СОДЕРЖАНИЕ

Том 49, номер 3, 2022

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Сток рек России при происходящих и прогнозируемых изменениях климата: обзор публикаций. 1. Оценка изменений водного режима рек России по данным наблюдений

Н. Л. Фролова, Д. В. Магрицкий, М. Б. Киреева, В. Ю. Григорьев, А. Н. Гельфан, А. А. Сазонов, А. И. Шевченко 251

Сток рек России при происходящих и прогнозируемых изменениях климата: обзор публикаций. 2. Влияние изменения климата на водный режим рек России в XXI веке

А. Н. Гельфан, Е. М. Гусев, А. С. Калугин, И. Н. Крыленко, Ю. Г. Мотовилов, О. Н. Насонова, Т. Д. Миллионщикова, Н. Л. Фролова 270

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

Изотопы радия и биогенные вещества в эстуарии реки Раздольной (Амурский залив, Японское море) в период летнего паводка

П. Ю. Семкин, П. Я. Тищенко, П. П. Тищенко, Г. Ю. Павлова, Е. В. Анисимова, Ю. А. Барабанщиков, Т. А. Михайлик, А. Н. Чаркин, М. Г. Швецова 286

Приоритетные токсиканты в элементах экосистемы Нижнего Дона

Л. Ф. Павленко, И. В. Кораблина, Т. О. Барабашин, В. С. Экилик 298

Оценка опасности влияния тепловых сбросов Новочеркасской ГРЭС на гидроэкологический режим Нижнего Дона с учетом проектируемого Багаевского водохранилища

А. Б. Румянцев, Н. М. Борисова, В. В. Беликов 305

Нефтепродукты в озере Байкал и его притоках

И. И. Маринайте, Л. М. Сороковикова, В. Н. Синюкович, Н. А. Жученко, Н. А. Онищук, И. В. Томберг 316

Региональный ретроспективный анализ воды и донных отложений Верхней Волги

О. А. Тихомиров, А. В. Бочаров, В. М. Никольский, Н. Е. Сердитова, С. Н. Смирнов 325

Осадочные пигменты как показатели продуктивности мелководного Костромского расширения Горьковского водохранилища

Н. А. Тимофеева, Л. Е. Сигарева, В. В. Законнов 333

Эколого-геохимическое состояние поверхностных и подземных вод и оценка антропогенного влияния на территории водосбора реки Ганьцзян

Е. А. Солдатова, О. Г. Савичев, Д. Чжоу, И. С. Иванова, Ц. Ли, И. Дон, Ч. Сунь 341

Ихтиопланктон Черного моря в начале летнего нерестового сезона 2018 г.

Т. Н. Климова, П. С. Подрезова, А. А. Субботин, И. В. Вдодович, Е. Ю. Георгиева 351

EDN: YBZDRN
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 251–269

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.06

СТОК РЕК РОССИИ ПРИ ПРОИСХОДЯЩИХ И ПРОГНОЗИРУЕМЫХ ИЗМЕНЕНИЯХ КЛИМАТА: ОБЗОР ПУБЛИКАЦИЙ. 1. ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ВОДНОГО РЕЖИМА РЕК РОССИИ ПО ДАННЫМ НАБЛЮДЕНИЙ[1]

© 2022 г. Н. Л. Фролова[a, *], Д. В. Магрицкий[a], М. Б. Киреева[a], В. Ю. Григорьев[a, b], А. Н. Гельфан[a, b], А. А. Сазонов[a, b], А. И. Шевченко[c]

[a] *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, 119991 Россия*

[b] *Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия*

[c] *Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации – Мировой центр данных (ВНИИГМИ-МЦД), Обнинск, 249035 Россия*

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

Поступила в редакцию 01.12.2021 г.
После доработки 01.12.2021 г.
Принята к публикации 21.12.2021 г.

Представлен обзор публикаций, посвященных оценкам изменений водного режима рек России в условиях современных изменений климата. Последние по времени обобщения соответствующих публикаций содержатся в оценочных докладах Росгидромета. После выхода в свет этих фундаментальных трудов опубликовано большое число исследований, уточняющих выводы национальных докладов. Цель настоящего обзора – обобщить современные представления о влиянии изменения климата на территории Российской Федерации на средний годовой и максимальный сток рек, прежде всего на основе публикаций последних лет и собственных исследований авторов. Приведены созданные авторами новые карты о характере изменения годового и максимального стока, включая даты нарушения стационарности рассматриваемых рядов на основе информации до 2019 г. Значительное внимание уделено статистическому анализу выявленных изменений. Показано, что для годового стока в среднем по территории России в последние десятилетия проявляется тенденция к увеличению, связанная с общим ростом увлажненности территории. Однако для большинства проанализированных водосборов изменения имеют статистически незначимый характер. С территории Сибири и Дальнего Востока годовой сток рек в арктические моря России в среднем также незначительно увеличился. Изменения максимального стока более выражены и имеют разнонаправленный характер.

Ключевые слова: изменения климата, годовой и максимальный сток, статистические критерии.

DOI: 10.31857/S032105962203004X

ВВЕДЕНИЕ

Проблема оценки современных и ожидаемых изменений водного режима становится не только теоретической, но и актуальной практической задачей. Многочисленные исследования последствий современных изменений климата и их влияния на сток рек [8, 16, 24] свидетельствуют о том, что в ряде крупных регионов России существенные изменения водного режима рек стали очевидны. При высокой вероятности продолжения этой тенденции в ближайшие десятилетия на первый план выходит проблема оценки изменений речного стока, тем более что обеспечение нужд водохозяйственного и гидротехнического проектирования требует надежного определения параметров, характеризующих режим речного стока. В недавнем прошлом решение практических задач облегчалось тем, что при гидрологическом обосновании водохозяйственных мероприятий

[1] Работа выполнена при поддержке РНФ (проекты 21-47-00008 (статистический анализ и оценка изменения стока рек ЕЧР) и 19-77-10032 (оценка изменения максимального стока); часть данных по бассейну Лены собрана и обработана в рамках проекта РНФ 21-17-00181; картографическая обработка результатов выполнена в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001); климатический анализ проведен в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

на ближайшие десятилетия допускалась гипотеза стационарности процессов стока, что имело принципиальное значение для методики расчетов стока. Обоснованность этой гипотезы для основных гидрологических характеристик подтверждалась результатами многочисленных исследований колебаний стока и его составляющих до последней четверти XX в. В настоящее время концепция стационарности многолетних колебаний стока подвергается сомнениям в связи с усилившимися в последние десятилетия процессами глобального потепления.

В этой связи разработка и принятие решений по адаптации водохозяйственного комплекса России к изменению климата должны быть обеспечены надежной информацией о влиянии происходящих и прогнозируемых изменений климата на водные ресурсы и максимальный сток речных бассейнов России. Последние обобщения этой информации содержатся в оценочных докладах Росгидромета о влиянии изменения климата на гидрологические системы суши [14] и опасные гидрологические явления [26]. После выхода в свет этих фундаментальных трудов было опубликовано большое число работ, уточняющих выводы национальных докладов. Цель настоящего обзора – обобщить современные представления о влиянии изменения климата на территории Российской Федерации на средний годовой (водные ресурсы) и максимальный сток рек, прежде всего на основе публикаций последних лет. Кроме того, в данной статье значительное внимание уделено последним результатам исследований авторов в этой области.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для оценки происходящих изменений водного режима рек по данным наблюдений используются два основных подхода: 1) сравнение средних значений или показателей изменчивости характеристик стока за современный период с соответствующими величинами предшествующего (базового) периода; 2) выявление линейного тренда в данных наблюдений рассматриваемой характеристики стока. В основе обоих подходов лежит допущение о происходящем однонаправленном изменении характеристик стока под влиянием глобального потепления. Другие подходы, в частности выделение фаз повышенной и пониженной водности (например, [11, 21]), не требуют подобного допущения, но интерпретация полученных с их помощью результатов оказывается более субъективной [69].

При расчете как изменения относительно базового периода, так и линейного тренда требуется выбор начального периода изменений. В ряде работ этот период идентифицировался по ускорению роста глобальной температуры воздуха в 1970–1980-х гг. (цифры взяты из [17, 23, 37, 54]), в других работах учитывались иные факторы [50, 59]. Статистическая однородность рядов наблюдений относительно базового периода оценивается параметрическими тестами (Стьюдента, Фишера и др.) или непараметрическими тестами (Манна–Уитни и др.). Для оценки значимости трендов используются стандартные статистические тесты, основанные на оценке значимости коэффициента корреляции Пирсона или коэффициентов ранговой корреляции.

Несмотря на ограниченный набор количественных статистических критериев, оценки значимости изменений речного стока для одних и тех же территорий могут различаться в работах разных авторов. Так, при оценке изменения стока с помощью линейного тренда величина тренда относится к среднему за весь период, в то время как при сравнении за два периода сравнение проводится относительно базового периода. Кроме того, при сравнении двух периодов не учитывается, как распределены годы повышенной и пониженной водности в пределах каждого из периодов. Также из-за различий среднемноголетних величин модуля стока в пределах речного бассейна величина изменения стока для большей части бассейна может не совпадать не только по величине, но и по знаку с величиной, рассчитанной по замыкающему створу. В результате вывод о величине и направленности изменений речного стока зависит от того, рассматривается площадь, для которой характерен тот или иной знак изменения стока, или величина этого изменения для замыкающего створа.

В данной работе выбор гидрометрических створов проводился с учетом следующих условий: для объективной количественной оценки возможных направленных изменений годового и максимального стока рек использовались ряды с продолжительностью наблюдений ≥55 лет и с отсутствием или минимальным количеством пропусков в наблюдениях. Имеющиеся пропуски были при возможности восстановлены с учетом рек-аналогов с помощью стандартных и общепринятых в гидрологических расчетах методов [51]. Информация о расходах воды взята из соответствующих выпусков гидрологических ежегодников, кадастровых справочных изданий, подготавливаемых и публикуемых управлениями по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (УГМС), в том числе в электронном виде, начиная с 1979 г.

Полученный архив содержит данные по годовому стоку для 698 постов с 1950 по 2019 г., в том числе для Европейской части России (ЕЧР) использовались данные по 361 посту (по максимальным расходам – 575 постов). Для ЕЧР площадь водосбора, ограниченная постом, в 78% слу-

чаев составляла от 1000 до 35000 км^2, водосборы с меньшей площадью привлекались по территории Крыма, бассейну рек Кубани и Терек. Водосборы площадью >35000 км^2 были единичны. Для азиатской части России (АЧР) использованы данные как для годового, так и для максимального стока (срочные максимальные расходы воды) по 337 постам, из них по бассейну Оби – 64 постам, Лены – 57, Енисею и Ангаре – 65, бассейну Байкала – 39, Амура – 65 постам. Остальные посты расположены на северо-востоке АЧР и Камчатке. Для АЧР привлекались посты с площадью водосбора >35000 км^2.

При анализе динамики изменений в первую очередь максимального стока под влиянием климатических факторов не использовались данные по створам, выше которых имеются водохранилища сезонного или многолетнего регулирования.

Для определения даты нарушения стационарности рядов использован целый ряд подходов: непараметрический тест Петита ("Pettitt's test") [81], широко используемый для решения этой задачи в гидрологических исследованиях [96] и основанный на сравнении рангов членов ряда до и после некоторого года. При этом тест Петита выявляет изменение величин медианы. Оценка года перелома для всего района основывалась в том числе и на анализе временны́х графиков – суммарных (интегральных) или разностно-интегральных кривых (РИК) годового и максимального стока (рис. 1).

Полученные с помощью теста Петита и уточненные с помощью графических приемов даты нарушения стационарности были картированы, что позволило выделить относительно крупные регионы в пределах России как для годового, так и для максимального стока (рис. 2). В пределах каждого района построены гистограммы дат нарушений, что позволило принять окончательное решение. Ряд районов впоследствии был объединен. Дата перелома варьирует в пределах 5–6 лет вокруг некоторых условно средних дат; например, для ЕЧР – 1978 и 1985 гг. Это говорит о том, что при наблюдающейся в целом синхронности многолетних колебаний имеет место определенный разброс дат, связанный как с особенностями самих водосборов, так и с неполной синхронностью климатических изменений.

Для значительной части ЕЧР, за исключением наиболее северной и южной частей, наиболее значимые изменения произошли в конце 1970-х гг. Выбор границы такого разбиения отмечен при проведенных ранее многочисленных исследованиях [8, 16].

При продвижении с З на В год нарушения сдвигается в сторону более поздних значений. Если для Западной Сибири и значительной части бассейна Енисея преобладает 1985 г., то для бассейнов Байкала, Амура, Лены – 1996 г. Для крайней северо-восточной части Сибири полученные результаты имеют предварительный характер ввиду небольшого количества данных.

Для рядов максимальных расходов воды схожая картина – 1980 и 1988 гг. в пределах ЕЧР сменяется на 1985 г. для Западной Сибири, среднего и нижнего течения Енисея, 1996 г. – для бассейнов Амура, Лены и северо-восточной части России.

Отметим, что для территории Забайкалья и Приморья годы перелома как годового, так и максимального стока совпадают и приходятся на 1996–1997 гг. Однако выбор 1996 г. в качестве граничного обусловлен прежде всего изменениями, выявленными в южной и северо-восточной частях бассейна р. Селенги, бассейнах рек Шилки и Аргуни (уменьшение годового стока), а также Амгуни и Уссури (наоборот, его рост). За пределами этих речных бассейнов изменения имели более случайный и разнонаправленный характер.

Анализируя результаты определения года нарушений рядов годового стока с помощью теста Петита, отметим, что доля постов, для которых это произошло при вероятности ошибки при отвержении нулевой гипотезы $p < 10\%$, для кавказского региона и центральной части ЕЧР составляет 73 и 65% соответственно – наибольший показатель для всей страны. Для крайнего северо-востока России и рек бассейна Байкала доля ~30%. Для всей остальной части доля чуть >50%.

Для рядов максимальных расходов воды ярко выраженные нарушения стационарности характерны лишь для рек ЕЧР: доля постов с $p < 10\%$ составляет 80–90% для разных частей этого региона. Для АЧР эта величина уменьшается до 40–45% и становится равной 15–25% для бассейна Лены и северо-восточной части страны. Таким образом, нарушение стационарности для значительной части постов статистически недостоверно.

В соответствии с выбранным годом перелома для каждого региона проведен анализ однородности рядов по величине среднего и среднеквадратического отклонения σ. Для проверки однородности по среднему использовался параметрический t-критерий Стьюдента [77] и непараметрический U-критерий Манна—Уитни [74]. При этом t-критерий предполагает сравнение средних, а U-критерий – сумм рангов. Статистики обоих тестов имеют нормальное распределение. Для оценки однородности рядов по величине σ рассмотрены три параметрических теста: F-критерий Фишера, наиболее широко используемый в отечественной гидрологии; критерий Бартлетта [57]; критерий Левене [71]. При применении к нормально распределенной величине статистика критерия Бартлетта имеет распределение, независимое от объема выборки, и мощ-

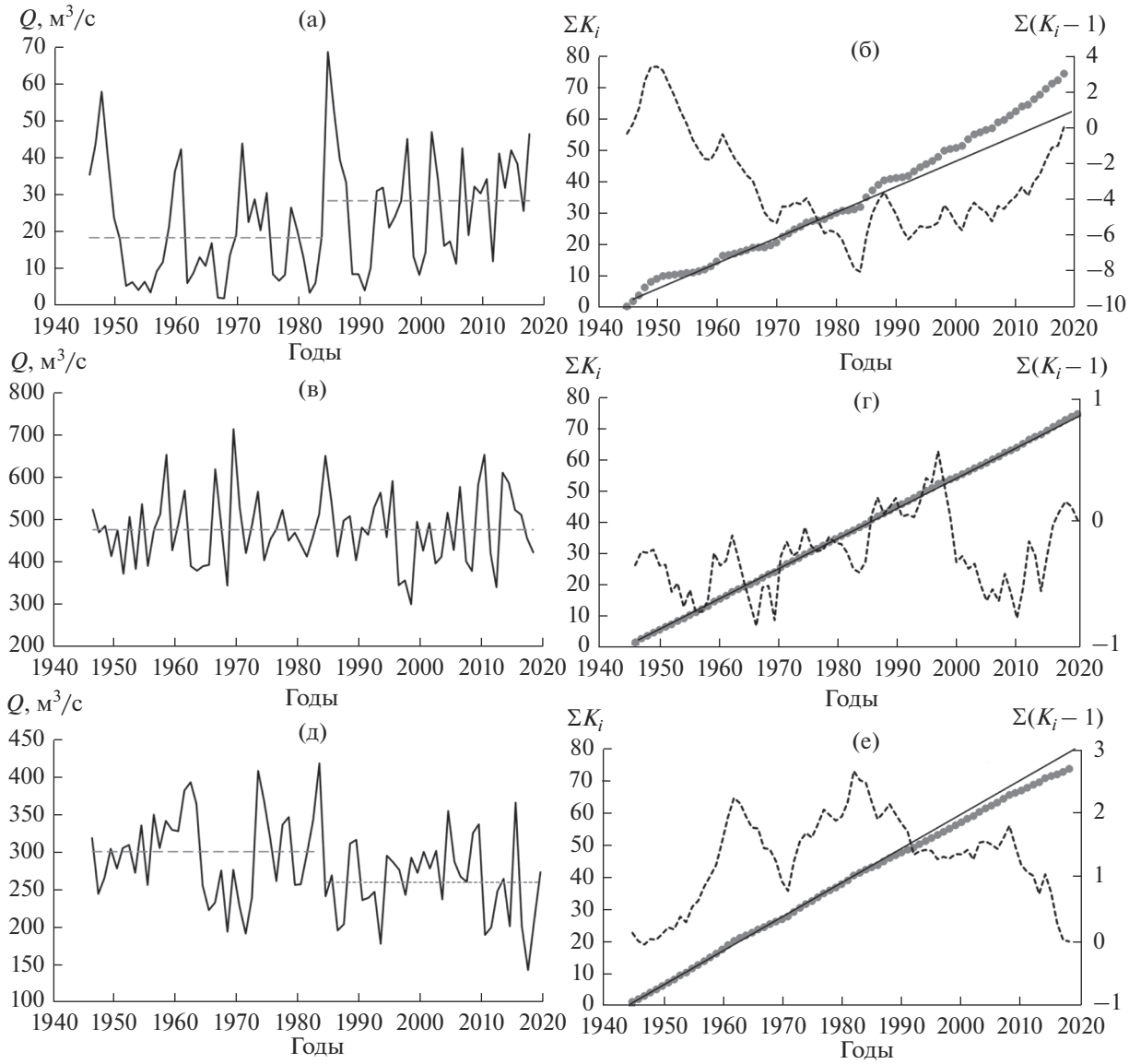


Рис. 1. Определение даты нарушения стационарности рядов для случая увеличения, отсутствия изменения и уменьшения годовых расходов воды (а, б – р. Тартас – с. Венгерово; в, г – р. Бия – г. Бийск; д, е – р. Нижняя Тунгуска – с. Ербогачен). Слева момент нарушения определен с помощью теста Pettitt, справа – с помощью интегральных ΣK_i и разностных интегральных $\Sigma(K_i - 1)$ кривых.

ность, практически идентичную критерию Фишера. Критерий Левене имеет мощность выше, чем критерий Фишера, для распределений с “тяжелыми хвостами”, характерными для максимальных расходов [34].

