.7}$	$\frac{6.3}{10.7}$	$\frac{0.08}{0.81}$	$\frac{9.5}{17.8}$	$\frac{6.1}{10.3}$	$\frac{0.05}{0.77}$	$\frac{9.5}{17.7}$	$\frac{6.0}{10.4}$
9	$\frac{0.59}{0.83}$	$\frac{4.4}{8.5}$	$\frac{0.8}{1.1}$	$\frac{0.55}{0.81}$	$\frac{5.6}{11.1}$	$\frac{0.4}{0.8}$	$\frac{0.51}{0.79}$	$\frac{6.0}{12.3}$	$\frac{0.3}{0.8}$	$\frac{0.48}{0.76}$	$\frac{5.9}{13.9}$	$\frac{0.1}{0.4}$	$\frac{0.43}{0.71}$	$\frac{6.1}{14.6}$	$\frac{0.1}{0.4}$
10	$\frac{0.15}{0.81}$	$\frac{4.0}{5.7}$	$\frac{-1.0}{-1.4}$	$\frac{0.13}{0.77}$	$\frac{5.4}{10.8}$	$\frac{-1.5}{-1.7}$	$\frac{0.11}{0.75}$	$\frac{5.9}{12.1}$	$\frac{-1.7}{-1.6}$	$\frac{0.10}{0.72}$	$\frac{6.3}{13.1}$	$\frac{-1.9}{-2.2}$	$\frac{0.08}{0.68}$	$\frac{6.4}{13.5}$	$\frac{-1.9}{-2.1}$
13	$\frac{0.61}{0.86}$	$\frac{5.5}{5.9}$	$\frac{3.8}{3.5}$	$\frac{0.49}{0.87}$	$\frac{6.1}{9.6}$	$\frac{3.8}{3.6}$	$\frac{0.45}{0.84}$	$\frac{6.3}{10.7}$	$\frac{3.8}{3.9}$	$\frac{0.24}{0.81}$	$\frac{6.2}{11.4}$	$\frac{3.6}{4.1}$	$\frac{0.23}{0.74}$	$\frac{6.3}{11.5}$	$\frac{3.7}{4.2}$

высот с GNSS-пунктом. Для расположенных вдоль береговой линии Японского моря пунктов 2, 3, 7, 8, 10, 13 (табл. 1) значения R увеличиваются в сторону узлов сетки GFS, расположенных в море (направление указано в виде румбов в табл. 2). В континентальной части корреляция возрастет в узлах GFS, расположенных фактически в аквато-

рии оз. Ханка (пункты 4, 5), в долине р. Большая Уссурка (пункт 1) или в горной местности (пункты 6, 9).

S и BIAS (табл. 3) значений IWV GNSS–GFS в целом соответствуют данным ранее опубликованных исследований, в которых сравнивались результаты расчетов по данным GPS/ГЛОНАСС-

наблюдений и по численным моделям погоды [26, 37]. Величина погрешности GFS связана с точностью воспроизведения рельефа и с пространственным разрешением модели. Все это вместе с минимальными затратами на получение и обработку GNSS-данных и на обслуживание датчиков делает результаты GNSS-зондирования перспективным источником дополнительных данных дистанционного зондирования атмосферы. Ассимиляция данных IWV в региональных моделях атмосферы с целью повышения точности одного из наиболее важных для исследуемого региона прогноза экстремальных осадков и его использования в разработанных ранее интегрированных системах моделирования [2, 23] – важный резерв уточнения краткосрочных гидрологических прогнозов. Кроме этого, улучшение прогнозов приземной температуры и влажности воздуха позволит более точно определять величину бассейнового испарения – одного из основных источников неопределенности при моделировании компонентов водного баланса [24]. Учет начальных условий увлажнения водосбора при расчетах потерь стока значительно влияет на точность моделирования гидрографов паводков.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценка интегрального содержания водяного пара IWV в атмосфере по данным непрерывных GPS/ГЛОНАСС-наблюдений за период 2017–2019 гг. на тринадцати пунктах GNSS-сети на территории Приморского края дала следующие результаты. Полученные при помощи GNSS-наблюдений данные об интегральном влагосодержании тропосферы сопоставлены с результатами радиозондирования на аэрологических станциях Росгидромета, а также с данными GFS за период 2017–2019 гг. При оценке ошибок определения ZTD и IWV по данным расположенных рядом GNSS-станций максимальное отклонение в значениях ZTD составило <5%, а расчетных значений IWV <10%. Валидация результатов расчетов IWV выполнена на основе данных двух аэрологических станций. Сравнение показало, что результаты определения IWV по данным GNSS и радиозондам дают практически идентичные результаты, что позволяет сделать вывод о достоверности представленных данных и эффективности метода вычисления IWV. Корреляция значений IWV для этих же GNSS-пунктов с данными ближайших узлов GFS лишь немного снижается, что обусловлено пространственным разрешением и точностью воспроизведения рельефа в модели. В теплый период года наблюдается высокая корреля-