Оценка значимости тренда за 1950–2019 гг. проводилась с помощью непараметрического теста Манна–Кендалла [66], а расчет параметров линейной регрессии – с помощью метода наименьших квадратов. Статистика теста основана на рангах членов ряда и имеет нормальное распределение.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Расчеты показывают, что для годового стока в целом для территории РФ критерии Стьюдента и Манна–Уитни дают практически идентичные результаты, независимо от выбранного порога значимости α (1, 5, 10%). Тесты для оценки значимости изменения дисперсии показали, что критерии Фишера и Бартлетта выявили наибольшее и практически одинаковое количество постов с нарушением однородности по σ. В дальнейшем в работе для рядов годовых расходов воды использовались критерии Стьюдента и Фишера. По-

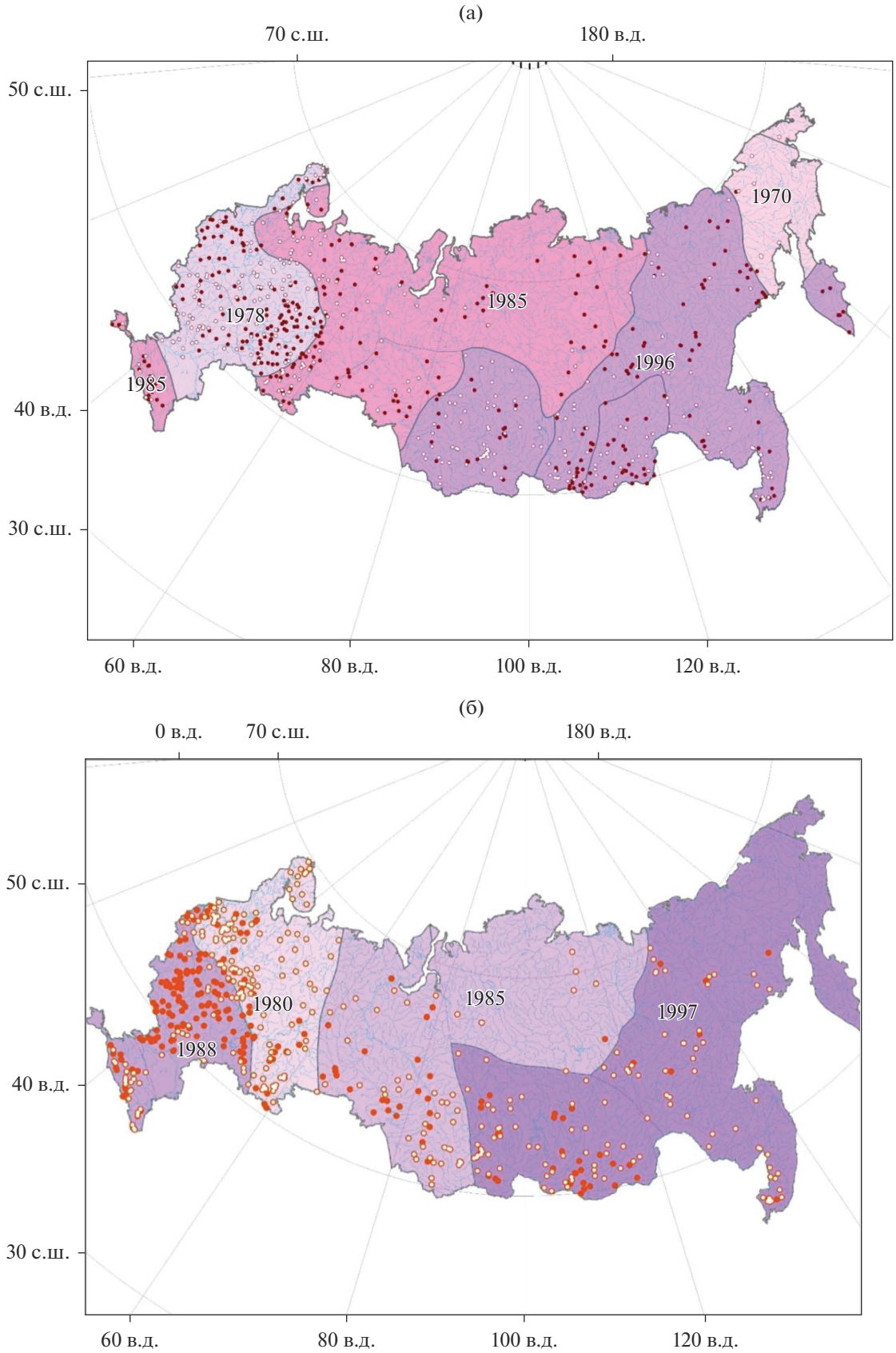


Рис. 2. Распределение даты нарушения стационарности в рядах годового (а) и максимального (б) стока (точки – используемые гидрологические посты, заливка означает наличие статистической значимости (p-value < 10%) в обнаружении переломного года).

скольку критерий Левене имеет бóльшую мощность для распределений с “тяжелыми хвостами” [34] по сравнению с критерием Фишера, а критерий Бартлетта явно завышает число постов с нарушением однородности, в дальнейшем для рядов максимальных расходов воды использовался критерий Стьюдента и Левене.

Общие закономерности изменения годового стока на территории РФ

С учетом найденного года нарушения стационарности в рядах годового стока построены карты изменения годового стока относительно базовых периодов (рис. 2, 3) и распределения трендов за 1950–2019 гг. (рис. 4).

Вопросам оценки происходящих за период наблюдений изменений речного стока на ЕЧР посвящено много исследований. Ряд работ фокусируется на анализе изменений конкретных характеристик или одной из фаз водного режима всего европейского региона в целом [59, 64, 67] или охватывает всю Россию [15, 44, 89]. Всесторонний анализ изменений годового стока ЕЧР выполнен ранее при участии авторов настоящей статьи, а результаты опубликованы в коллективной монографии [23], в атласе [24], а также в работе [54]. Наибольшее количество исследований касается анализа динамики характеристик конкретных фаз для частных водосборов – Волги [16, 33, 62], Дона [13, 25, 29, 68], рек северных регионов ЕЧР [3, 73].

В целом для годового стока и общих водных ресурсов Русской равнины наблюдается постепенная тенденция к их увеличению, она связана с общим ростом увлажненности территории – это отмечается во всех работах, посвященных данному региону [22–24, 44, 54]. Однако для большинства проанализированных водосборов изменения имеют статистически незначимый характер [44, 54]. Проведенные расчеты, основанные на обновленных данных за 1950–2019 гг., подтверждают данный вывод и иллюстрируют в целом сохранение и усиление тенденции роста общей водности рек (рис. 2–4). Согласно полученным картам, эти изменения в той или иной степени отражают законы географической зональности, усиления степени континентальности климата. Реакция стока на изменения климата проявляется по-разному в зависимости от природных зон, влияния рельефа местности и удаленности региона от основных влагонесущих потоков – западного переноса. На преобладающем большинстве водосборов годовая водность рек увеличилась на 20–50% относительно базисного периода, что согласуется с предшествующими оценками и несколько превышает их [44, 54]. Более яркое проявление тенденции связано, возможно, с выбором переломного года.

Меньше всего изменения затронули сток рек в северных регионах ЕЧР, водосборы которых расположены преимущественно севернее 59° с.ш. Так, в бассейнах Онеги, Мезени и Северной Двины, за исключением нескольких водосборов, изменения годового стока укладываются в диапазон ±10% по отношению к базисному периоду. Для абсолютного большинства водосборов изменения имеют статистически незначимый характер. Полученные результаты близки к предшествующим оценкам [73] – 20–40 мм за 1976–2017 гг., исключение – р. Мезень, на которой годовой сток почти не рос [73], а с учетом последних лет тенденция к росту все же наметилась. Схожие результаты получены и в работе авторов [24]. В бассейне Печоры для отдельных рек, берущих начало на наветренных склонах Урала и Северных Увалов, фиксируется увеличение годового стока на 10–20%, что соответствует предшествующим оценкам [54]. Чуть более выраженные изменения годового стока характерны для рек Карелии и Кольского п-ова. Здесь для ~30% анализируемых водосборов увеличение годового стока составляет >20% и имеет статистически достоверную значимость. Полученная оценка (+12%) чуть выше, чем в предшествующих работах [24, 73]. Тем не менее есть достаточное число рек, где эти изменения незначимы и ограничены диапазоном ±10% относительно базисного периода. Для единичных бассейнов в Карелии и Ленинградской области наблюдается снижение годового стока на ≥20%.

Для большинства анализируемых рек северо-западной части Русской равнины наблюдается ярко выраженное увеличение годового стока на 20–50%. Несколько меньше число водосборов, где эти изменения составляют 10–20%. Тенденция к увеличению водности рек региона не вызывает сомнений, что подтверждается статистической достоверностью роста математического ожидания. Эта оценка в ~1.5–2 раза выше, чем приведенная в [44].

В Центральном регионе России изменения годового стока рек имеют разную интенсивность. Так, в верхнем течении Оки и Москвы-реки они не имеют статистической значимости и укладываются в диапазон ±10%. С продвижением на В и СВ тенденция увеличения годового стока становится более заметной. Аналогичное распределение получено и в [44]. В среднем и нижнем течении Оки и ее притоков – Мокши, Цны, бассейне Суры – изменения >10%, доходят до 20–50% и порой >50%, что в 2 раза превышает предшествующие оценки [12, 22, 24, 44, 54]. Предположительно, это связано с усилением тенденции роста годового стока.

Но наиболее выраженный рост водности наблюдается в Заволжье. Если верхнее течение Камы по характеру тенденций тяготеет к бассейну

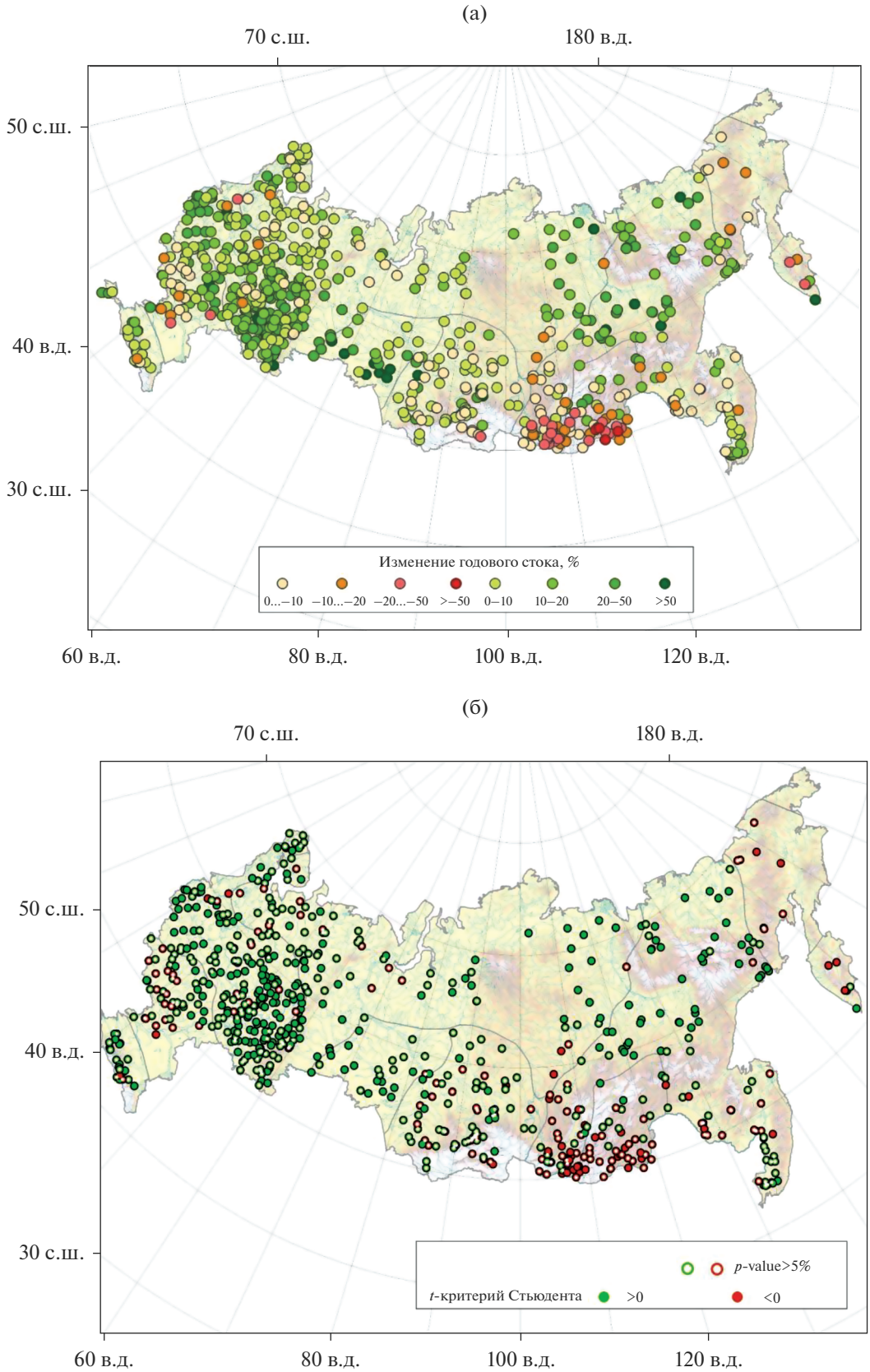


Рис. 3. Изменение годового стока относительно базового периода (а) и оценка его статистической значимости по критерию Стьюдента для p-value < 5% (б).

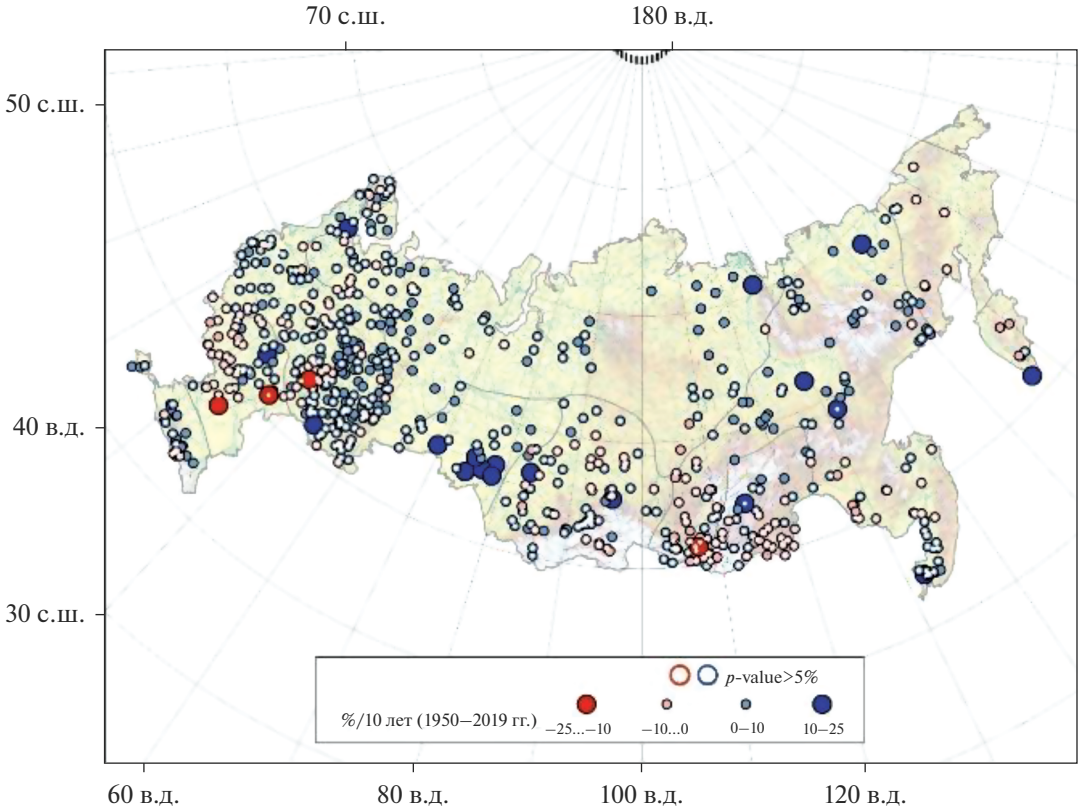


Рис. 4. Распределение трендов (%/10 лет) за период 1950–2019 гг. в рядах годового стока с указанием их статистической значимости по критерию Манна–Кендалла.

Печоры и северо-восточных территорий ЕЧР, то в среднем и нижнем течении Камы, а также на левобережных притоках Волги – Костроме, Унже, Ветлуге – рост средних годовых расходов воды интенсивнее всего: 20–50% и более. Этот регион совпадает с восточным макросклоном Русской равнины, и именно здесь сосредоточено основное количество постов со статистически достоверными положительными трендами годового стока. Аналогичные результаты получены и в предшествующих работах [22, 24, 44, 54].

Противоположные результаты получены для бассейна Дона (за исключением верховьев, водосборов Хопра и Медведицы). Это единственный крупный регион на Русской равнине, где в последние десятилетия выражена статистически достоверная, преобладающая тенденция снижения водности, это подтверждают результаты предшествующих исследований [12, 22, 24, 29, 44, 54]. В верхнем течении Дона она укладывается в диапазон ±10% и не имеет статистической значимости, как и показано ранее в [29, 67, 68], но с продвижением на ЮВ увеличивается. Снижение годового стока в замыкающем створе (ст. Раздорская) составляет ~25% по отношению к предшествующему 15–20-летнему периоду. В то же время в бассейне Хопра и Медведицы наблюдается рост водности на 10–20%, что не соответствует ранее полученным результатам [29, 31].

Для еще одного засушливого региона – бассейна Урала и притоков Нижней Волги – как и для бассейна Камы, ярко выражена тенденция увеличения средних годовых расходов воды на 20–50% и более. Годовой сток Урала и его притоков за период инструментальных измерений претерпел существенные климатически обусловленные и антропогенные изменения, в которых прослеживается ряд важных особенностей и закономерностей [37]. В 1930-х и особенно в конце 1950-х гг., со второй половины 1970-х по 1980-е гг. наблюдалась заметная смена параметров и характера многолетних колебаний годового стока.

Положительная тенденция изменения годовых расходов воды наблюдается и на Кавказе. Реки здесь отличаются чрезвычайным разнообразием природных условий формирования стока [86]. Равнинная часть территории испытывает значительное антропогенное воздействие разной интенсивности [37]. Для многих гидрологических постов региона характерны пропуски в рядах и плохое качество измерений [1]. В основном рост водности за год статистически незначим и укладывается в диапазон ±10%. Лишь для отдельных замыкающих створов притоков на равнинных и

предгорных участках в бассейне Кубани увеличение годового стока составляет от 10–20 до 20–50%, что также соответствует предшествующим исследованиям [37, 86]. Для рек Кавказа характерен рост дисперсии на 20–50% и более.

Сток рек Причерноморья вырос в среднем на 0.7% [37]. Изменение составило от −6.7% для р. Западный Дагомыс до 7.8% для р. Хоста, что подтверждает полученные результаты. Оценка изменения годового стока рек Крыма чрезвычайно затруднена из-за существенного антропогенного влияния за счет их регулирования прудами, водохранилищами, а также использования рек для сельскохозяйственных и бытовых нужд. Данные по рекам, находящимся в близких к естественным условиях формирования стока, – Черной в верховьях, Улу-Узень, Кучук-Узенбаши и др. [6] – свидетельствуют о том, что сток за период 1980–2019 гг. увеличился по сравнению со средним за 1945–1979 гг. – от 5 до 30%.

Таким образом, основной регион в пределах ЕЧР, характеризующийся повышенной водностью, локализуется на наветренных склонах Волжской макродолины и Урала. Согласно проведенным расчетам, сосредоточенные здесь гидрологические посты характеризуются ростом дисперсии на 20–50% и более. Рост дисперсии также характерен для северо-восточной части Русской равнины (бассейн Печоры и верхнее течение Камы) и отдельных постов северо-западных районов ЕЧР и Верхней Волги. Величина линейного тренда (% за 10 лет) отражает скорость изменения средних годовых расходов воды. Согласно расчетам, для большинства рек она составляет 0–10% за 10 лет, и лишь для отдельных водосборов превышает данное пороговое значение.

Годовой сток рек Сибири и Дальнего Востока в арктические моря России неуклонно растет с 1980-х гг. (рис. 2–4).

Это подтверждают как результаты исследований отечественных и зарубежных специалистов [11, 61, 76, 80, 88, 89, 91], так и выводы авторов данной статьи [18, 73]. Различаются лишь взгляды на причины, величину, хронологию, пространственные закономерности и внутригодовую структуру этих тенденций [8, 9, 38, 40, 47, 52, 60, 61, 73, 76, 91–93, 95], что можно объяснить разными объемами и территориальным охватом использованных данных, выбранными границами для сравниваемых периодов, методическими подходами к анализу и др. Причины масштабных изменений рассмотрены в [56, 58, 65, 76, 79, 80, 83, 87, 88, 91], но единой точки зрения по-прежнему нет, и предлагаемые связи будут постоянным предметом дискуссий [75]. В [72] приведены интересные результаты реконструкции рядов годового стока Оби, Енисея, Лены и Колымы дендрохронологическим способом до 1800 г. и их анализа, согласно которым: 1) колебания стока до начала 1990-х гг. находились в пределах естественных показателей изменчивости; 2) не обнаружено значимой связи между колебаниями стока и климатическими индексами, тогда как по коротким рядам (в пределах периода наблюдений, да и то не всего) такие связи есть.

Согласно данным авторов [73], в 1976–2017 гг. суммарный годовой сток воды в моря Карское, Лаптевых, Восточно-Сибирское и Чукотское вырос на 7% по сравнению с 1936–1975 гг. У пяти главных рек, впадающих в Карское море, рост составил 3%; с водосбора морей Лаптевых и Восточно-Сибирского приток речных вод вырос на 12 и 9%. Лишь реки водосбора Чукотского моря, относящиеся к региону со снижением годового стока (рис. 2–4), показали убывающую тенденцию (−2.8%). Эти изменения особенно выражены в последние 25–30 лет и связаны с естественными причинами, тогда как влияние хозяйственной деятельности на суммарные водные ресурсы рек АЧР минимально [8, 18, 36, 40, 56, 70, 76, 89, 92–94]. Наибольшее абсолютное увеличение речных водных ресурсов зафиксировано на территориях Дальневосточного и Сибирского округов, наименьшее – в Уральском [9].

Внутри огромных (по площади и широтному простиранию) водосборов арктических морей реакция годового стока рек на климатические и, возможно, криолитологические изменения в зависимости от физико-географических условий и расположения их бассейнов – неоднозначна. В то же время следует признать, что в АЧР преобладают посты и реки с увеличением среднегодовых расходов воды $Q_{ср}$ и условий водообеспечения. Его изменениям по территории присущи определенные закономерности, которые демонстрируют новые карты авторов (рис. 2–4). Реки с ростом стока на 20–50% относятся к двум регионам. Первый, юго-западный, охватывает нижнюю часть бассейна Иртыша и Обь-Иртышское междуречье, восточные склоны Уральских гор; второй, самый большой, протянулся от Хатанги до Колымы, от побережья морей Лаптевых и Восточно-Сибирского до Станового и Алданского нагорий. Здесь преобладают посты со статистически значимым (по критерию Стьюдента) увеличением $Q_{ср}$ (рис. 2–3). Изменение среднего квадратического отклонения (СКО) годового стока везде положительное и значительное – от 10 до >50%, но статистически значимых случаев немного. Все это предполагает более осторожное применение стандартных методов гидрологических расчетов из-за нарушения гипотезы стационарности [51]. Во-первых, их разделяют реки в северной части Западно-Сибирской равнины, в средней и нижней частях бассейна Енисея с меньшими (0–10%)

положительными аномалиями $Q_{ср}$, на которых число постов со значимыми и незначимыми нарушениями стационарности примерно одинаковое. Во-вторых, это верховья Оби и Ангаро-Енисейский участок (к Ю от 60° с.ш.) с разными по знаку отклонениями стока от базового периода (от −10 до +10%), с преобладанием постов со статистически незначимыми изменениями $Q_{ср}$. В эту зону попадают Новосибирское и Ангаро-Енисейские водохранилища, неблагоприятные изменения притока в которые ухудшают экономические показатели их работы. Еще один небольшой район с положительными аномалиями $Q_{ср}$ (в диапазоне 0–20%) расположен в Приморье [28, 41].

Существенно меньшую площадь по сравнению с областями, занятыми положительными аномалиями, занимают два региона со снижением $Q_{ср}$. Первый включает в себя верховья Лены (южнее 60° с.ш.), бассейн Селенги [63], верховья Амура и отдельные водосборы в среднем и нижнем течение Амура (рис. 2–3). Здесь уменьшение $Q_{ср}$ наиболее существенное – в диапазоне 10–50%, но постов со статистически значимыми изменениями меньшинство (рис. 2–3). Наиболее существенное сокращение водных ресурсов рек произошло в южной части бассейна Селенги, выше поста Наушки (−34.7%). Отсюда в северо-восточном направлении снижение $Q_{ср}$ уменьшается, достигая −25.7% в бассейне Шилки и −16.5% в бассейне Аргуни. Выделенная область отрицательных аномалий стока, “затухающих” от бассейна Селенги на СВ, согласуется с областью отрицательных аномалий осадков, связанной с фронтальными процессами в этой области, согласно [5]. Далее на В преобладают положительные аномалии $Q_{ср}$ [28]. В бассейнах рек Зеи, Буреи и Тунгуски изменения $Q_{ср}$ практически отсутствуют. Еще дальше на В изменение увеличивается до 10–15%. Общее уменьшение $Q_{ср}$ для бассейна Амура (пост Богородское) составило 6%. Наиболее заметные изменения СКО выявлены для северной части водосбора оз. Байкал – бассейнов рек Верхняя Ангара (70%), Турка (27.1%) и верховий р. Баргузин (36.6%). На остальной части характер изменения СКО схож с характером аномалий $Q_{ср}$. Наиболее заметное снижение СКО произошло в бассейне Селенги. Причем оно в среднем в 1.5 раза превысило снижение $Q_{ср}$.

Второй большой регион с отрицательными аномалиями $Q_{ср}$ охватывает Чукотку, включая правобережье Колымы и бассейн р. Анадырь, а также северное побережье Охотского моря, бóльшую часть Камчатского п-ова. Для рек Камчатского края в основном характерно наличие относительно продолжительной фазы повышенного водного стока (до конца 1970-х – начала 1980-х гг.) и фазы пониженного стока в последующие годы. Такая тенденция отмечена как для крупнейших рек Камчатки – Пенжины [20] и Камчатки [55], так и для более мелких водотоков [32]. В последние 30 лет для бассейна р. Камчатки характерно некоторое увеличение стока в ее верхнем течении и незначительное уменьшение в целом для всего бассейна. Главная причина снижения $Q_{ср}$ – уменьшение сумм осадков.

Статистически значимые положительные тренды $Q_{ср}$ за 1950–2019 гг. присущи, как правило, рекам АЧР, протекающим в районах с наиболее значительными и положительными аномалиями годового стока (рис. 4), что совпадает с выводом в [44]. Трендов с величиной >10%/10 лет немного, как и значимых отрицательных трендов. Так, особенности пространственного распределения величины тренда годового стока рек Забайкалья и верховий Амура схожи с пространственной изменчивостью аномалий самого стока, хотя статистическая значимость тренда не так велика – для 91% постов значимость обнаружения тренда больше, чем значимость изменений $Q_{ср}$. Можно выделить область со значимым ростом $Q_{ср}$ в бассейне Тобола – на 5%/10 лет, для территории между Ямалом и Чукоткой северней 60° с.ш. – на 3–7%/10 лет. В южной и восточной частях бассейна Селенги скорость уменьшения $Q_{ср}$ составила 3–5%/10 лет. Для остальной территории АЧР выявить однородные по величине изменения $Q_{ср}$ не удалось.

Похожие результаты, но по меньшим объемам данных, показаны в [8, 91]. Они согласуются с тенденциями изменений высоты снежного покрова и осадков за холодный период [82, 83, 91]. К В от р. Лены, где значителен вклад в общие водные ресурсы летне-осеннего стока и осадков [18], тенденции изменений снежного покрова и годового стока не обязательно совпадают. Уменьшение осадков и снегозапасов к В от р. Колымы, включая бассейн р. Пенжины [7, 78, 90], – возможная причина снижения здесь стока рек. Но есть и отличия. Так, на приведенных в [8, 91] картах южный район с отрицательными аномалиями существенно больше, чем по данным данного исследования, и охватывает южные части водосборов Оби, Енисея и Лены – к Ю от 55°–60° с.ш., включая отдельные части бассейнов Иртыша и Ангары. В [46] анализ величины и значимости трендов $Q_{ср}$ рек в Алтай-Саянском регионе за 1965–2014 гг. по 108 постам показал, что для 59 постов характерна тенденция к увеличению $Q_{ср}$ (верховья Абакана и бассейн р. Кан), а для 49 – к уменьшению. Забайкалье в [8] показано территорией с положительными аномалиями $Q_{ср}$, а вся северная часть Западной Сибири – с отрицательными [8, 91].

В последнем опубликованном в 2021 г. исследовании ГГИ [44], проведенном с использовани-

ем сопоставимого количества постов (430), длины и хронологических границ рядов, в распределении изменений (%) годового стока рек АЧР по территории оказалось много схожего с результатами настоящего исследования. Главное отличие – появление еще одной зоны с отрицательными аномалиями $Q_{ср}$ (−10%...0%) – в правобережной части бассейна Оби и среднем течении Енисея. Наиболее вероятная причина – разные переломные годы. Например, в [10] сравнивался сток рек за 1946–1975 и 1976–2018 гг. и получилось, что в первую зону с отрицательными аномалиями (рис. 2–4) дополнительно попадают южные части бассейнов Оби и Енисея – к Ю от 58°–60° с.ш.

Вообще, укрупненные районы с принятым единым "годом перелома" в многолетнем ходе годового стока рек в АЧР генерализуют более дробное деление со своими закономерностями. Первая из них – это запаздывание в наступлении второго периода в восточном направлении и в глубь суши. Даже в пределах большого региона, включающего северные районы ЕЧР и Западную Сибирь (рис. 2а), с годом перелома в 1985 г. в западной его части (в пределах АЧР) заметные изменения колебаний годового стока зафиксированы в основном в первой половине 1980-х гг., а в восточной части – во второй половине, в основном с 1987 по 1988 г. В пределах района с годом перелома в 1996 г. преобладает горный рельеф, что может свидетельствовать о второй закономерности – прямой связи высоты местности и запаздывания наступления второго периода. Еще одна закономерность – статистически незначимая связь засушливых и равнинных условий замкнутой Центрально-Якутской равнины, Приленского плато, срединной части Западно-Сибирской равнины с более ранней сменой прежних условий стокоформирования – с начала–середины 1970-гг. На крайней северо-восточной территории АЧР и на равнинных участках тихоокеанского побережья заметные изменения стока видны с конца 1960-х и с 1970-х гг. Это четвертая закономерность. Безусловно, всю эту неоднородность отобразить невозможно и укрупнение районов необходимо, но оно, как уже убедились, влияет на результаты сопоставления характеристик стока базового и сравниваемого периодов.

В последнее десятилетие много внимания уделялось изменению стока рек бассейна Байкала, что связано с наблюдающимся там маловодьем и негативными эффектами для этого крупнейшего, уникального и охраняемого ЮНЕСКО пресноводного водоема. Величина притока речных вод в Байкал за 1932–2016 гг. составила 62.5 км^3/г. [2]. При этом в его динамике не было выявлено тенденции к монотонному изменению. Анализ более продолжительного ряда $Q_{ср}$ (1901–2017 гг.) выявил статистически незначимый возрастающий тренд (<0.1%/год) [50]. В [97] сравнение периодов 1978–1995 и 1996–2015 гг. показало снижение $Q_{ср}$ в пределах монгольской части бассейна Селенги. Причем снижение было связано с увеличением потенциального испарения и статистически незначимым уменьшением слоя осадков. Как видно, полученные авторами настоящей статьи результаты, демонстрирующие уменьшение $Q_{ср}$ и, в меньшей степени, его изменчивости, наиболее заметное для южной и восточной части бассейна Селенги, совпадают с предыдущими работами.

Гораздо меньше работ посвящено изменению стока Амура и его притоков. Сток Амура частично зарегулирован, в частности водохранилищами на Зее (1975 г.), Бурее (2003, 2017 гг.), а также рядом водохранилищ и прудов в бассейне р. Сунгари начиная с 1970-х гг. Величина водозабора на российской части бассейна незначительна (1.44 км^3/год) с небольшой долей безвозвратного водопотребления. В то же время водозабор на территории китайских провинций в 2010 г. составил 62.7 км^3/год [19]. Именно с регулированием стока связывают изменение внутригодового водного режима нижнего Амура [4, 8] и в некоторой степени отрицательные аномалии годового стока [45]. В приустьевом створе Богородское (имеющем самый непродолжительный период наблюдений) число маловодных и многоводных лет практически одинаково [35].

МАКСИМАЛЬНЫЙ СТОК

Трансформация типовых гидрографов под влиянием меняющегося климата привела к драматическим изменениям максимальных расходов воды в некоторых регионах ЕЧР. На реках ЕЧР максимальные расходы воды в значительной степени формируются во время весеннего половодья. Наблюдаемые изменения водного режима характеризуются в первую очередь изменениями характеристик именно этой фазы. Анализу происходящих изменений посвящено большое количество работ как общего, так и регионального характера.

Для северных районов Русской равнины, где наблюдаются относительно слабые изменения средней водности, характерен практически повсеместный рост годовых максимумов. В большинстве случаев эта тенденция не является статистически достоверной, однако она характерна для большинства постов. Предшествующие исследования [17, 37, 54] столь однозначного слабого роста годовых максимумов не фиксировали. Согласно [44], тенденции в регионе разнонаправлены и укладываются в диапазон 10%. Схожая картина наблюдается и для рек верховьев бассейна Камы. Так, в створе р. Кама – пгт Гайны после 2000 г. заметно снизилась дисперсия колебаний,

однако похожий период со значениями, близкими к среднемноголетним, был здесь и в 1950-е гг.

Согласно полученным результатам, наиболее пестрая картина изменений годовых максимумов стока ($Q_{макс}$) наблюдается на северо-западной территории ЕЧР. В Ленинградской области и в южной части Карелии преобладает положительная динамика $Q_{макс}$. Это соответствует данным, приведенным в работе ГГИ, показывающим, что именно в этом регионе наблюдаются посты с превышением максимального расхода 10%-й обеспеченности в 2–3 раза за современный период [15, 44]. На западной территории России на абсолютном большинстве гидрологичесих постов наблюдается снижение $Q_{макс}$ преимущественно на 10–20%, а для отдельных водосборов – 20–50%, что согласуется с предшествующими работами [15, 44].

С продвижением на Ю интенсивность снижения $Q_{макс}$ растет: в верховьях Оки она составляет в среднем 20–50%, а для бассейна Дона – повсеместно сокращение $Q_{макс}$ > 50%. Это соответствует проведенным ранее региональным обобщениям [25, 30, 54]. Они же согласуются с оценками ГГИ в [15, 44], где показано, что в бассейнах Нижней Волги, Дона, Днепра, а также в южной части бассейна Оки на преобладающей части рек с 1979–1983 гг. произошло снижение $Q_{макс}$ на 40–60% и статистически значимое уменьшение дисперсии.

Интересен факт, что линия “смены тенденций” четко проходит по Волжской макродолине. Для левобережных притоков Верхней Волги ниже Рыбинского водохранилища повсеместно наблюдается рост $Q_{макс}$ на 10–50%. В среднем течении Камы наблюдаются разнонаправленные тенденции, но преобладают посты с увеличением $Q_{макс}$. Реки, текущие с Ю, уже имеют обратную тенденцию – $Q_{макс}$ здесь снижаются на 20–50% в преобладающем большинстве случаев. Для большинства рек изменения $Q_{макс}$ статистически значимы. Полученные результаты соответствуют предшествующим исследованиям ГГИ [15, 33, 44]. В работе [33] показано, что для 70% рек наблюдается снижение слоя стока половодья, для 30% – рост. При этом лишь для одной трети изученных водосборов изменения на тот момент имели статистически значимый характер, сейчас это число удвоилось. Для рек с отрицательным трендом снижение объема половодья за период 1978–2010 гг. составляло в среднем 10%, согласно проведенным расчетам сейчас это уже 40–60% [44], что согласуется с результатами настоящей работы.

Интересно, что изменения $Q_{макс}$ половодья заметно выражены для рек именно с преимущественно снеговым питанием в масштабе всей Европы. В работе [59] Русская равнина выделена как отдельный регион, для которого характерны снижение максимумов половодья и заметное смещение его дат на более ранние сроки.

В бассейне Урала тенденции изменения максимумов неоднозначные, для рек в верхнем течении бассейна характерен рост $Q_{макс}$, для среднего и нижнего течения Урала – уменьшение на 20–50%. Такие результаты могут быть связаны с тем, что с завершением условно естественного периода параметры весеннего половодья существенно изменились: ранее его доля в годовом стоке составляла здесь 75–85%, сейчас – лишь до 65–75%, исключение – р. Орь [39].

Для большинства рек Северного Кавказа и его предгорий характерно преобладание роста $Q_{макс}$ в последние десятилетия в среднем на 10–20%, в отдельных случаях до 50%. На реках высокогорий максимумы, наоборот, снижаются. Это частично согласуется с предшествующими исследованиями ИВП РАН. Так, для бассейна Терека отмечено снижение на 5–50% [84] для горной и предгорной частей бассейна, в том числе для предгорных районов Дагестана. В равнинной части изменений не выявлено — незначительное снижение в бассейнах Терека и Сулака и небольшой рост в бассейне Самура. Аналогичная ситуация наблюдается в верхнем и нижнем течении Кубани, где также, по расчетам до 2016 г., отсутствуют статистически значимые изменения. Однако в среднем течении Кубани еще тогда был выявлен рост $Q_{макс}$, составивший за рассматриваемый период 30–45% [84]. Авторы связывают эти тенденции с прохождением фазы пиковых расходов в период дегляциации в регионе [85]. В работе [84] также показано, что $Q_{макс}$ дождевых паводков в 1960–2016 гг. имели тенденцию к увеличению в предгорных районах, в то время как в горах направленные изменения не выявлены.

Данные по рекам Крыма, находящимся в близких к естественным условиях формирования стока, свидетельствуют о незначительном росте $Q_{макс}$ на ~10%.

Более интенсивная по сравнению со средними годовыми расходами реакция годовых максимумов на изменения климата подтверждается практически повсеместной статистической достоверностью трендов. Наибольшие скорости изменения характеристики приурочены к Черноземью, где в среднем за 10 лет максимальные расходы сокращаются на >25%. Именно снижение годовых максимумов в южной части Русской равнины максимально ярко демонстрирует, каким образом трансформация климата региона влияет на водный режим рек.

Картина изменения $Q_{макс}$ рек АЧР более разнообразна (рис. 5, 6). Так, полноценный анализ характера и закономерностей временных и пространственных изменений $Q_{макс}$ ограничен мень-

шим числом постов с достаточной продолжительностью наблюдений и непрерывными рядами. Да и сами сетевые данные содержат большие по величине ошибки [90]. Это повлияло на решение о разделении АЧР всего на два региона с примерно одинаковым годом перелома – 1985 и 1997 гг. (рис. 2б). Тем не менее отчетливо видно, что на АЧР, в отличие от ЕЧР, во-первых, явно преобладают реки с положительными аномалиями $Q_{макс}$, а во-вторых, их размещение схоже с распределением положительных аномалий $Q_{ср}$. Причем реки на юго-восточной территории АЧР со значительной ролью летне-осенних дождевых паводков и дальневосточного типа водного режима демонстрируют уменьшение $Q_{макс}$, тогда как реки с основной фазой в весеннее половодье – в основном увеличение $Q_{макс.}$ Неоднозначные изменения (от −20/−10 до +10/+20%) установлены для крайней северо-восточной территории АЧР, водосборов Охотского и Японского морей, в пределах Ангаро-Енисейского участка (к Ю от 60° с.ш.). Наиболее выраженная (от −10 до ≥−50%) и компактная зона с отрицательными аномалиями $Q_{макс}$, как и в случае с годовым стоком, расположена в Забайкалье и верховьях Амура, а с положительными аномалиями – в нижней части бассейна Иртыша, на Обь-Иртышском междуречье и восточных склонах Уральских гор (+10...≥+50%) (рис. 3, 4).

А.И. Шикломанов и коллеги [90] на основе данных по 139 постам за 1930–2001 гг. не подтвердили преобладание положительной тенденции в многолетних колебаниях $Q_{макс}$, но выявили возрастающий тренд за 1960–2001 гг. в средней и северной частях бассейнов крупнейших рек азиатской части водосбора арктических морей. В [15] по результатам анализа за 1950–2016 гг. увеличение $Q_{макс}$ с середины 1980-х гг. в диапазоне от 0 до 20% обнаружено у рек между Енисеем и Колымой (т. е. у рек с восточно-сибирским типом водного режима), а также в российской части водосбора Иртыша; хотя бассейн р. Яны в [15] обозначен территорией с отрицательной аномалией. В целом, в [9, 15, 48], несмотря на разницу методических подходов, доминирующей тенденцией для рек Средней и Восточной Сибири (вплоть до Колымы) и к С от 55°–60° с.ш. признается рост $Q_{макс}$. Если он еще и не привел к положительным отклонениям, то благодаря возрастающему тренду это произойдет. Поскольку более интенсивное таяние сезонных снегов, связанное с весенним повышением температуры воздуха [90], бóльшие (чем ранее) снегозапасы и жидкие осадки в период весеннего половодья, сохранение малых потерь талого стока в условиях сплошной мерзлоты [83] и предвесеннего водонасыщения будут этому способствовать.

Интересная ситуация складывается в Алтай-Саянском горном и предгорном районе. В [9, 27] отмечено, что с 1990-х по 2010-е гг. у больших и наиболее многоводных рек Алтая – Катуни и Бии, формирование стока которых происходит в нескольких высотных зонах, – отрицательный тренд максимального стока сменился на положительный и $Q_{макс}$ стали чаще наблюдаться во время весеннего половодья. Важнейшая причина – потепление весной, вследствие чего снеготаяние охватывает одновременно несколько высотных поясов, обеспечивая большее и интенсивное поступление воды в русловую сеть. Для средних и малых рек с формированием стока в одном высотном поясе это не характерно. По сути, это модель возможной реакции максимального стока рек на рост температуры воздуха в подобных горных районах Сибири и Дальнего Востока. Другая причина – увеличение жидких осадков весной [27]. В какой-то мере это подтверждается результатами [46]: за 1965–2014 гг. лишь в 18 случаях из 112 была выявлена положительная тенденция $Q_{макс}$ половодья.

По новым оценкам авторов статьи, все основные зарегулированные реки АЧР, впадающие в арктические моря РФ, по-прежнему демонстрируют уменьшение $Q_{макс}$. Максимальные расходы на замыкающих створах Оби, Енисея, Лены и Колымы уменьшились с 1976 г. на 2, 6.5, 2.9 и 6.9% в сравнении с 1936–1975 гг. Незначительное и неустойчивое повышение $Q_{макс}$ с середины 1990х гг. наблюдается лишь на замыкающем створе Колымы. В низовьях Енисея с середины 2000-х гг. произошло резкое снижение $Q_{макс}$.