ция ($R > 0.80$) IWV GNSS и GFS, в холодный период она значительно снижается. R уменьшается с увеличением заблаговременности прогноза GFS. Существенное снижение происходит в интервале заблаговременности 48–60 ч.

Представленные результаты позволяют сделать вывод о перспективности использования информации об интегральном влагосодержании атмосферы, определенного по данным GNSS-сетей, для использования в региональных численных моделях атмосферы в качестве дополнительного источника данных о состоянии атмосферы. Потенциал использования данных IWV прежде всего связан с улучшением качества прогнозов осадков, что в свою очередь должно положительно сказаться на качестве краткосрочных гидрологических прогнозов и на зависящей от их точности эффективности решений, принимаемых в области управления водными ресурсами. Существующие на данный момент возможности получения и обработки данных спутниковых наблюдений практически не используются в отечественной практике прогнозирования. Среди основных причин слабого использования этих данных можно отметить отсутствие межведомственных форматов, механизмов взаимодействия и передачи данных, а также разработанных процедур автоматизации процессов подготовки данных IWV для использования в оперативной практике подразделений Росгидромета. В то же время проведение измерений с помощью наземных GNSS-сетей позволяет получить информацию о содержании водяного пара в атмосфере с высоким временным разрешением, работа пунктов сети не зависит от погодных условий, затраты на получение и обработку GNSS-данных минимальны и позволяют их использовать в режиме реального времени.

Авторы выражают благодарность ТОИ ДВО РАН за предоставление данных GNSS-пункта “Мыс Шульца”, АО “ПРИН” за предоставление данных пункта “Камень-Рыболов”, ООО “Гемис” за предоставление данных пункта “Партизанск”, И.С. Антипину за предоставление данных пункта “Находка” и Приморское УГМС за данные аэрозондирования, Л.И. Евдокимовой (ДВНИГМИ) за предоставленную информацию по тропическим циклонам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бугаец А.Н., Гарцман Б.И., Краснопеев С.М., Бугаец Н.Д. Опыт обработки информации модернизированной гидрологической сети с использованием системы управления данными CUAHSI HIS ODM // Метеорология и гидрология. 2013. № 5. С. 91–101.