Согласно [53], для всех постов в пределах бассейна Селенги все тренды $Q_{макс}$ оказались отрицательными. В [49] выявлены отрицательный тренд $Q_{макс}$ (~0.5%/год) весеннего половодья на Селенге с середины 1930-х гг. по 2015 г., отсутствие изменений на Баргузине и рост на Верхней Ангаре (~0.5%/год). По [97], за 1978–2015 гг. изменение $Q_{макс}$ в пределах монгольской части бассейна было наиболее интенсивным. Уменьшение суточных $Q_{макс}$ было выявлено для всех 12 постов и составило в среднем 62%. Анализ изменения $Q_{макс}$ дождевых паводков в пределах российской части бассейна Байкала за 1979–2018 гг. показал их уменьшение на 43 постах, причем для 20 постов снижение статистически значимо [21].

Для многолетней динамики максимальных расходов Амура свойственно чередование серий лет пониженной и повышенной водности [42]. В [43] показано, что в 1961–2017 гг. риск формирования высоких паводков был в два раза ниже по сравнению с 1896–1960 гг. В то же время в [15] сообщается, что в бассейне Амура выросла повторяемость $Q_{макс}$ малой обеспеченности (<10%).

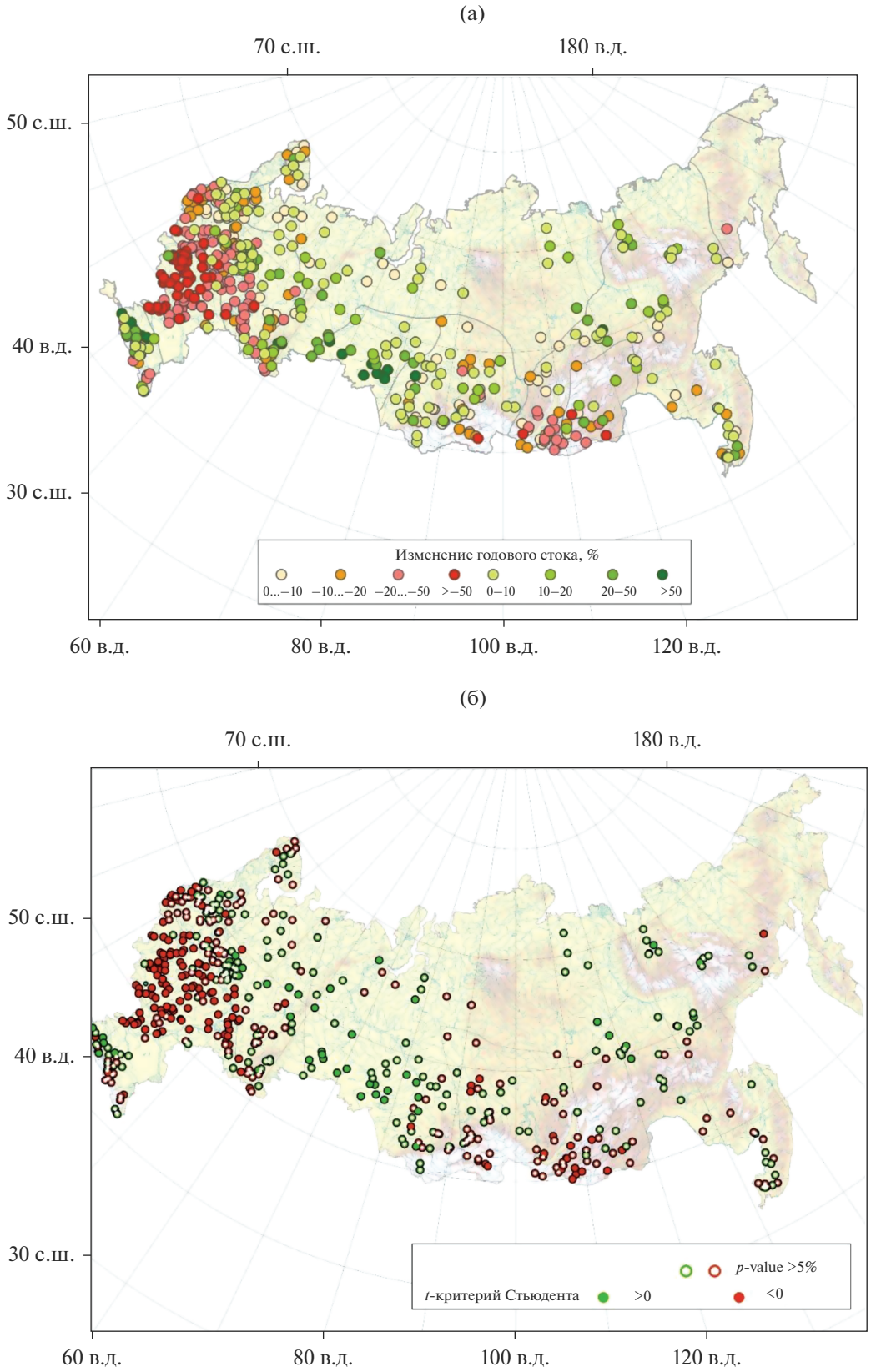


Рис. 5. Изменение максимального стока и оценка его статистической значимости по критерию Стьюдента для p-value < 5%.

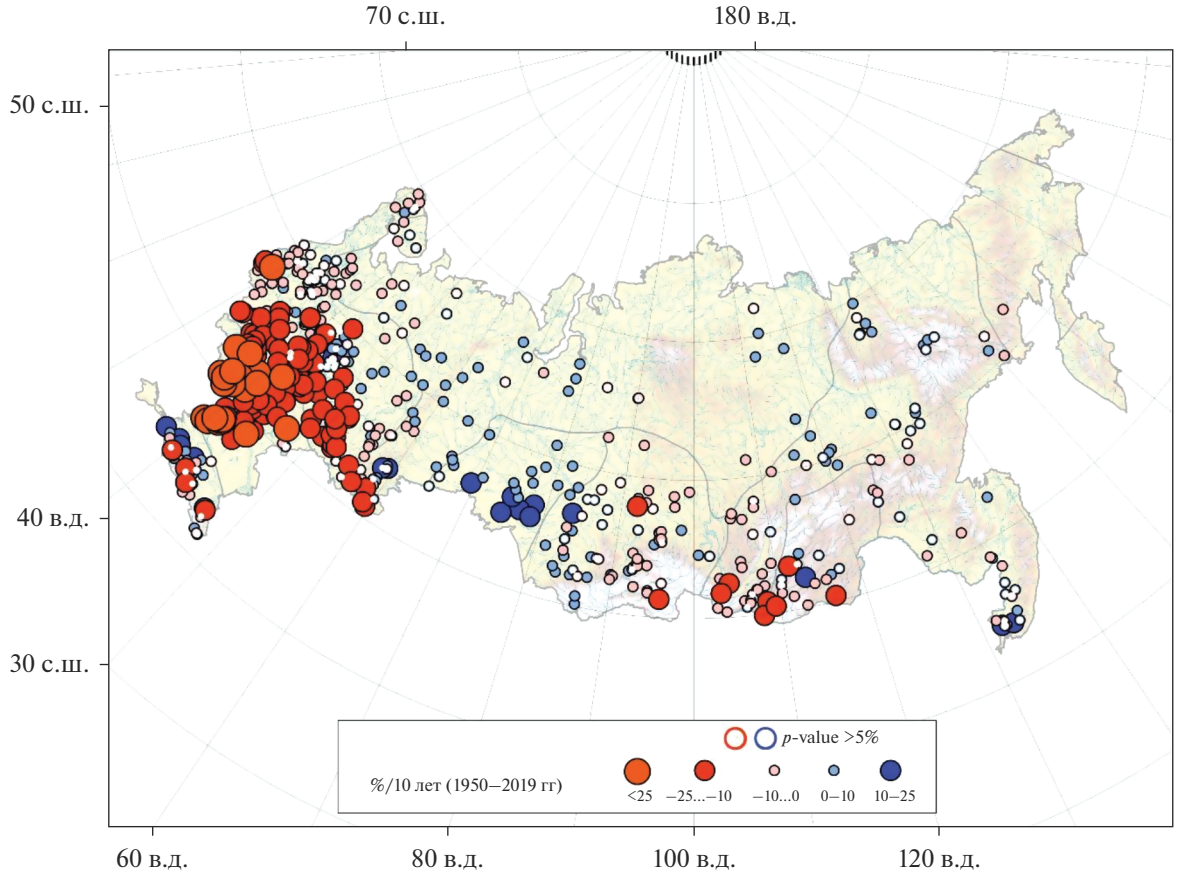


Рис. 6. Распределение трендов за период 1950–2019 гг. в рядах максимального стока (%/10 лет) с указанием их статистической значимости.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом для территории России в последние десятилетия произошли значимые изменения годовых и максимальных расходов воды. На ЕЧР изменения произошли в середине 1970 – середине 1980-х гг. Далее на В год перелома смещается на более поздние даты. Если для Западной Сибири и значительной части бассейна Енисея преобладает 1985 г., то для бассейнов Байкала, Амура, верхней и средней Лены – 1996 г. Для рядов максимальных расходов воды картина схожа – 1980 и 1988 гг. в пределах ЕЧР сменяется на 1985 г. для Западной Сибири, среднего и нижнего течения Енисея и 1996 г. – для бассейнов Амура, Лены и северо-востока России.

Для рек Русской равнины характерны разнонаправленные изменения величины годового стока. На преобладающем большинстве водосборов водность рек увеличилась на 20–50% относительно базисного периода. Особенно рост заметен для левобережных притоков Волги и рек северо-западной части Русской равнины. Меньше всего изменения затронули реки Русского Севера и бассейн Дона.

Годовой сток рек Сибири и Дальнего Востока в арктические моря России неуклонно растет с 1980-х гг. Наиболее заметен рост (10–50%) в нижней части бассейна Иртыша и на Обь-Иртышском междуречье, на восточном склоне Уральских гор, а также на территории от Хатанги до Колымы. Их разделяют регионы незначительного роста (0–10%) и неоднозначной тенденции (±10%) – это северная часть Западно-Сибирской равнины, бассейн Ангары, средняя и нижняя части бассейна Енисея, верховья Оби. Существенно меньшую площадь занимают два региона со снижением $Q_{ср}$. Первый включает верховья Лены (южнее 60° с.ш.), бассейн Селенги и верховья Амура. Второй большой регион с отрицательными аномалиями охватывает Чукотку, северное побережье Охотского моря, бóльшую часть Камчатского п-ова.

В ЕЧР наиболее интенсивное уменьшение максимальных расходов воды фиксируется в бассейнах Дона и Оки. Здесь с конца 1970-х гг. снижение максимальных расходов воды составляет в среднем 46 и 37% соответственно. Одновременно с этим увеличился разброс дат их прохождения. Заметно снизились весенние максиму-

мы и в нижнем течении Волги. В западной части Русской равнины также фиксируется снижение максимумов весеннего половодья, но здесь оно имеет характер тенденции. На средних и крупных реках северных и восточных районов ЕЧР тенденция снижения максимумов весеннего половодья практически не выражена. Снижение максимальных расходов воды было выявлено для высокогорных водосборов в бассейне Терека (от −5 до −50%), в то время как для высокогорных водосборов бассейна Кубани заметен рост (25–50%). Предгорные водосборы в целом испытывают рост максимальных расходов.

В отличие от ЕЧР, на АЧР явно преобладают реки с положительными аномалиями максимальных расходов, а их размещение схоже с распределением положительных аномалий годового стока. Реки на юго-восточной территории АЧР со значительным дождевым питанием демонстрируют уменьшение максимальных расходов, тогда как на реках с основной фазой в весеннее половодье доминирует их увеличение. В целом изменения не были выявлены для крайней северо-восточной территории АЧР, водосборов Охотского и Японского морей, южной части бассейна Енисея. Наиболее выраженная зона с отрицательными аномалиями максимальных расходов расположена в Забайкалье и верховьях Амура, а с положительными аномалиями – в нижней части бассейна Иртыша, на Обь-Иртышском междуречье и восточных склонах Уральских гор (+10...≥+50%).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аксянов Т.М.* Применение метода русловых водных балансов для анализа надежности учета и увязки стока реки Самур // Вод. хоз-во России. 2016. № 3. С. 4–14.
2. *Алексеев Л.П., Георгиевский В.Ю., Аниканова М.Н. и др.* Анализ современного состояния озера Байкал по данным мониторинга Росгидромета // Метеорология и гидрология. 2019. № 10. С. 18–29.
3. *Алексеевский Н.И., Магрицкий Д.В., Михайлов В.Н.* Антропогенные и естественные изменения гидрологических ограничений для природопользования в дельтах рек Российской Арктики // Вод. хоз-во России. 2015. № 1. С. 14–31.
4. *Алексеевский Н.И., Юмина Н.М.* Многолетние изменения максимальных уровней воды на нижнем Амуре // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45. № 1. С. 3–14.
5. *Антохина О.Ю., Антохин П.Н., Девятова Е.В. и др.* Динамические процессы в атмосфере, обуславливающие аномалии осадков в Восточной Сибири и Монголии в летний период // Фундаментальная и прикладная климатология. 2018. Т. 1. С. 10–27.
6. *Богуцкая Е.М., Косицкий А.Г., Айбулатов Д.Н. и др.* Средний многолетний сток рек юго-западной части Крымского полуострова // Вод. хоз-во России. проблемы, технологии, управление. 2020. № 2. С. 37–51.
7. *Василевская Л.Н., Сточкуте Ю.В.* Анализ многолетней изменчивости атмосферных осадков и высоты снежного покрова на северо-востоке России за 1966–2014 гг. // Уч. зап. Казанского ун-та. Сер. Естественные науки. 2017. Т. 159. № 4. С. 681–699.
8. Водные ресурсы России и их использование / Под ред. *И.А. Шикломанова*. СПб.: ГГИ, 2008. 600 с.
9. Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. М.: Росгидромет, 2014. 1008 с.
10. *Гельфан А.Н. и др.* Влияние изменения климата на годовой и максимальный сток рек России: оценка и прогноз // Фундамент. приклад. климатология. 2021. Т. 7. № 1. С. 36–79.
11. *Георгиади А.Г., Кашутина Е.А.* Долговременные изменения стока крупнейших сибирских рек // Изв. РАН. Сер. геогр. 2017. № 5. С. 70–81.
12. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П. и др.* Современные и сценарные изменения стока Волги и Дона // Вод. хоз-во России. 2017. № 3. С. 6–23.
13. *Георгиади А.Г., Милюкова И.П., Кашутина Е.А.* Современные и сценарные изменения речного стока в бассейне Дона // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 6. С. 651–662.
14. *Георгиевский В.Ю., Георгиевский М.В., Голованов О.Ф. и др.* Водные системы суши // Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Гл. 4. 1. М.: Росгидромет, 2014. С. 350–361.
15. *Георгиевский В.Ю., Грек Е.А., Грек Е.Н. и др.* Оценка современных изменений максимального стока рек России // Метеорология и гидрология. 2019. № 11. С. 46–55.
16. *Георгиевский В.Ю., Шалыгин А.Л.* Гидрологический режим и водные ресурсы. Гл. 2 // Методы оценки последствий изменения климата для физических и биологических систем. Гл. 2. М.: Росгидромет, 2012. С. 53–86.
17. *Георгиевский М.В., Голованов О.Ф.* Прогнозные оценки изменений водных ресурсов крупнейших рек Российской Федерации на основе данных по речному стоку проекта CMIP5 // Вестн. Санкт-Петербургского ун-та. Науки о Земле. 2019. Т. 64. № 2. С. 206–218.
18. Геоэкологическое состояние арктического побережья России и безопасность природопользования / Под ред. *Н.И. Алексеевского*. М.: ГЕОС, 2007. 585 с.
19. *Говорушко С.М., Горбатенко Л.В.* Трансграничное водопользование в бассейне р. Амур // Вестн. ДВО РАН. 2013. № 2. С. 1–10.
20. *Горин С.Л., Коваль М.В., Сазонов А.А. и др.* Современный гидрологический режим нижнего течения реки Пенжины и первые сведения о гидрологических процессах в ее эстуарии (по результатам экспедиции 2014 г.) // Исслед. вод. биол. ресурсов Камчатки и Северо-Западной части Тихого океана. 2015. № 37. С. 33–53.
21. *Григорьев В.Ю., Миллионщикова Т.Д., Сазонов А.А. и др.* Оценка влияния изменения климатических параметров на сток рек бассейна Байкала во второй по-

ловине XX – начале XXI вв. // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2020. № 5. С. 3–11.

22. *Григорьев В.Ю., Фролова Н.Л., Джамалов Р.Г.* Изменение водного баланса крупных речных бассейнов Европейской части России // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2018. № 4. С. 36–47.
23. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Бугров А.А. и др.* Атлас возобновляемых водных ресурсов Европейской части России. М.: ИВП РАН, 2014. 96 с.
24. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б. и др.* Современные ресурсы подземных и поверхностных вод Европейской части России: Формирование, распределение, использование. М.: ГЕОС, 2015. 315 с.
25. *Дмитриева В.А., Бучик С.В.* Генезис максимумов водности рек и изменчивость водного режима в современный климатический период // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2016. № 5. С. 50–57.
26. Доклад о климатических рисках на территории Российской Федерации. СПб., 2017. 106 с.
27. Изменение климата и его воздействие на экосистемы, население и хозяйство российской части Алтае-Саянского экорегиона: оценочный доклад / Под ред. *А.О. Кокорина*. М.: WWF России, 2011. 168 с.
28. *Калугин А.С.* Современные изменения метеорологических и гидрологических характеристик в бассейне реки Уссури // Природные опасности, современные экологические риски и устойчивость экосистем. VII Дружининские чтения. Материалы всерос. науч. конф. с международ. участием. Хабаровск: ОмегаПресс, 2019. С. 200–205.
29. *Киреева М.Б., Илич В.П., Фролова Н.Л. и др.* Вклад климатических и антропогенных факторов в формирование маловодного периода в бассейне р. Дон 2007–2015 гг. // Геориск. 2017. № 4. С. 10–21.
30. *Киреева М.Б., Фролова Н.Л.* Современные особенности весеннего половодья рек бассейна Дона // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 1. С. 60–76.
31. *Киреева М.Б., Фролова Н.Л., Рец Е.П. и др.* Паводочный сток на реках Европейской территории России и его роль в формировании современного водного режима // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2018. № 4. С. 48–68.
32. *Куксина Л.В., Алексеевский Н.И.* Особенности пространственно-временной изменчивости водного стока рек Камчатского края // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 3. С. 254–264.
33. *Лавров С.А., Калюжный И.Л.* Влияние климатических изменений на сток весеннего половодья и факторы его формирования в бассейне Волги // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2016. № 6. С. 42–60.
34. *Лемешко Б.Ю., Лемешко С.Б., Горбунова А.А.* О применении и мощности критериев проверки однородности дисперсий. Ч. I // Измерительная техника. 2010 а. Ч. I. № 3. С. 10–16.
35. *Лисина И.А., Василевская Л.Н., Василевский Д.Н., Подвербная Е.Н., Агеева С.В.* Анализ гидрологического режима и связей летне-осеннего стока Нижнего Амура с циркуляционными индексами // Геогр. вестн. 2020. № 3(54). С. 98–112.
36. *Магрицкий Д.В.* Водопотребление на водосборах арктических рек и в Арктической зоне Российской Федерации: параметры, структура, многолетняя динамика // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. 2019. № 3. С. 20–37.
37. *Магрицкий Д.В.* Климатические обусловленные и антропогенные изменения стока воды основных рек Российской Федерации в их низовьях и морских устьях // Современные тенденции и перспективы развития гидрометеорологии в России. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Иркутск: Изд-во ИГУ, 2018. С. 285–294.
38. *Магрицкий Д.В.* Факторы и закономерности многолетних изменений стока воды, взвешенных наносов и теплоты Нижней Лены и Вилюя // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2015. № 6. С. 85–95.
39. *Магрицкий Д.В., Евстигнеев В.М., Юмина Н.М. и др.* Изменения стока в бассейне р. Урал // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2018. № 1. С. 90–101.
40. *Магрицкий Д.В., Чалов С.Р., Агафонова С.А. и др.* Гидрологический режим нижней Оби в современных гидроклиматических условиях и под влиянием крупномасштабной водохозяйственной деятельности // Науч. вестн. Ямало-Ненецкого автономного округа. 2019. № 1(102). С. 106–115.
41. *Макагонова М.А.* Динамика параметров водообмена малых речных бассейнов в области Восточно-Азиатского муссона // География и природ. ресурсы. 2009. № 2. С. 139–145.
42. *Махинов А.Н., Ким В.И.* Влияние изменений климата на гидрологический режим реки Амур // Тихоокеанская география. 2020. № 1(1). С. 30–39.
43. *Махинов А.Н., Косыгин В.Ю., Ахтямов М.Х. и др.* Приложение асимптотической теории вероятностей экстремальных значений к прогнозированию риска возникновения больших паводков на Нижнем Амуре // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 3. С. 243–250.
44. Научно-прикладной справочник. Многолетние колебания и изменчивость водных ресурсов и основных характеристик стока рек Российской Федерации. СПб.: РИАЛ, 2021. 190 с.
45. *Новороцкий П.В.* Многолетние флуктуации стока р. Сунгари // Изв. Иркут. ун-та. Сер. Науки о Земле. 2009. Т. 1. № 1. С. 113–126.
46. *Осташов А.А., Соловьев В.А., Пряхина Г.В.* Оценка пространственно-временной изменчивости характеристик водного режима Алтае-Саянского региона // Сб. материалов международ. конф. “Третьи Виноградовские чтения: Грани гидрологии”. Спб.: Изд-во СПбГУ, 2018. С. 618–620.
47. Российская Арктика: Пространство. Время. Ресурсы. Атлас. М.: Фонд “НИР”, Феория, 2019. 796 с.
48. *Семенов В.А., Гниломедов Е.В., Салугашвили Р.С. и др.* География распределения и генезис климатообусловленных изменений экстремальных расходов воды, опасных наводнений и маловодий на реках России // Тр. ВНИИГМИ-МЦД. 2015. Вып. 179. С. 108–120.