2. *Бугаец А.Н.* Применение стандарта OpenMI для создания интегрированных систем гидрологического моделирования // *Метеорология и гидрология*. 2014. № 7. С. 93–105.
3. *Гончуков Л.В., Ламаш Б.Е.* Численный прогноз опасных явлений погоды по северу Приморского края // *Вест. ДВО РАН*. 2010. № 6. С. 17–23.
4. Дальний Восток. Физико-географическая характеристика. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 437 с.
5. *Дембелов М.Г., Башкуев Ю.Б.* Изучение влагосодержания тропосферы над пунктом наблюдения ULAV (Улан-Батор) с использованием данных GPS-измерений, радиозондирований и приземной метеорологии // *Геодинамика и тектонофизика*. 2019. № 10 (3). С. 621–629. <https://doi.org/10.5800/GT-2019-10-3-0430>
6. *Дембелов М.Г., Башкуев Ю.Б., Лухнев А.В.* Рефракционные параметры в приполярных пунктах наблюдения Тикси, Норильск и Остров Визе // *Журн. радиоэлектроники*. 2018. № 6. С. 1684–1719.
7. *Калинников В.В.* Восстановление интегрального влагосодержания атмосферы с помощью глобальных навигационных спутниковых систем. Автореф. дис. ... канд. физ.-мат. наук. Казань, 2013. 18 с.
8. *Калинников В.В., Хуторова О.Г.* Валидация интегрального содержания водяного пара по данным наземных измерений сигналов ГНСС // *Изв. РАН. Физика атмосферы и океана*. 2019. Т. 55. № 4. С. 58–63.
9. *Кашкин В.Б., Клыков А.О.* Построение карт тропосферной задержки сигналов ГЛОНАСС/GPS по данным спутникового дистанционного зондирования атмосферы // *J. Siberian Federal Univ. Engineering Technol.* 2014. № 7. С. 839–845.
10. *Кишкина А.К., Шестаков Н.В., Гончуков Л.В., Бугаец А.Н.* Оценка содержания водяного пара по данным ГНСС-наблюдений в атмосфере в Приморском крае, Россия // Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология от познания к мировоззрению. Сб. докл. Международ. науч. конф. памяти Ю.Б. Виноградова. СПб.: СПбГУ, 2020. С. 96–100.
11. *Крохин В.В., Будаева В.Д., Котович Н.Г., Филь А.Ю.* Развитие каскадного циклогенеза на северо-западе Японского моря // *Метеорология и гидрология*. 2019. № 12. С. 53–69.
12. *Марченко О.Ю., Мордвинов В.И., Антохин П.Н.* Исследование долговременной изменчивости и условий формирования атмосферных осадков в бассейне реки Селенга // *Оптика атмосферы и океана*. 2012. Т. 25. № 12. С. 1084–1090.
13. *Романский С.О., Вербицкая Е.М.* Краткосрочный численный прогноз погоды высокого пространственного разрешения по Владивостоку на базе модели WRF-ARW // *Вестн. ДВО РАН*. 2014. № 5 (177). С. 48–57.
14. *Чукин В.В., Алдошкина Е.С., Вахнин А.В., Канухина А.Ю., Мостаманди С.В., Нигай С.Ю., Неуен Т.Т., Савина З.С.* Ассимиляция данных ГЛОНАСС/GPS в региональную численную модель прогноза погоды WRFARW // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2011. Т. 8. № 3. С. 76–81.
15. *Чукин В.В., Алдошкина Е.С., Вахнин А.В., Канухина А.Ю., Мельникова О.А.* Мониторинг интегрального содержания водяного пара в атмосфере ГНСС-сигналами // *Уч. зап. РГГМУ*. 2010. № 12. С. 122–126.
16. *Benevides P., Catalo J., Miranda P.M.A.* On the inclusion of GPS perceptible water vapor in the nowcasting of rainfall // *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 2015. V. 15. P. 2605–2616.
17. *Bernese GPS Software Version 5.2 / Eds Dach R., Lutz S., Walser P., Fridez P.* Bern: AIUB, 2015. 612 p.
18. *Bevis M., Businger S., Herring T. A., Rocken C., Anthes R., Ware R.* GPS Meteorology: Remote Sensing of Atmospheric Water Vapor Using the Global Positioning System // *J. Geophys. Res.* 1992. V. 97. P. 787–801.
19. *Blöschl G., Sivapalan M.* Scale issues in hydrological modelling – a review // *Hydrol. Process.* 1995. V. 9. № 3–4. P. 251–290.
20. *Böhm J., Heinkelmann R., Schuh H.* Short Note: A Global Model of Pressure and Temperature for Geodetic Applications // *J. Geodesy*. 2007. V. 81. P. 679–683.
21. *Bosy J., Rohm W., Sierny J., Kaplon J.* GNSS Meteorology // *TransNav Int. J. Mar. Navigation Safety Sea Transportation*. 2011. V. 5. № 1. P. 79–83.
22. *Bugaets A.N., Gonchukov L.V., Sokolov O.V., Gartsman B.I., Krasnopeev S.M.* Information system to support regional hydrological monitoring and forecasting // *Water Resour.* 2018. Т. 45. № S1. С. S59–S66.
23. *Bugaets A., Gartsman B., Gelfan A., Motovilov Y., Gonchukov L., Kalugin A., Moreido V., Suchilina Z., Fingert E., Sokolov O.* The integrated system of hydrological forecasting in the Ussuri river basin based on the ECOMAG model // *Geosci. (Switzerland)*. 2018. Т. 8. № 1. С. 5.
24. *Bugaets A.N., Gartsman B.I., Gonchukov L.V., Lupakov S.Y., Shamov V.V., Pshenichnikova N.F., Tereshkina A.A.* Modeling the hydrological regime of small testbed catchments based on field observations: a case study of the Pravaya Sokolovka River, the Upper Ussuri River basin // *Water Resour.* 2019. Т. 46. № S2. С. S8–S16.
25. *Cerlinia P.B., Cotanaa F., Rossia F., Asdrubalia F.* Numerical modeling of atmospheric water content and probability evaluation. Part I // *Proc. Engineering*. 2014. V. 70. P. 321–329.
26. *Climate Data Store [Электронный ресурс].* <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/reanalysis-datasets/era5> (дата обращения: 16.09.2019)
27. *Dousa J., Dick G., Kasmarik M., Brozkova R., Zus F., Brenot H., Stoycheva A., Moller G., Kaplon J.* Benchmark campaign and case study episode in central Europe for development and assessment of advanced GNSS tropospheric models and products // *Atmos. Meas. Tech.* 2016. V. 9. P. 2989–3008. <https://doi.org/10.5194/amt-9-2989-2016>
28. *EMC. The GFS Atmospheric Model. NCEP Office Note 442. 2003. 14 p.* [Электронный ресурс] https://www.emc.ncep.noaa.gov/officenotes/new_ernotes/on442.pdf
29. *Hofmann-Wellenhof B., Lichtenegger H., Wasle E.* GNSS – Global Navigation Satellite Systems. GPS, GLONASS,