49. *Синюкович В.Н., Чернышев М.С.* О трансформации расчетных характеристик годового и максимального стока главных притоков оз. Байкал // Вод. ресурсы. 2017. Т. 43. № 3. С. 256–263.
50. *Синюкович В.Н., Чернышев М.С.* Особенности многолетней изменчивости притока поверхностных вод в озеро Байкал // Метеорология и гидрология. 2019. № 10. С. 30–39.
51. СП 33-101-2003. Определение основных расчетных гидрологических характеристик. М.: Госстрой России, 2004. 70 с.
52. *Ушаков М.В.* Учет климатических изменений при проведении гидрологических расчетов на реках Примагаданья // Глобальные климатические изменения: региональные эффекты, модели, прогнозы. Материалы международ. науч.-практ. конф. Воронеж: Цифр. полиграфия, 2019. С. 516–520.
53. *Фролова Н.Л., Белякова П.А., Григорьев В.Ю. и др.* Многолетние колебания стока рек в бассейне Селенги // Вод. ресурсы. 2017. Т. 43. № 3. С. 243–255.
54. *Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Харламов М.А. и др.* Картографирование современного состояния и трансформации водного режима рек Европейской территории России // Геодезия и картография. 2020. Т. 81. № 7. С. 14–26.
55. *Фролова Н.Л., Становова А.В., Горин С.Л.* Режим стока воды в нижнем течении реки Камчатки и его многолетняя изменчивость // Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана. 2014. Вып. 32. С. 73–78.
56. *Adam J.C., Lettenmaier D.P.* Application of new precipitation and reconstructed stream-flow products to stream-flow trend attribution in northern Eurasia // J. Clim. 2008. № 21 (8). P. 1807–1828.
57. *Bartlett M.S.* Properties of Sufficiency and Statistical Tests // Proc. Royal Society of London. Ser. A. Math. and Phys. Sci. 1937. V. 160. № 901. P. 268–282.
58. *Berezovskaya S., Yang D., Kane D. L.* Compatibility analysis of precipitation and runoff trends over the large Siberian watersheds // Geophys. Res. Lett. 2004. № 31. L21502.
59. *Blöschl G., Hall J., Viglione A. et al.* Changing climate both increases and decreases European river floods // Nature. 2019. V. 573. № 7772. P. 108–111.
60. *Bring A., Fedorova I., Dibike Y. et al.* Arctic terrestrial hydrology: A synthesis of processes, regional effects and research challenges // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2016. V. 121. P. 621–649.
61. *Durocher M., Requena A.I., Burn D.H. et al.* Analysis of trends in annual stream-flow to the Arctic Ocean // Hydrol. Processes. 2019. P. 1–9.
62. *Frolova N.L., Agafonova S.A., Kireeva M.B. et al.* Recent changes of annual flow distribution of the Volga basin rivers // Geogr. Environ. Sustainability. 2017a. V. 10. № 2. P. 28–39.
63. *Frolova N.L., Belyakova P.A., Grigoriev V.Y. et al.* Runoff fluctuations in the Selenga river basin // Reg. Environ. Change. 2017b. V. 17. P. 1–12.
64. *Hall J., Arheimer B., Borga M. et al.* Understanding flood regime changes in Europe: a state-of-the-art assessment // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2014. V. 18. P. 2735–2772.
65. *Hersbach H., Bell B., Berrisford P. et al.* The ERA5 global reanalysis // Quarterly J. Royal Meteorol. Society. 2020. V. 146. № 730. P. 1999–2049.
66. *Kendall M.G.* Rank Correlation Methods. 4th edition. London: Charles Griffin, 1975.
67. *Kireeva M., Frolova N., Rets E. et al.* Evaluating climate and water regime transformation in the European Part of Russia using observation and reanalysis data for the 1945–2015 period // Int. J. River Basin Management. 2019a. V. 18. № 4. P. 1–12.
68. *Kireeva M., Ilich V., Frolova N. et al.* Estimation of the impact of climatic and anthropogenic factors on the formation of the extreme low-flow period in the Don river basin during 2007–2016 // Geogr. Environ. Sustainability. 2019b. V. 12. № 2. P. 62–77.
69. *Kundzewicz Z.W., Robson A.J.* Change detection in hydrological records — a review of the methodology // Hydrol. Sci. J. 2004. V. 49. № 1. P. 7–19.
70. *Lammers R.B., Shiklomanov A.I., Vorosmarty C.J. et al.* Assessment of contemporary Arctic river runoff based on observational discharge records // J. Geophys. Res. 2001. V. 106. P. 3321–3334.
71. *Levene H.* Robust tests for equality of variances // Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling. Stanford: Stanford Univ. Press, 1960. P. 278–292.
72. *MacDonald G.M., Kremenetski K.V., Smith L.C. et al.* Recent Eurasian river discharge to the Arctic Ocean in the context of longer-term dendrohydrological records // J. Geophys. Res. 2007. V. 112. G04S50. P. 1–10.
73. *Magritsky D.V., Frolova N.L., Evstigneev V.M. et al.* Long-term changes of river water inflow into the seas of the Russian Arctic sector // Polarforschung. 2018. № 87 (2). P. 177–194.
74. *Mann H.B., Whitney D.R.* On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other // The Annals of Mathematical Statistics. 1947. V. 18. № 1. P. 50–60.
75. *McClelland J.W., Dery S.J., Peterson B.J. et al.* A Pan-Arctic evaluation of changes in river discharge during the latter half of the 20th century // Geophys. Res. Lett. 2006. № 33. P. 1–4.
76. *McClelland J.W., Holmes R.M., Peterson B.J. et al.* Increasing river discharge in the Eurasian Arctic: Consideration of dams, permafrost thaw, and fires as potential agents of change // J. Geophys. Res. 2004. V. 109. D18102. P. 1–12.
77. Fundamentals of statistical hydrology / Ed. *M. Naghettini*. Cham: Springer, 2017. P. 660.
78. *Nesterova N., Makarieva O., Zemlyanskova A.* Hydrometeorological changes in the North-East of Russia // E3S Web Conf. IV Vinogradov's Conf. 2020. P. 1–5.
79. *Pavelsky T.M., Smith L.C.* Intercomparison of four global precipitation data sets and their correlation with increased Eurasian river discharge to the Arctic Ocean // J. Geophys. Res. 2006. V. 111. D21112.
80. *Peterson B.J., Holmes R.M., McClelland J.W., Vörösmarty C.J., Lammers R.B., Shiklomanov A.I., Shiklomamov I.A., Rahmstorf S.* Increasing river discharge

to the Arctic Ocean // Sci. 2002. V. 298. № 5601. P. 2171–2173.

81. *Pettitt A.N.* A non-parametric approach to the change point problem // Appl. Statist. 1979. V. 28. P. 126–135.
82. *Rawlins M.A. et al.* Evaluation of trends in derived snowfall and rainfall across Eurasia and linkages with discharge to the Arctic Ocean // Geophys. Res. Lett. 2006. № 33. L07403.
83. *Rawlins M.A., Ye H., Yang D. et al.* Divergence in seasonal hydrology across northern Eurasia: Emerging trends and water cycle linkages // J. Geophys. Res. 2009. V. 114. D18119.
84. *Rets E.P., Durmanov I.N., Kireeva M.B.* Peak runoff in the North Caucasus: recent trends in magnitude, variation and timing // Water Res. 2019. V. 46. № S1. P. S56–S66.
85. *Rets E.P., Durmanov I.N., Kireeva M.B. et al.* Past "peak water" in the north Caucasus: deglaciation drives a reduction in glacial runoff impacting summer river runoff and peak discharges // Climatic Change. 2020.
86. *Rets E.P., Dzhamalov R.G., Kireeva M.B. et al.* Recent trends of river runoff in the North Caucasus // Geogr. Environ. Sustainability. 2018. V. 11. № 3. P. 61–70.
87. *Serreze M.C., Bromwich D.H., Clark M.P. et al.* Large-scale hydro-climatology of the terrestrial Arctic drainage system // J. Geophys. Res. 2003. V. 108 (D2). P. 1–28.
88. *Shiklomanov A., Déry S., Tretiakov M. et al.* River freshwater flux to the Arctic Ocean // Arctic Hydrology, Permafrost and Ecosystems. Cham: Springer, 2021. P. 703–738.
89. *Shiklomanov A.I., Lammers R.B.* Changing discharge patterns of high-latitude rivers // Climate Vulnerability: Understanding and Addressing Threats to Essential Resources. Elsevier. 2013. P. 161–175.
90. *Shiklomanov A.I., Lammers R.B., Rawlins M.A. et al.* Temporal and spatial variations in maximum river discharge from a new Russian data set // J. Geophys. Res. 2007. V. 112. G04S53. P. 1–14.
91. *Troy T.J., Sheffield J., Wood E.F.* The role of winter precipitation and temperature on northern Eurasian stream-flow trends // J. of Geophys. Res. 2012. V. 117. D05131. P. 1–15.
92. *Yang D.Q., Ye B., Kane D.L.* Streamflow changes over Siberian Yenisei River Basin // J. Hydrol. 2004 a. V. 296 (1–4). P. 59–80.
93. *Yang D.Q., Ye B., Shiklomanov A.* Discharge characteristics and changes over the Ob River watershed in Siberia // J. Hydrometeorol. 2004b. V. 5 (4). P. 595–610.
94. *Ye B., Yang D., Kane D.L.* Changes in Lena River streamflow hydrology: human impact versus natural variations // Water Resour. Res. 2003. № 39 (7). P. 1200–1224.
95. *Zhang X., He J., Zhang J. et al.* Enhanced poleward moisture transport and amplified northern high-latitude wetting trend // Nature Clim. Change. 2013. V. 3. P. 47–51.
96. *Zhou C., Nooijen R., Kolechkina A. et al.* Comparative analysis of nonparametric change-point detectors commonly used in hydrology // Hydrol. Sci. J. 2019. V. 64. № 14. P. 1690–1710.
97. *Zorigt M., Battulga G., Sarantuya G. et al.* Runoff dynamics of the upper Selenge basin, a major water source for Lake Baikal, under a swarming climate // Reg. Environ. Change. 2019. V. 17. P. 2609–2619.

EDN: FBYFJJ
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 270–285

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И РЕЖИМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 556.06

СТОК РЕК РОССИИ ПРИ ПРОИСХОДЯЩИХ И ПРОГНОЗИРУЕМЫХ ИЗМЕНЕНИЯХ КЛИМАТА: ОБЗОР ПУБЛИКАЦИЙ. 2. ВЛИЯНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА НА ВОДНЫЙ РЕЖИМ РЕК РОССИИ В XXI ВЕКЕ[1]

© 2022 г. А. Н. Гельфан[a, b], Е. М. Гусев[a], А. С. Калугин[a], И. Н. Крыленко[a, b], Ю. Г. Мотовилов[a], О. Н. Насонова[a], Т. Д. Миллионщикова[a, *], Н. Л. Фролова[b]

[a] *Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия*
[b] *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет, Москва, 119991 Россия*
**e-mail: tatyana.million@mail.ru*

Поступила в редакцию 01.12.2021 г.
После доработки 10.01.2022 г.
Принята к публикации 11.01.2022 г.

Настоящий обзор – вторая часть статьи “Сток рек России при происходящих и прогнозируемых изменениях климата: обзор публикаций”, посвященная современным оценкам возможных изменений характеристик стока рек России в XXI в. при прогнозируемых изменениях глобального климата. Рассмотрены две группы оценок: (1) по моделям климата и (2) по гидрологическим моделям, использующим данные расчетов моделей климата. Представлены, главным образом, работы, опубликованные в последние 7–8 лет после выхода в свет предыдущего Оценочного доклада МГЭИК и национального оценочного доклада Росгидромета. Констатируется, что в последние годы наметился сдвиг в методологии оценок гидрологических последствий прогнозируемого изменения климата – от расчетов с помощью моделей климата к расчетам с помощью региональных гидрологических моделей, которые позволяют рассчитать характеристики водного режима рек за исторический период точнее и оценивать их возможные изменения в будущем с меньшей неопределенностью, чем модели климата.

Ключевые слова: гидрологические модели, изменение климата, речной сток, неопределенность.
DOI: 10.31857/S0321059622030051

ВВЕДЕНИЕ

Существующие оценки возможных изменений водного режима рек при прогнозируемом изменении климата можно разделить на две группы (например, [34, 45]): (1) оценки, полученные по результатам моделирования гидрологических процессов в моделях климата; (2) оценки на основе расчетов по гидрологическим моделям – глобальным или региональным (моделям речных бассейнов), на входе которых задаются данные расчетов моделей климата.

Преимущество первого подхода связано с тем, что при расчете водного режима рек в моделях климата учитываются обратные связи между гидрологическими системами суши и другими компонентами климатической системы. Эти связи могут играть важную роль на климатических масштабах времени и больших пространственных масштабах. Вместе с тем характеристики водного режима отдельных речных бассейнов оцениваются с помощью моделей климата со значительной погрешностью и высокой неопределенностью, что обусловлено прежде всего погрешностью и неопределенностью оценок осадков на региональном и локальном масштабах, а также существенными упрощениями, принятыми при описании гидрологических процессов в моделях климата [45]. Совершенствование моделей климата, их вычислительной эффективности, а также развитие методов параметризации процессов гидрологического цикла суши, отчасти смягчают указанную проблему, однако она все еще не решена, что констатируется в оценочном докладе первой рабочей группы IPCC: “Из-за упрощенного описания гидрологических процессов во многих современных моделях климата оценки речного сто-

[1] Результаты с использованием модели ECOMAG для рек Европейской части России получены при финансовой поддержке РНФ (проект 20-77-00077). Остальные результаты получены в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема FMWZ-2022-0001).

ка содержат большую модельную неопределенность" ("Owing to the simplified hydrological models in many CMIP5 climate models, the projections of runoff have large model uncertainties", стр. 988 в [39]). Это существенно ограничивает применимость гидрологических оценок, рассчитанных с помощью моделей климата, в практических задачах управления водными ресурсами и риском наводнений [46, 47, 60].

Вторая группа оценок получена с помощью гидрологических моделей, на входе которых задаются данные расчетов по ансамблю моделей климата (например, в [44]). В этой схеме последовательных расчетов отсутствует обратная связь между моделями гидрологических процессов и моделями других компонентов климатической системы. При этом возникает возможность коррекции систематических погрешностей в расчетных данных моделей климата, в частности – данных об осадках ("bias-correction"), более детального учета различий характерных пространственных масштабов гидрологических и атмосферных процессов. Наконец, гидрологические модели позволяют полнее учесть разнообразие физических механизмов реакции гидрологической системы на климатические воздействия, в силу чего характеристики водного режима рек рассчитываются с помощью ансамбля гидрологических моделей точнее, чем с помощью ансамбля моделей климата [43, 45].

Одна из содержательных научных проблем, связанных с использованием гидрологических моделей для сценарного прогнозирования воздействий изменения климата, состоит в адекватной оценке неопределенности расчетных характеристик водного режима и нахождении возможностей ее уменьшения. Источники неопределенности этих характеристик связаны с рассеянием рассчитанных траекторий (проекций) будущих климатических изменений, а также с неопределенностью, заложенной в гидрологической модели – ее структуре, параметрах, задании краевых условий. В работах [37, 45, 57, 58] показано, что неопределенность климатических проекций обычно превышает неопределенность собственно гидрологического моделирования, хотя последняя не должна недооцениваться [26, 37]. Проблема уменьшения неопределенности климатических проекций и ее эпистемических составляющих (модельной и сценарной неопределенностей [35]) решается в процессе совершенствования моделей климата, углубления представлений об антропогенных и природных факторах глобального потепления. Для гидрологических моделей перспективы снижения неопределенности связаны, помимо углубления их физического содержания, с развитием методов тестирования моделей по данным наблюдений за исторический период [31, 45]. Глобальные гидрологические модели из-за особенностей своей структуры не калибруются и не проверяются по данным наблюдений, что приводит к существенному расширению неопределенности оценок [34]. Для физически более обоснованных региональных гидрологических моделей, наоборот, разработаны и применяются развитые процедуры тестирования [40, 43], что резко сокращает неопределенность оценок происходящих [34] и будущих [31] изменений по сравнению с глобальными моделями.

В настоящей статье дан обзор результатов современных исследований возможных изменений водного режима рек России в XXI в., полученных с помощью обоих рассмотренных выше подходов. В тематических главах предыдущего оценочного доклада МГЭИК [36, 54] эти результаты для территории России представлены слабо. В материалах национальных докладов Росгидромета [1, 17] соответствующие результаты отражены, однако и в этих фундаментальных трудах проблемам будущих изменений речного стока уделяется совсем небольшое внимание по сравнению с описанием изменений других составляющих климатической системы (во Втором оценочном докладе Росгидромета [1], например, оценкам будущих изменений речного стока отведено меньше одной страницы из более чем 1000 страниц доклада, а в [17] – менее одной страницы из 100). В настоящей статье авторы попытались восполнить этот пробел, причем акцент сделан прежде всего на результатах, опубликованных после выхода в свет международного и национального оценочных докладов.

ОЦЕНКИ ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВОДНОГО СТОКА РЕК РОССИИ В XXI в., РАССЧИТАННЫЕ С ПОМОЩЬЮ ГЛОБАЛЬНЫХ МОДЕЛЕЙ КЛИМАТА

Согласно данным пятого оценочного доклада МГЭИК [36, 54], результаты расчетов с помощью глобальных моделей климата – участников эксперимента CMIP5 (далее GCMs-CMIP5) – согласованно и с высокой достоверностью показывают рост осадков в высоких широтах северного полушария и соответствующее увеличение среднего годового стока крупных рек, в том числе в российской части бассейна Северного Ледовитого океана, к концу XXI в. Более поздние публикации подтверждают выводы доклада. Так, в работах [28, 41] показано, что при умеренном (RCP4.5) сценарии антропогенного радиационного воздействия сток российских рек северной Евразии может вырасти на 5–20%. При более "жестком" сценарии RCP8.5, описывающем последствия роста концентрации парниковых газов в отсутствие ограничительных мер, направленность изменений сохраняется, но они становятся более масштабными [29, 53]. Модели внутри ансамбля GCMs-CMIP5 демонстрируют наибольшую со-

гласованность результатов в увеличении стока для рек арктического бассейна по сравнению с другими регионами мира [27].

Перечисленные выше публикации обобщают данные глобальных расчетов, как правило, без конкретизации для бассейнов отдельных российских рек. Оценки возможных изменений годового стока для крупных речных бассейнов России и суммарного стока рек для крупных регионов страны приведены в работах [11, 18, 24], результаты которых вошли в тематический раздел [8] Второго оценочного доклада Росгидромета [1].

В.Ю. Георгиевский и А.Л. Шалыгин [11] оценили возможные изменения норм годового и сезонного стока незарегулированных рек в бассейне Волги по данным ансамбля из девяти глобальных моделей климата – участников проекта CMIP3. Оценивались изменения (аномалии) норм стока за период 2011–2040 гг. в сравнении с соответствующими характеристиками за 1946–1999 гг. Использовались данные расчетов при сценарии SRES-A1B эмиссии парниковых газов. Авторами констатирована большая неопределенность оценок возможных будущих изменений незарегулированного годового стока рек в бассейне Волги: межмодельный разброс рассчитанных аномалий суммарного слоя годового стока составил от –14 до +27% при среднем значении по ансамблю порядка +3%. Отмечаются также значительные (десятки процентов) погрешности расчета среднего годового стока за исторический период в сравнении с фактическими данными по большинству моделей.

В работе [24] изменения среднего годового стока пяти крупнейших рек Евразии (Волги, Оби, Енисея, Лены и Амура) в 2080–2100 гг. по отношению к среднему стоку за период 1981–2000 гг. также оценены по расчетным данным ансамбля из 21-й GCMs-CMIP3 при сценарии эмиссии парниковых газов SRES-A1B. Авторы отмечают рост усредненной по ансамблю моделей нормы годового стока Оби, Енисея и Лены к концу столетия на 15, 20 и 25% соответственно. При этом межмодельный разброс результатов оказывается значительным: для Оби, например, аномалии среднего годового стока меняются в диапазоне от –15 до +20%. Усредненные по ансамблю моделей изменения годового стока Волги и Амура оценены как статистически незначимые.

В работе [11] использованы данные расчетов 11 глобальных моделей климата GCMs-CMIP3 для оценки возможных изменений нормы годового стока в середине XXI в. (2046–2065 гг.) в сравнении со средним стоком за период 1961–1990 гг. Оценки выполнялись для суммарного стока в пределах Восточно-Европейской равнины и Западной Сибири при сценарии антропогенных воздействий SRES-A2. Авторы отмечают высокую погрешность расчета стока за исторический период, в том числе при усреднении по ансамблю моделей. Аномалии годового стока в Западной Сибири, а также в центральной и северной частях Восточно-Европейской равнины оценены как незначимые. Вместе с тем отрицательные аномалии нормы годового стока в южных районах Восточно-Европейской равнины могут достигать, согласно расчетам по использованным глобальным моделям климата, 40–60%.

Работы, опубликованные после выхода [1], подтверждают содержащиеся в национальном докладе выводы о незначительных положительных аномалиях нормы годового стока для большей части территории России при умеренных сценариях антропогенного потепления в XXI в. и о высоком межмодельном разбросе величин стока, рассчитанных по глобальным моделям климата.

В работе [25] в качестве характеристики нормы годового стока на территории России использованы среднемноголетние значения разности осадков и испарения, рассчитанные по ансамблю из 26 моделей GCMs-CMIP5. Авторами оценены изменения речного стока по трем 20-летним периодам XXI в.: 2011–2030, 2041–2060 и 2080–2099 гг. – при сценариях RCP4.5 и RCP8.5 антропогенного радиационного воздействия по отношению к норме стока за период 1981–2000 гг. Рассмотрены бассейны пяти крупнейших рек России (Волги, Енисея, Лены, Оби и Амура), а также суммарный сток рек северных (Мезени, Северной Двины, Онеги и Печоры) и южных (Днепра, Дона, Днестра и Кубани) территорий Европейской части России и рек северо-восточной части Сибири (Индигирки, Яны, Колымы и Анадыри). Почти для всех рек, за исключением рек юга России, получены положительные аномалии нормы годового стока. Наибольшие положительные аномалии в конце XXI в. получены при наиболее неблагоприятном сценарии RCP8.5 для Лены (34%), Енисея (27%) и суммарного стока рек северо-востока Сибири (42%). При этом для большинства бассейнов средние по ансамблю изменения стока оказались намного меньше стандартного отклонения межмодельного разброса.

С.Г. Добровольский [16] проанализировал доступные данные расчетов по 37 глобальным моделям климата GCMs-CMIP5 до конца XXI в. Показано, что ни одна модель не имеет преимущества по сравнению с остальными в отношении точности расчета нормы годового стока. Усреднение по ансамблю моделей климата позволяет снизить модельную неопределенность, хотя в целом она остается высокой.

Оценки нормы годового стока, рассчитанные для 34 крупных рек России по ансамблю из 24 моделей GCMs-CMIP5 для периодов 2011–2030 и

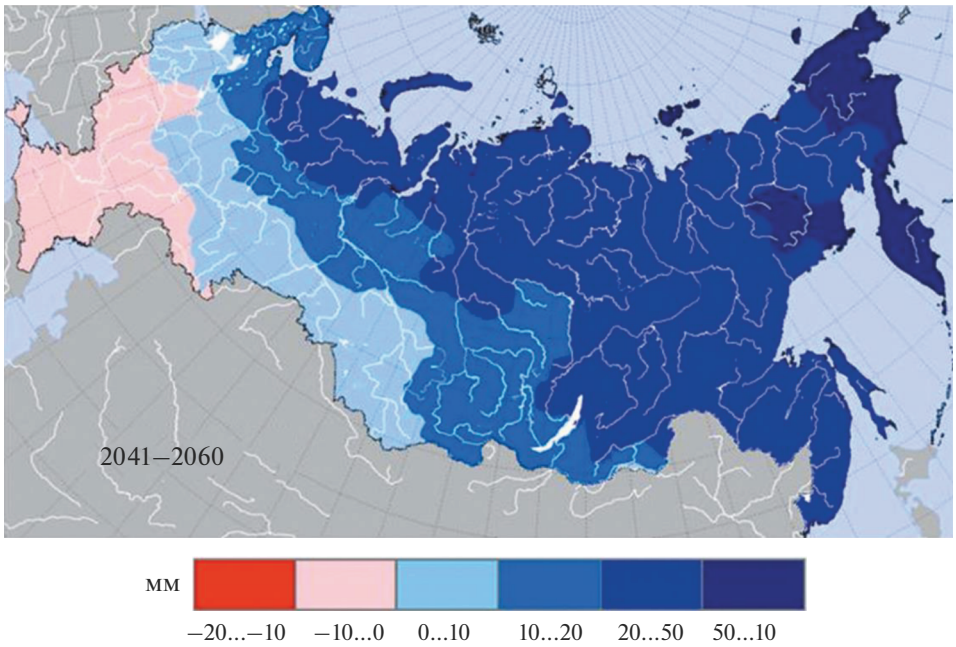


Рис. 1. Возможные изменения годового слоя речного стока для территории РФ (из работы [9]).

2041–2060 гг. при сценариях RCP4.5, RCP8.5, приведены в работе [9]. Показано, что на большей части России возможны положительные аномалии нормы годового стока, наиболее значительные – в северо-восточной части Сибири. Отрицательные аномалии возможны на южных территориях России (бассейны Дона, Кубани, Терека и др.). Результаты расчетов для середины XXI в. показаны на рис. 1. Авторы отмечают, что для большинства бассейнов межмодельный разброс существенно превышает средние аномалии по ансамблю.

Оценки влияния будущих климатических изменений на водную безопасность отдельных регионов России и возможности адаптации водного хозяйства к этим изменениям рассмотрены в [17]. На основании оценок гидрологических характеристик, полученных с помощью 24 глобальных моделей климата GCMs-CMIP5, показано, что в XXI в. маловероятны существенные изменения водообеспеченности на большей части территории страны, но возможно нарастание водного дефицита в бассейнах Дона и Кубани, что может потребовать планирования мер по адаптации к этим изменениям.

Промежуточное положение между методами сценарного прогноза речного стока с помощью моделей климата, рассмотренными выше, и методами прогноза с использованием региональных гидрологических моделей, описанными ниже, занимает исследование [56], в котором представлены оценки возможных изменений максимального стока рек России в XXI в. Авторы использовали региональную климатическую модель [55], разработанную в Главной геофизической обсерватории им. А.И. Воейкова, в сочетании с упрощенной глобальной гидродинамической моделью CaMa-Flood [61]. С помощью региональной климатической модели с разрешением 25 км рассчитывались процессы стокообразования на крупных речных водосборах, а движение воды по русловой сети и площади затопления рассчитывались по модели CaMa-Flood, имеющей близкое разрешение. Аномалии максимальных расходов оценивались для периода 2050–2059 гг. по сравнению с периодом 1990–1999 гг. для 43 створов на крупных реках России при негативном сценарии RCP8.5 антропогенного радиационного воздействия. Показано, что наиболее значимое (до 80%) увеличение максимального стока половодья, а также рост (на 3–5%) площадей максимальных затоплений могут произойти в замыкающих створах крупнейших рек Сибири. В юго-западных регионах России возможно уменьшение максимального стока в период снеготаяния на 10–30%. Положительные аномалии максимального дождевого стока могут достигать 70% в районах центральной Сибири, в то время как в западных регионах (например, в бассейне Волги) возможно уменьшение максимального дождевого стока на 10–20%. Для примерно половины рассмотренных речных бассейнов рассчитанные аномалии максимального стока оценены как значимые (по отношению сигнала к шуму). Авторы показали также, что в середине XXI в. можно ожидать роста повторяемости максимальных паводков для ство-

ров гидроузлов на реках Сибири и Дальнего Востока: в среднем на 20% для паводков повторяемостью от 1 раза в 2 года до 1 раза в 100 лет.

ОЦЕНКИ ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВОДНОГО СТОКА РЕК РОССИИ В XXI в., РАССЧИТАННЫЕ С ПОМОЩЬЮ РЕГИОНАЛЬНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ

Обзор возможных изменений стока рек России в XXI в., рассчитанных с помощью региональных гидрологических моделей по данным моделей климата, представлен ниже на основе публикаций отечественных научных школ, ведущих в этой области: Государственного гидрологического института Росгидромета (ГГИ), Института географии (ИГ) РАН, Института водных проблем (ИВП) РАН).

По сравнению с глобальными моделями климата, региональные гидрологические модели позволяют в большей степени учесть разнообразие механизмов формирования речного стока, характер пространственного распределения рельефа, почв, растительности, специфику имеющихся данных наблюдений, используемых для тестирования моделей, и другие особенности конкретного речного бассейна. Как отмечено выше, это дает основание считать региональные гидрологические модели более надежным инструментом оценивания будущих изменений водного режима для отдельных речных бассейнов. Вместе с тем применение развитых физико-математических гидрологических моделей долгое время сдерживалось методической сложностью численных экспериментов с данными моделей климата, недостатком вычислительных мощностей. Поэтому определенное распространение получили оценки гидрологических последствий изменения климата в речных бассейнах России с помощью простых воднобалансовых моделей, менее требовательных к исходной информации и вычислительным ресурсам, чем физико-математические модели, и описывающих гидрологические процессы с декадным или месячным расчетным временны́м шагом.

В упомянутой работе [11] авторы применили воднобалансовую модель ГГИ [10] для оценки возможных изменений водного режима незарегулированных рек бассейна Волги в XXI в. На входе гидрологической модели задавались данные расчетов двух отобранных по специальной процедуре глобальных моделей климата при сценариях SRES-A2, B1. Показано, что в первой трети XXI в. норма годового стока в бассейне Волги может вырасти на 5–25% по сравнению с нормой стока в период 1946–1977 гг., при этом наибольший относительный рост стока возможен в южной (степной) части бассейна.

Воднобалансовая модель ИГ РАН [4] была применена для оценки возможных изменений речного стока в бассейнах рек Волги, Дона [7], Лены [5]. Для рек Волги и Дона изменения стока оценивались по климатическим проекциям, рассчитанным по двум ансамблям моделей климата (10 и 30 моделей) при двух парах сценариев роста концентрации парниковых газов в атмосфере: CMIP3 (SRES-B1 и SRES-A2) и CMIP5 (RCP2.6 и RCP8.5). Показано, что на обеих реках в первой трети XXI в. возможен незначительный рост нормы естественного годового стока по отношению к периоду 1960–1990 гг.: 2–10% для Волги и 1–5% для Дона в зависимости от рассматриваемого сценария. В сочетании с возможными сценариями будущего водопотребления в бассейнах этих рек изменение стока за рассматриваемый период XXI в. может варьировать в более широком диапазоне [17]. Климатически обусловленные изменения нормы стока оказались существенно меньше его естественных изменений, а также изменений, обусловленных антропогенным воздействием на водосборах и в руслах рек [6]. Для р. Лены возможные изменения стока оценивались с использованием расчетных данных по двум глобальным моделям климата при сценарии эмиссии парниковых газов SRES-A2 [5]. Оценки выполнялись для периодов 2010–2039 и 2040–2069 гг. Показано, что изменения нормы годового стока в рассматриваемые периоды будут незначимыми, однако возможны существенные изменения внутригодового распределения стока.

В последнее десятилетие с развитием методов численного моделирования в гидрологии речных бассейнов, модернизацией измерительных технологий и накоплением данных об особенностях гидрологических процессов в разных природных условиях, созданием глобальных и региональных баз данных о характеристиках водосборов, ростом вычислительных ресурсов все большее распространение получают методы оценки гидрологических последствий изменения климата на основе ансамблевых экспериментов с региональными физико-математическими моделями формирования речного стока. Перспективы использования физико-математических моделей в задачах оценки климатических воздействий впервые показаны в монографии [20]. Существенным толчком в развитии этого направления в последние годы стал масштабный международный эксперимент ISI-MIP (Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project) по моделированию влияния изменений климата на природные системы, инициированный Потсдамским Институтом изучения климата (PIK, Германия). Ниже рассмотрены результаты оценивания характеристик водного режима рек России в XXI в., полученные в том числе в рамках проекта ISI-MIP, с помощью физико-математических моделей ИВП РАН.

В работах [13–15, 23, 50–52] обобщены результаты применения модели SWAP для оценок влияния изменения климата на сток рек бассейна Северного Ледовитого океана: Лены, Колымы, Индигирки, Оленек, Оби, Таз, Северной Двины.

SWAP – отечественная модель взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой (Land Surface Model – LSM), приобретшая мировую известность как участник большого числа крупных международных экспериментов [12] и успешно применяемая для описания формирования речного стока.

Рассчитанные с помощью модели SWAP оценки возможных изменений стока на реках Индигирке и Оленек [14], Лене [13] и Оби [15] базируются на климатических сценариях семейства SRES (A1, A2, B1, B2), усредненных по расчетным данным ансамбля из 16 моделей климата и сконструированных с помощью генератора климатических сценариев MAGICC/SCENGEN. Норма годового стока р. Индигирки, рассчитанная для всех сценариев, может монотонно расти в течение XXI в., незначительно увеличиваясь к началу 2060-х гг. на 8–9%, а для р. Оленек норма стока останется практически неизменной. В среднем по бассейну Лены к середине XXI в. могут вырасти осадки и суммарное испарение, при этом речной сток может уменьшиться, хотя очень незначительно. Количественные различия между полученными результатами расчетов по четырем климатическим сценариям относительно невелики. Для Обь-Иртышского бассейна в целом и для отдельных его частей рассчитанные климатические изменения составляющих водного баланса относительно близки. Отрицательные аномалии нормы годового стока в Обь-Иртышском бассейне к середине XXI в. для разных сценариев могут составить –11…–17%. Пик половодья р. Оби, приходящийся на летние месяцы (июнь, июль), может заметно уменьшиться (на ~23%) и при этом сдвинуться к началу лета (на 20–25 дней).

В работе [52] получены оценки изменений водного режима Северной Двины, Колымы и Индигирки с помощью модели SWAP с использованием данных, рассчитанных по модели климата Института вычислительной математики РАН [59] – единственной отечественной модели – участника современных климатических экспериментов CMIP5 и CMIP6. Аномалии норм годового стока для рассматриваемых речных бассейнов рассчитывались с использованием сценариев RCP4.5 и RCP8.5 для двух периодов: 2026–2045 и 2081–2100 гг. Данные модели климата подвергались коррекции с помощью пяти разных процедур “bias-correction”, что позволило изучить чувствительность гидрологических оценок к данному источнику неопределенности. Усредненные по пяти процедурам положительные аномалии нормы годового стока Северной Двины составили на конец XXI в. 16 и 23% (по сравнению с периодом 1972–2003 гг.), для Колымы 16 и 28% (по сравнению с периодом 1978–1998 гг.), для Индигирки 12 и 26% (по сравнению с периодом 1972–1994 гг.) при реализации сценариев RCP4.5 и RCP8.5 соответственно. Показано, что неопределенность, обусловленная применением разных процедур коррекции климатических данных для использования их LSM-моделью, ≤10%.

Данные климатических сценариев, подготовленных в рамках проекта ISI-MIP, использовались для расчетов с помощью модели SWAP возможных изменений стока Северной Двины, Таза, Индигирки и Лены в работах [50, 51], а также для оценки изменения стока в глобальном масштабе и для всей территории Российской Федерации [23]. Расчеты выполнялись по данным пяти глобальных климатических моделей, полученным для четырех сценариев антропогенного воздействия: RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 и RCP8.5. Усредненные по ансамблю климатических моделей и сценариев изменения нормы годового стока рек для разных периодов XXI в. по сравнению с историческим периодом (1971–2005 гг.) показаны на рис. 2.

Из рис. 2 видно, что, согласно полученным оценкам, можно ожидать роста нормы стока во всех четырех рассматриваемых бассейнах в течение XXI в. Положительные аномалии нормы стока (по сравнению с 1971–2005 гг.) могут составить к концу века 10, 11, 20 и 34% (что соответствует 44, 42, 59 и 67 мм/год) для Таза, Северной Двины, Лены и Индигирки соответственно. При этом общая неопределенность (модельная и сценарная) полученных оценок оказалась существенно больше их средних значений. Как отмечается в [51], вклад в общую неопределенность климатических сценариев в ~2 раза меньше вклада климатических моделей для первых двух прогностических периодов, далее вклад сценарной неопределенности несколько возрастает, но все же не превышает модельную неопределенность.

На рис. 3 показано распределение по территории РФ возможных изменений нормы стока, рассчитанных по модели SWAP и усредненных по ансамблю пяти климатических моделей и четырех RCP-сценариев. Как видно из рис. 3, к концу XXI в. на большей части территории можно ожидать увеличения нормы стока, уменьшение возможно прежде всего в ряде южных районов. В среднем по территории норма стока может увеличиться на ~48 мм/год, или на 31%.

Сравнение рис. 1 и 3а, на которых представлены абсолютные изменения стока на территории РФ в середине и в последней трети XXI в. соответственно, показывает, что расчеты по ансамблю моделей климата (рис. 1) и расчеты с помощью

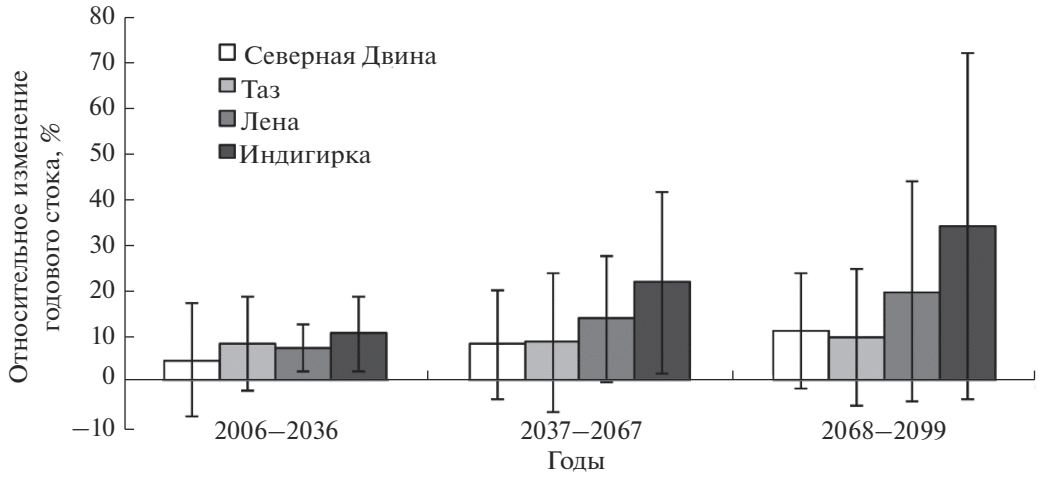


Рис. 2. Рассчитанные по модели SWAP относительные изменения норм годового стока рек Северная Двина, Таз, Лены и Индигирки, осредненные по ансамблю пяти GCMs и четырех RCP-сценариев, с оценкой общей неопределенности расчетов для трех прогностических периодов. Общая неопределенность показана вертикальными отрезками – интервалы ($M \pm 1.96\ STD$ (M – среднее по ансамблю, STD – стандартное отклонение) (по материалам статей [50, 51]).

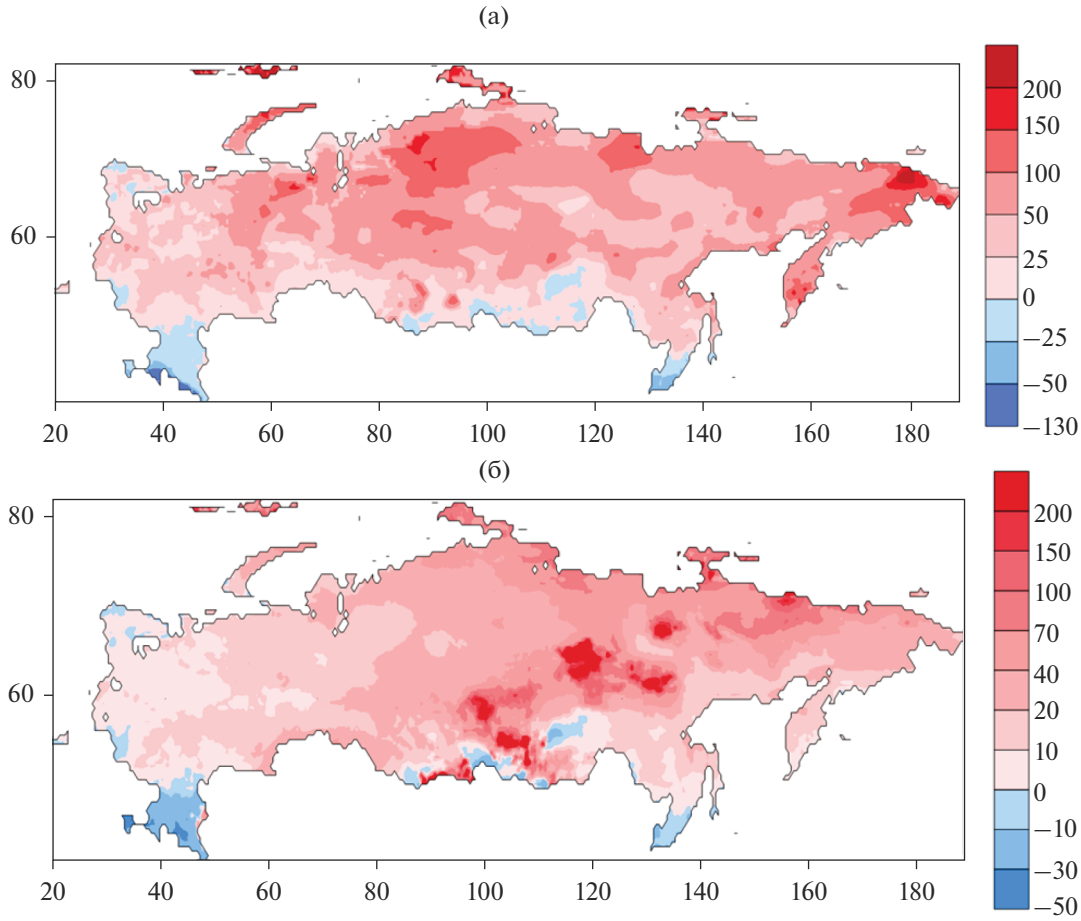


Рис. 3. Рассчитанные по модели SWAP изменения нормы годового стока на территории РФ в 2067–2099 гг. по сравнению с историческим периодом (1971–2005 гг.) (осредненные оценки по ансамблю пяти GCMs и четырех RCP-сценариев): а – мм/год, б – % (по материалам статьи [23]).