- GALILEO, and more. Wein: Springer Science and Business Media, 2008. 518 p.
30. Hopfield H.S. Two-quadratic tropospheric refractivity profile for correcting satellite data // *J. Geophys. Res.* 1969. V. 74. P. 4487–4499.
 31. Igondova M., Cibulka D. Precipitable Water Vapour and Zenith Total Delay time series and models over Slovakia and vicinity // *Contributions to Geophysics and Geodesy*. 2010. V. 40. № 4. P. 299–312.
 32. Kishkina A.K., Shestakov N.V. Estimation of the content of integrated water vapor in the atmosphere according to GNSS observations and radiosonde data at the area of Vladivostok, Russia // *Proc. 6th Annual student sci. conf. Vladivostok*, 2019. P. 105–106.
 33. Kumar P., Gopalan K., Shukla B.P., Shyam A. Impact of single-point GPS integrated water vapor estimates on short-range WRF model forecasts over southern India // *Theor. Appl. Climatol.* 2017. V. 130. P. 755–760. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1894-7>
 34. Lee J., Park J., Cho J., Baek J., Kim H. A characteristic analysis of fog using GPS-derived integrated water vapour // *Meteorol. Appl.* 2010. V. 17. P. 463–473.
 35. Mendes V.B. Modeling the neutral-atmospheric propagation delay in radiometric space techniques. *Tech. Rep. № 199*. Brunswick: UNB, 1999. 353 p.
 36. National Centers for Environmental Prediction [Электронный ресурс]. <https://www.weather.gov/ncер/> (дата обращения: 16.09.19)
 37. Saastamoinen J. Contribution to the Theory of Atmospheric Refraction // *Bull. Géodésique*. 1973. V. 107. P. 13–34.
 38. Seco A., Ramírez F., Serna E., Prieto E., García R., Moreno A., Cantera J.C., Miqueleiz L., Priego J.E. Rain pattern analysis and forecast model based on GNSS estimated atmospheric water vapor content // *Atmos. Environ.* 2012. V. 49. P. 85–93.
 39. Shi J., Xu C., Guo J., Gao Y. Real-Time GPS Precise Point Positioning-Based Precipitable Water Vapor Estimation for Rainfall Monitoring and Forecasting // *IEEE Transactions Geosc. Remote Sensing*. 2015. V. 53. № 6. P. 3452–3459.
 40. Wick G.A., Kuo Y.-H., Ralph F.M., Wee T.-K., Neiman P.J. Intercomparison of integrated water vapor retrievals from SSM/I and COSMIC // *Geophys. Res. Lett.* 2008. V. 35. L21805. <https://doi.org/10.1029/2008GL035126>
 41. Yoshinori S. Retrieval of Water Vapor Inhomogeneity Using the Japanese Nationwide GPS Array and its Potential for Prediction of Convective Precipitation // *J. Meteorol. Soc. Japan*. 2013. V. 91. № 1. P. 43–62.
 42. Yuan Y., Zhang K., Rohm W., Choy S., Norman R., Wang C.-S. Real-time retrieval of precipitable water vapor from GPS precise point positioning // *J. Geophys. Res.-Atmos.* 2014. V. 119. P. 10044–10057.