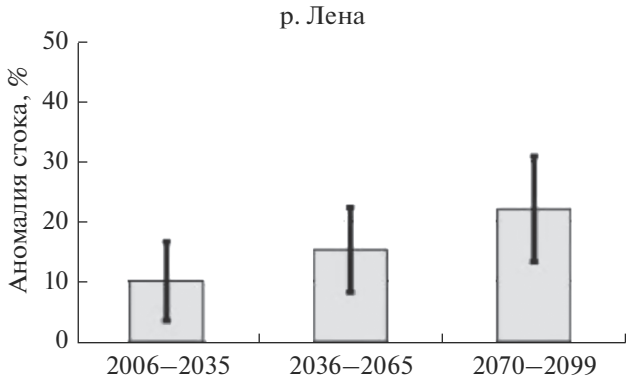


Рис. 4. Средние значения и 95%-ные доверительные интервалы изменчивости нормы годового стока р. Лены как суммарного эффекта модельной и сценарной неопределенности климатических прогнозов на XXI в. (по материалам работы [2]).

модели SWAP (рис. 3) сходятся в оценке общей направленности изменений речного стока, но во втором случае эти изменения оцениваются как более значимые.

Возможности физико-математической модели ECOMAG для оценки гидрологических последствий изменения климата исследуются в работах [2, 3, 19, 21, 30, 38, 42, 48] на примере бассейнов рек России в разных природных условиях (Лена, Амур, Селенга, Ока, Северная Двина и др.).

ECOMAG – физико-математическая модель формирования речного стока, разработанная Ю.Г. Мотовиловым [49], широко известная в мировом сообществе благодаря участию в масштабных международных экспериментах, многие годы успешно применяется для гидрологических расчетов и прогнозов в отечественной практике [22].

Оценки с помощью модели ECOMAG возможных изменений годового и максимального стока р. Лены в XXI в. рассмотрены в работах [2, 30]. Данные об изменении климата в XXI в. задавались по результатам расчетов по ансамблю из пяти глобальных моделей климата GCMs-CMIP5 и четырех сценариев антропогенного радиационного воздействия (RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 и RCP8.5). Изменения нормы годового стока р. Лены оценивались для 30-летних периодов 2006–2035, 2036–2065 и 2070–2099 гг. По данным всех климатических моделей получены положительные аномалии нормы годового стока по отношению к норме стока за период 1971–2005 гг. Аномалии нормы годового стока на конец XXI в. (2070–2099 гг.) для различных климатических моделей и RCP-сценариев находятся в диапазоне от 14 до 30%, усредненные по пяти моделям – от 19% для сценария RCP2.6 до 26% для сценария RCP8.5. На основе результатов численных экспериментов оценена неопределенность рассчитанных аномалий годового стока, обусловленная неопределенностью климатических прогнозов (рис. 4).

Численные эксперименты показали возможный значимый рост максимального стока Лены в XXI в. Для наиболее негативного климатического сценария RCP8.5 изменение максимального объема стока р. Лены, превышающего средний суточный расход 10%-й повторяемости, может вырасти до 70% к концу XXI в. Усреднение по пяти климатическим моделям снижает этот рост: 15% для периода 2006–2035 гг., 51% на конец XXI в. (2070–2099 гг.). Прогнозируется смещение весенне-летнего половодья на более ранние сроки, что приводит к увеличению объемов стока в мае и к росту суммарного объема половодья.

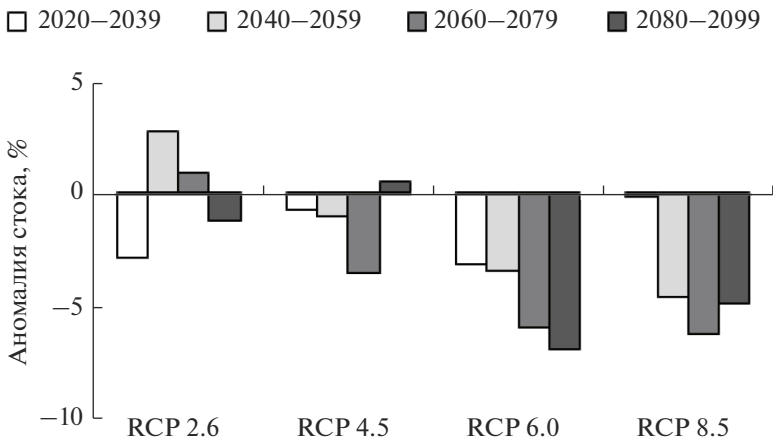


Рис. 5. Аномалии нормы годового стока р. Амур (по отношению к базовому периоду 1986–2005 гг.), рассчитанные по модели ECOMAG на основе данных ансамбля климатических моделей при различных RCP-сценариях (по материалам работы [3]).

Для бассейна р. Амур эксперименты с моделью ECOMAG и данными ансамбля из девяти глобальных моделей климата GCMs-CMIP5 для четырех RCP-сценариев описаны в работе [3]. Показано, что аномалии нормы годового стока р. Амур в XXI в. (относительно базового периода 1986–2005 гг.), предвычисленные с помощью гидрологической модели по данным разных глобальных моделей климата, заметно (до ±20–25%) различаются при одном и том же сценарии будущих радиационных воздействий (модельная неопределенность). Уменьшение неопределенности этого вида может быть достигнуто путем усреднения по ансамблю климатических моделей оценок, полученных по гидрологической модели для заданного сценария. Рассчитанные с помощью ECOMAG и усредненные по ансамблю GCMs аномалии нормы годового стока р. Амур в течение XXI в. оказались незначимыми по отношению к естественной изменчивости стока (рис. 5).

В работе [21] модель ECOMAG использована для оценки возможных в XXI в. изменений водного режима р. Селенги – крупнейшего притока Байкала. Такая оценка стала особенно актуальной в связи с наблюдавшимся в этом бассейне более чем 20-летним маловодьем с 1996 г. – самым продолжительным за период инструментальных наблюдений. На основе данных ансамбля из шести глобальных моделей климата GCMs-CMIP5 для четырех RCP-сценариев показано, что в бассейне р. Селенги к концу XXI в. вероятны рост температуры воздуха на 1–6°C и увеличение осадков на 5–12% в зависимости от будущих сценариев антропогенных воздействий. Подобные возможные изменения климатических характеристик в бассейне р. Селенги в XXI в. могут привести к уменьшению водности практически на протяжении всего столетия при каждом из сценариев роста концентрации парниковых газов в атмосфере, особенно быстрого во второй половине века при сценариях RCP6.0 и RCP8.5, когда прогнозируемые величины снижения стока на 20–40% относительно базового периода (1991–2005 гг.) превышают среднеквадратическую ошибку прогноза по ансамблю глобальных моделей климата (рис. 6).

В работе [48] исследован вклад различных источников неопределенности в сценарные прогнозы стока р. Селенги, рассчитанные с помощью модифицированной модели его формирования, разработанной также на базе модели ECOMAG. Показано, что модельная неопределенность (различия данных моделей климата при одинаковом RCP-сценарии) вносит существенно больший вклад в общую дисперсию расчетных аномалий нормы годового стока р. Селенги в первой половине XXI в., чем сценарная неопределенность (различия данных одной модели при разных RCP-сценариях), но вклад последней увеличивается к концу века.

В работе [38] на основе численных экспериментов с моделью ECOMAG для р. Оки и данных ансамбля из четырех глобальных моделей климата GCMs-CMIP5 для двух RCP-сценариев показано, что возможное статистически значимое уменьшение нормы годового стока к концу XXI в. составит 18–22% относительно базового периода (1986–2005 гг.) в зависимости от реализации того или иного сценария антропогенных воздействий.

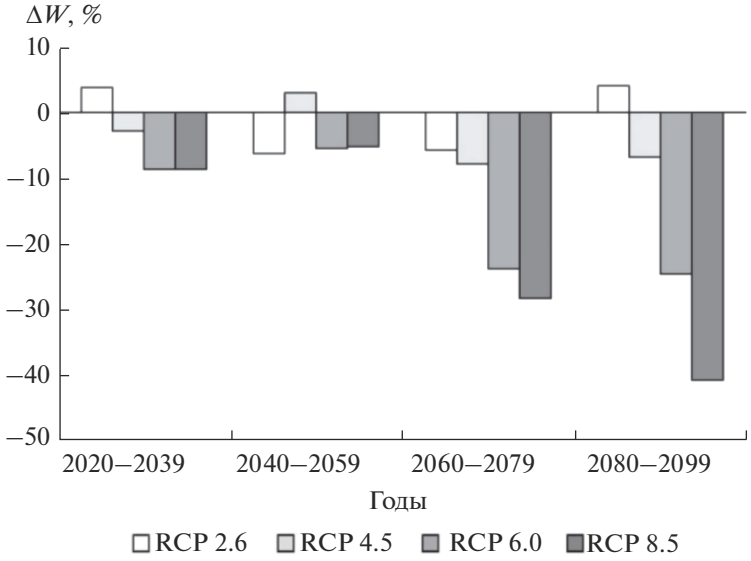


Рис. 6. Аномалии нормы годового стока р. Селенги (по отношению к базовому периоду 1991–2005 гг.), рассчитанные по модели ECOMAG на основе данных ансамбля климатических моделей при различных RCP-сценариях (по материалам работы [21]).

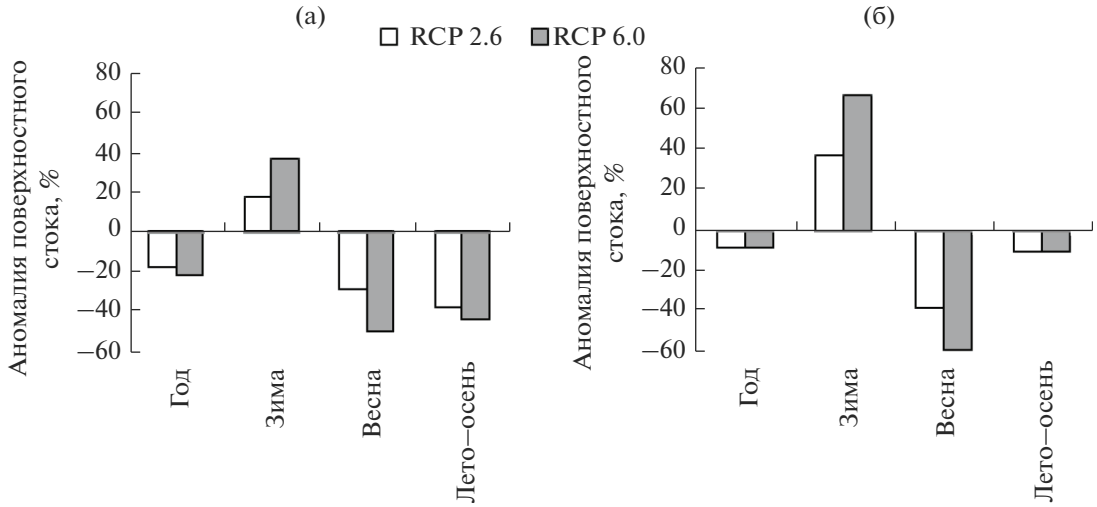


Рис. 7. Аномалии нормы поверхностной (а) и подземной (б) составляющих стока р. Оки в конце XXI в. по отношению к базовому периоду 1986–2005 гг., рассчитанные по модели ECOMAG на основе данных ансамбля климатических моделей при сценариях RCP2.6 и RCP6.0 (по материалам работы [38]).

Проанализированы механизмы такого уменьшения и показано, что это может произойти прежде всего из-за снижения поверхностного склонового стока в весенне-летне-осенний период года и подземного стока в период весеннего снеготаяния (рис. 7). Таким образом, зимний сток р. Оки увеличится на 5 и 3% к середине XXI в., а к концу столетия – на 17 и 37% по сценариям RCP2.6 и RCP6.0 соответственно. При этом весенний сток уменьшится на 30–50%, а летне-осенний на 40–50% в зависимости от RCP-сценария и периода XXI в. В целом сезонная изменчивость стока р. Оки связана с более ранним и распластанным половодьем, увеличением зимнего стока за счет оттепелей, уменьшением подземного питания реки в летне-осенний период.

В работе [42] гидрологическое моделирование изменений стока р. Северной Двины выполнялось на основе модели ECOMAG по данным 11 глобальных моделей климата GCMs-CMIP3, рассчитанным для сценария эмиссии парниковых газов SRES-A2. Те же данные моделей климата использовались в упомянутой выше работе [18]. Авторы показали возможное увеличение годового стока в бассейне Северной Двины на 14%, что обусловлено предполагаемым ростом осадков на 11%, при этом из-за роста температуры воздуха получен сдвиг половодья на более ранние сроки.

По результатам сценарных расчетов на основе модели ECOMAG и ансамбля климатических моделей проекта CMIP5 на конец XXI в. для бассейнов рек Северной Двины и Онеги объем годового стока в среднем по ансамблю моделей меняется незначительно, при этом отмечается существенный межмодельный разброс. Так, при самом неблагоприятном сценарии RCP8.5 объем годового стока р. Онеги в среднем по ансамблю моделей может уменьшиться на 2.7% при межмодельном разбросе от +6 до –21%, сток р. Северной Двины – на 0.5% при межмодельном разбросе от +10% до –18%. [19]. Более выраженные изменения ожидаются во внутригодовом распределении стока, они проявляются в уменьшении максимумов половодья, сдвиге его на более ранние сроки на 15–35 дней и увеличении меженных расходов воды в течение года. Согласно результатам расчетов, основанным на данных климатической модели IPSL-CM5A-LR, для обоих бассейнов наблюдается продолжительный зимний паводочный период (рис. 8).

На рис. 9 обобщены оценки возможных изменений нормы годового стока десяти крупных рек России в XXI в., рассчитанные с помощью региональных гидрологических моделей с использованием данных глобальных моделей климата при различных RCP-сценариях изменений концентрации парниковых газов в атмосфере. Оценки приведены по работам [3, 7, 21, 30, 38, 50–52], опубликованным после выхода в свет последних национальных докладов Росгидромета по изменению климата [1, 17]. Из рис. 9 видно, что для большинства рек изменения нормы речного стока сохраняют знак в течение XXI в. и растут по абсолютной величине к концу века при всех рассматриваемых сценариях. Исключение составляют Амур и Селенга – реки с преимущественно дождевым питанием, для которых изменения стока по отдельным сценариям (кроме RCP8.5) меняют знак в течение XXI в. [3, 21, 48], хотя эти изменения, как правило, очень невелики.

Наибольшие изменения стока для всех рассматриваемых рек прогнозируются при осу-

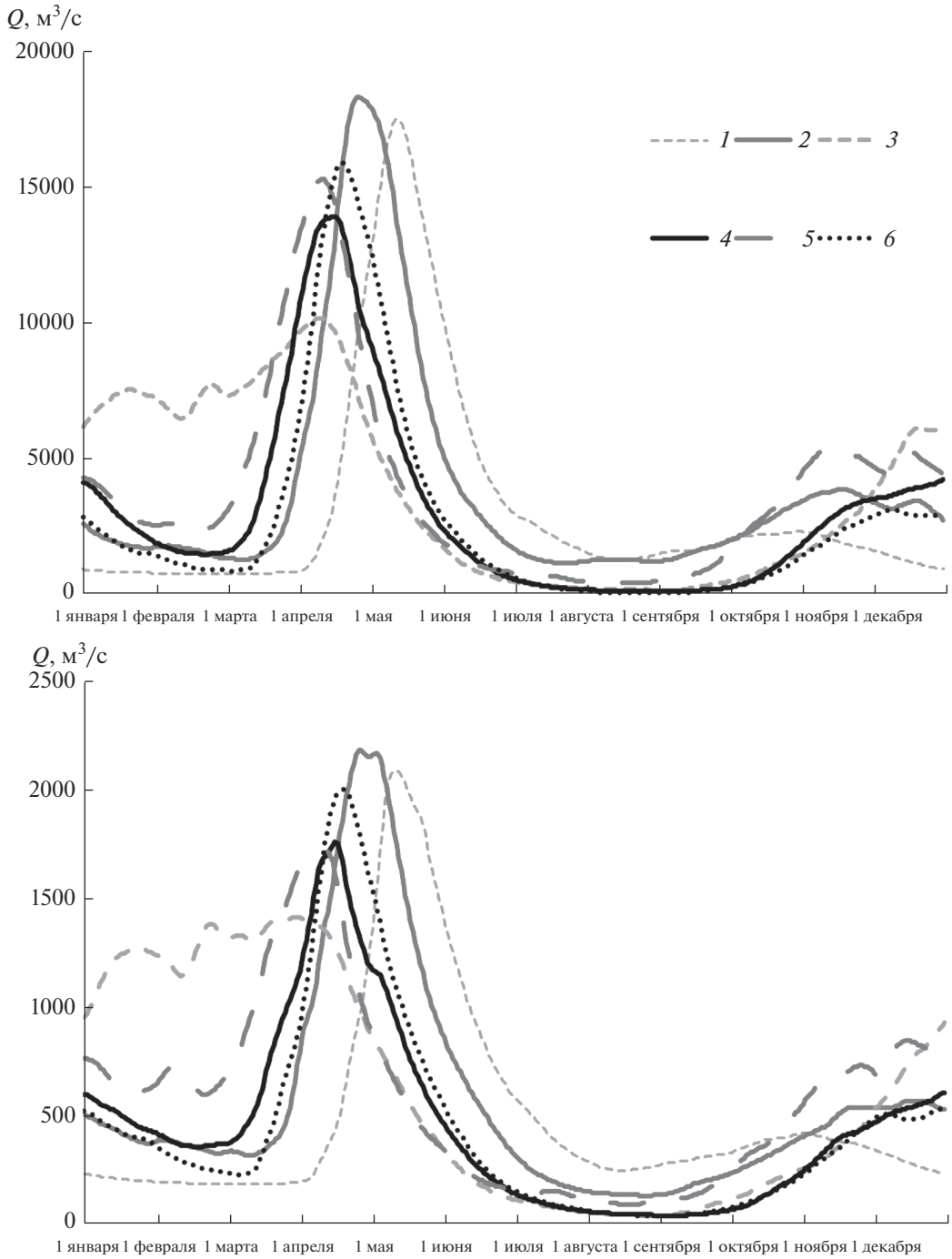


Рис. 8. Среднемноголетние гидрографы, рассчитанные по модели ECOMAG с использованием данных метеорологического реанализа WATCH за период 1971–2001 гг. (*1*) и данных ансамбля пяти климатических моделей для сценария RCP8.5 за период 2070–2099 гг. (*2–6*): Северная Двина (вверху), Онега (внизу) (по материалам работы [19]).

ществлении наиболее “жесткого” сценария RCP8.5 роста концентрации парниковых газов в атмосфере в XXI в.

Для большей части рек гидрологические модели прогнозируют положительные аномалии нормы годового стока, наиболее заметные к концу XXI в. для крупнейших рек восточной Сибири: Лены, Индигирки, Колымы. Отрицательные аномалии нормы годового стока к концу XXI в. прогнозируются для Оки, Селенги и Амура, причем

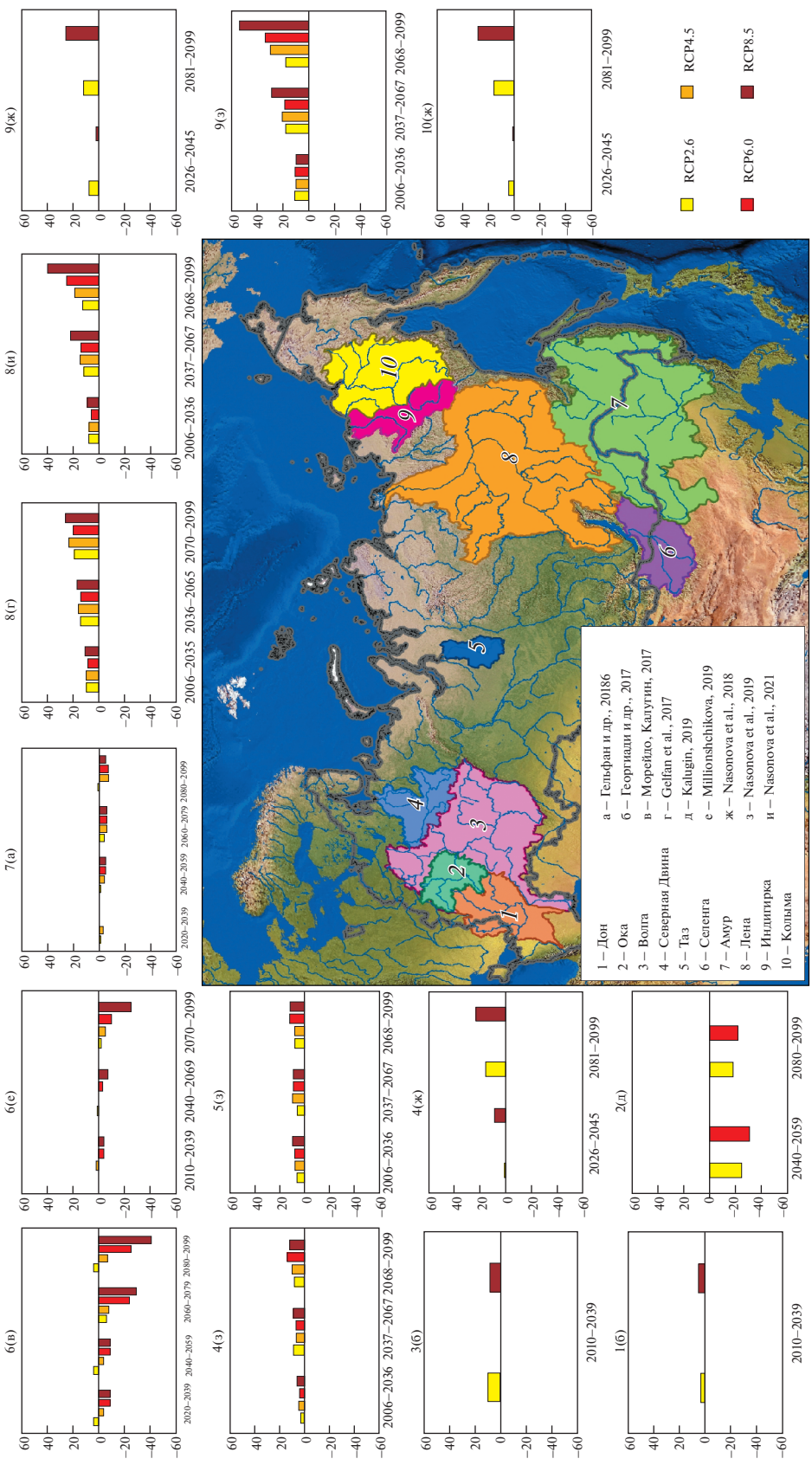


Рис. 9. Аномалии (% по отношению к базовому периоду) нормы годового стока рек России, рассчитанные по гидрологическим моделям с использованием данных ансамбля глобальных климатических моделей CMIP5 при RCP-сценариях изменения концентрации парниковых газов в атмосфере в XXI в. (по публикациям 2017–2021 гг.).

при высоком росте концентрации парниковых газов в атмосфере норма стока Селенги и Оки может снизиться на >20% по сравнению с историческим периодом.

Оценки изменений стока данной реки, полученные с помощью одной гидрологической модели, но с использованием данных разных моделей климата (например, результаты по р. Индигирке в работах [51, 52]), различаются, что говорит о чувствительности гидрологических оценок к способам задания климатической информации. Различаются также оценки, полученные с помощью разных версий одной гидрологической модели (результаты по р. Селенге в работах [21, 48]), а также с помощью разных гидрологических моделей, использующих данные одного ансамбля моделей климата (результаты по р. Лене в [30, 50]). Есть основания полагать, что более устойчивые результаты могут быть получены с помощью ансамбля гидрологических моделей, однако проблемы обобщения результатов ансамблевого моделирования, включая проблемы усреднения гидрографов, учета "отскакивающих" данных и др., пока мало исследованы в гидрологии речных бассейнов по сравнению со сходными проблемами в климатологии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В последние годы наметился сдвиг в методологии оценок гидрологических последствий прогнозируемого изменения климата – от расчетов с помощью моделей климата к расчетам с помощью региональных гидрологических моделей. Современные исследования показывают (например, обзоры в работах [43, 45]), что региональные гидрологические модели позволяют рассчитать характеристики водного режима рек за исторический период точнее и оценивать их возможные изменения в будущем с меньшей неопределенностью, чем модели климата. Существенной мотивацией для изменения методологии исследований стал общественный запрос на повышение надежности оценок возможных изменений речного стока на региональном и локальном масштабах – пространственных масштабах принятия решений по управлению водноресурсными системами, смягчению водного дефицита и риска наводнений. Возможности получения надежных гидрологических оценок на указанных пространственных масштабах с помощью моделей климата пока отсутствуют [45–47].

В статье обобщены результаты работ, опубликованных в последние годы и посвященных оценкам изменений годового стока и водного режима рек России. Основная часть обзора касается результатов, полученных по данным ансамблевых климатических экспериментов в рамках международного проекта CMIP5 (т. е. непосредственно из глобальных моделей климата) [9, 16, 17, 25, 56] и с помощью региональных гидрологических моделей, использующих данные моделей климата в качестве граничных условий [2–4, 19, 21, 23, 30, 38, 42, 48, 50–52].

Глобальные модели климата для большинства речных бассейнов России показывают к концу XXI в. рост нормы годового стока, особенно заметный для рек северо-восточных территорий азиатской части России (Индигирки, Яны, Колымы, Анадыри), где среднее по ансамблю моделей климата увеличение стока может достигать нескольких десятков процентов при наиболее "жестких" ("business as usual") сценариях эмиссии парниковых газов. Снижение нормы годового стока прогнозируется на реках южной части России, в том числе на Дону, Кубани, Тереке и др. Направленность изменений нормы максимального стока совпадает с изменениями годового стока, но первые оказываются больше по абсолютной величине. Отмечается значительная модельная неопределенность оценок речного стока (их высокая внутриансамблевая изменчивость), зачастую существенно превышающая средние по ансамблю глобальных моделей изменения стока.

Оценки изменений речного стока к концу XXI в., рассчитанные с помощью региональных гидрологических моделей по ансамблевым данным глобальных моделей климата, характеризуются меньшей ансамблевой изменчивостью. Это можно объяснить сглаживанием гидрологическими системами речных бассейнов межгодовых вариаций внешних гидрометеорологических воздействий. Для большей части исследованных рек гидрологические модели прогнозируют положительные аномалии нормы годового стока, наиболее заметные к концу XXI в. для крупнейших рек восточной Сибири: Лены, Индигирки, Колымы. Отрицательные аномалии нормы годового стока к концу XXI в. прогнозируются для Оки, Селенги и Амура, причем при высоком росте концентрации парниковых газов в атмосфере норма стока Селенги и Оки может снизиться на >20% по сравнению с историческим периодом.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. М., 2014. 1008 с.
2. *Гельфан А.Н., Калугин А.С., Крыленко И.Н., Лавренов А.А., Мотовилов Ю.Г.* Гидрологические последствия изменения климата в крупных речных бассейнах: опыт совместного использования региональной гидрологической и глобальных климатических моделей // Вопр. географии. 2018а. Вып. 45. С. 49–63.
3. *Гельфан А.Н., Калугин А.С., Мотовилов Ю.Г.* Оценка изменений водного режима реки Амур в XXI ве-

ке при двух способах задания климатических проекций в модели формирования речного стока // Вод. ресурсы. 2018б. Т. 45. № 3. С. 223–234.

4. *Георгиади А.Г., Милюкова И.П.* Масштабы гидрологических изменений в бассейне р. Волги при антропогенном потеплении климата // Метеорология и гидрология. 2002. № 2. С. 72–79.

5. *Георгиади А.Г., Милюкова И.П.* Речной сток в бассейне реки Лены в условиях вероятного глобального потепления климата // Вычислительные технологии. 2006. Т. 11. № 2. С. 166–174.

6. *Георгиади А.Г., Милюкова И.П., Кашутина Е.А.* Современные и сценарные изменения речного стока в бассейне Дона // Вод. ресурсы. 2020. Т. 47. № 6. С. 651–662.

7. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П., Барабанова Е.А., Кашутина Е.А.* Современные и сценарные изменения стока Волги и Дона // Вод. ресурсы. 2017. Т. 47. № 6. С. 651–662.

8. *Георгиевский В.Ю., Георгиевский М.В., Голованов О.Ф., Шалыгин А.Л.* Водные системы суши // Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Гл. 4.1. М.: Росгидромет, 2014. С. 350–361.

9. *Георгиевский М.В., Голованов О.Ф.* Прогнозные оценки изменений водных ресурсов крупнейших рек Российской Федерации на основе данных по речному стоку проекта CMIP5 // Вестн. Санкт-Петербургского ун-та. Науки о Земле. 2019. Т. 64. № 2. С. 206–218. https://doi.org/10.21638/spbu07.2019.203

10. *Георгиевский В.Ю., Ежов А.В., Шалыгин А.Л. и др.* Оценка влияния возможных изменений климата на гидрологический режим и водные ресурсы рек территории бывшего СССР // Метеорология и гидрология. 1996. № 11. С. 89–99.

11. *Георгиевский В.Ю., Шалыгин А.Л.* Гидрологический режим и водные ресурсы // Методы оценки последствий изменения климата для физических и биологических систем. Гл. 2. М.: Росгидромет, 2012. С. 53–86.

12. *Гусев Е.М., Насонова О.Н.* Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой. М.: Наука, 2010. 328 с.

13. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я.* Сценарное прогнозирование изменения составляющих водного баланса в бассейне р. Лены в связи с возможным изменением климата // Вод. ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 476–487.

14. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я., Айзель Г.В.* Сценарное прогнозирование изменения составляющих водного баланса рек Оленек и Индигирка в связи с возможным изменением климата в районе республики Саха (Якутии) // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 6. 621–636.

15. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Шурхно Е.А., Джоган Л.Я.* Сценарное прогнозирование изменения составляющих водного баланса в Обь-Иртышском бассейне в связи с возможным изменением климата // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 5. С. 463–473.

16. *Добровольский С.Г.* Оценка неопределенностей прогноза стока рек России и мира в XXI веке с учетом возможного антропогенного потепления // Сб. тр. Всерос. науч. конф. “Научное обеспечение реализации Водной стратегии РФ на период до 2020 г.”. Т. 1. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. С. 142–148.

17. Доклад о климатических рисках на территории Российской Федерации. СПб., 2017. 106 с.

18. *Кислов А.В., Гребенец В.И., Евстигнеев В.М. и др.* Последствия возможного потепления климата в XXI веке на севере Евразии // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 2011. № 3. С. 3–8.

19. *Крыленко И.Н., Голосной Д.А., Жук В.А.* Оценка притока воды в Белое море с территории бассейнов рек Онеги и Северной Двины на основе модели формирования стока // Тр. VII Международ. науч.-практ. конф. “Морские исследования и образование (MARESEDU-2018)”. Т. I. Тверь: ПолиПРЕСС, 2019. С. 163–171.

20. *Кучмент Л.С., Мотовилов Ю.Г., Назаров Н.А.* Чувствительность гидрологических систем. М.: Наука, 1990. 143 с.

21. *Морейдо В.М., Калугин А.С.* Оценка возможных изменений водного режима реки Селенги в 21 веке на основе модели формирования стока // Вод. ресурсы. 2017. Т. 44. № 3. С. 275–284.

22. *Мотовилов Ю.Г., Гельфан А.Н.* Модели формирования стока в задачах гидрологии речных бассейнов. М.: РАН, 2018. 300 с. ISBN 978-5-907036-22-2. https://doi.org/10.31857/S9785907036222000001

23. *Насонова О.Н., Гусев Е.М., Ковалев Е.Э., Шурхно Е.А.* Глобальные оценки изменения составляющих водного баланса суши в связи с возможным изменением климата // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 4. С. 361–377.

24. *Хон В.Ч., Мохов И.И.* Гидрологический режим бассейнов крупнейших рек Северной Евразии в XX–XXI в. // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 1. С. 3–12.

25. *Школьник И.М., Мелешко В.П., Кароль И.Л., Киселев А.А., Надежина Е.Д., Говоркова В.А., Павлова Т.В.* Ожидаемые изменения климата на территории Российской Федерации в XXI веке // Тр. ГГО. 2014. Вып. 575. С. 65–118.

26. *Brigode P., Oudin L., Perrin C.* Hydrological model parameter instability: a source of additional uncertainty in estimating the hydrological impacts of climate change? // J. Hydrol. 2013. V. 476. P. 410–425. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol

27. *Bring A., Fedorova I., Dibike Y., Hinzman L., Mård J., Mernild S.H., Prowse T., Semenova O., Stuefer S.L., Woo M.-K.* Arctic terrestrial hydrology: A synthesis of processes, regional effects and research challenges // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2016. V. 121. № 3. P. 621–649. https://doi.org/10.1002/2015JG003131

28. *Dai A.* Historical and Future Changes in Streamflow and Conti-nental Runoff: A Review // Terrestrial Water Cycle and Climate Change: Natural and Human-Induced Impacts / Eds *Q. Tang, T. Oki*. Washington, D.C.: Am. Geophys. Union, 2016. P. 17–37. ISBN: 978-1-118-97176-5

29. *Dankers R., Arnell N.W., Clark D.B., Falloon P.D., Fekete B.M., Gosling S.N., Heinke J., Kim H., Masaki Y., Satoh Y., Stacke T., Wada Y., Wisser D.* First look at changes in flood hazard in the Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project ensemble // Proc. Natl Acad. Sci. March 2014. V. 111. № 9. P. 3257–3261. https://doi.org/10.1073/pnas.1302078110

30. *Gelfan A., Gustafsson D., Motovilov Yu., Arheimer B., Kalugin A., Krylenko I., Lavrenov A.* Climate change impact on the water regime of two great Arctic rivers: modeling and uncertainty issues // Clim. Change. 2017. V. 141. P. 499–515. https://doi.org/10.1007/s10584-016-1710-5

31. *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. № 3. P. 1165–1185. https://doi.org/10.1007/s10584-020-02930-z

32. *Gelfan A.N., Millionshchikova T.D.* Validation of a Hydrological Model Intended for Impact Study: Problem Statement and Solution Example for Selenga River Basin // Water Resour. 2018. V. 45. Suppl. 1. P. S90–S101. https://doi.org/10.1134/S0097807818050354

33. *Gelfan A., Semenov V.A., Gusev E., Motovilov Y., Nasonova O., Krylenko I., Kovalev E.* Large-basin hydrological response to climate model outputs: uncertainty caused by internal atmospheric variability // Hydrol. Earth Syst. Sci. 2015. V.19. P. 2737–2754.

34. *Hattermann F.F., Krysanova V., Gosling S.N., Dankers R., Daggupati P., Donnelly C., Flörke M., Huang S., Motovilov Y., Buda S., Yang T., Müller C., Leng G., Tang Q., Portmann F.T., Hagemann S., Gerten D., Wada Y., Masaki Y., Alemayehu T., Satoh Y., Samaniego L.* Cross-scale intercomparison of climate change impacts simulated by regional and global hydrological models in eleven large river basins // Clim. Change. 2017. V. 141. P. 561–576. https://doi.org/10.1007/s10584-016-1829-4

35. *Hawkins E., Sutton R.* The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions // Bull. Amer. Meteor. Soc. 2009. V. 90. № 8. P. 1095–1107. https://doi.org/10.1175/2009BAMS2607.1

36. *Jiménez Cisneros B.E., Oki T., Arnell N.W., Benito G., Cogley J.G., Döll P., Jiang T., Mwakalila S.S.* Freshwater resources // Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Pt A. Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds *C.B. Field, V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, L.L. White.* Cambridge, United Kingdom; N. Y., USA: Cambridge Univ. Press, 2014. P. 229–269.

37. *Joseph J., Ghosh S., Pathak A., Sahai A.K.* Hydrologic impacts of climate change: Comparisons between hydrological parameter uncertainty and climate model uncertainty // J. Hydrol. 2018. V. 566. P. 1–22. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.080

38. *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. Suppl. 2. P. S31–S39. https://doi.org/10.1134/S0097807819080104

39. *Kirtman B., Power S.B., Adedoyin J.A., Boer G.J., Bojariu R., Camilloni I., Doblas-Reyes F.J., Fiore A.M., Kimoto M., Meehl G.A., Prather M., Sarr A., Schär C., Sutton R., van Oldenborgh G.J., Vecchi G., Wang H.J.* Near-term Climate Change: Projections and Predictability // Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds *T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley*. Cambridge, United Kingdom, N. Y., USA: Cambridge Univ. Press, 2013. P. 953–1028.

40. *Klemeš V.* Operational testing of hydrological simulation models // Hydrol. Sci. J. 1986. V. 31. № 1. P. 13–24. https://doi.org/10.1080/02626668609491024

41. *Koirala S., Hirabayashi Y., Mahendran R., Kanae S.* Global assessment of agreement among streamflow-projections using CMIP5 model outputs // Environ. Res. Lett. 2014. V. 9. № 6. 064017. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/6/064017

42. *Krylenko I., Motovilov Yu., Antokhina E., Zhuk V., Surkova G.* Physically-based distributed modelling of river runoff under changing climate conditions // Proc. IAHS. 2015. № 368. P. 156–161. https://doi.org/10.5194/piahs-368-156-2015

43. *Krysanova V., Donnelly C., Gelfan A., Gerten D., Arheimer B., Hattermann F., Kundzewicz Z.W.* How the performance of hydrological models relates to credibility of projections under climate change // Hydrol. Sci. J. 2018. V. 63. № 5. P. 696–720. https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1446214

44. *Krysanova V., Hattermann F.F.* Intercomparison of climate change impacts in 12 large river basins: overview of methods and summary of results // Clima. Change. 2017. V. 141. P. 363–379. https://doi.org/10.1007/s10584-017-1919-y

45. *Kundzewicz Z.W., Krysanova V., Benestad R.E., Hov Ø., Piniewski M., Otto I.M.* Uncertainty in climate change impacts on water resources // Environ. Sci. Policy. 2018. V. 79. P. 1–8.

46. *Kundzewicz Z.W., Mata L.J., Arnell N.W., Döll P., Jimenez B., Miller K., Oki T., Şen Z., Shiklomanov I.* The implications of projected climate change for freshwater resources and their management // Hydrol. Sci. J. 2008. V. 53. № 1. P. 3–10.

47. *Kundzewicz Z.W., Stakhiv E.Z.* Are climate models "ready for prime time" in water resources management applications, or is more research needed? // Hydrol. Sci. J. 2010. V. 55. № 7. P. 1085–1089.

48. *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-381-107-201

49. *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. № 105. 1999. 88 p.

50. *Nasonova O.N., Gusev Ye.M., Kovalev E.E., Ayzel G.V., Chebanova M.K.* Projected changes in water balance components of 11 large river basins during the 21st century and their uncertainties // Water Resour. 2021. V. 48. № 5. P. 666–675.

51. *Nasonova O.N., Gusev Ye.M., Kovalev E.E., Ayzel G.V., Panysheva K.M.* Projecting changes in Russian northern river runoff due to possible climate change during the 21st century: A case study of the Northern Dvina, Taz and Indigirka rivers // Water Resour. 2019. V. 46. Suppl. 1. P. S145–S154.

52. *Nasonova O.N., Gusev Ye.M., Volodin E.M., Kovalev E.E.* Application of the land surface model SWAP and global climate model INMCM4.0 for projecting runoff of northern Russian rivers. 2. Projections and their uncertainties // Water Resour. 2018. V. 45. Suppl. 2. P. S85–S92.
https://doi.org/10.1134/S0097807818060271

53. *Schewe J., Heinke J., Gerten D., Haddeland I., Arnell N., Clark D., Dankers R., Eisner S., Fekete B., Colón-González F., Gosling S., Hyungjun Kim, Liu X., Masaki Y., Portmann F., Satoh Y., Stacke T., Tang Q., Wada Y., Wisser D., Albrecht T., Frieler K., Piontek F., Warszawski L., Kabat P.* Multimodel assessment of water scarcity under climate change // Proc. Natl Acad. Sci. / Ed. *H.J. Schellnhuber*. Potsdam, Germany, 2014. P. 3245–3250.
https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110

54. *Settele J., Scholes R., Betts R., Bunn S., Leadley P., Nepstad D., Overpeck J.T., Taboada M.A.* Terrestrial and inland water systems // Climate Change 2014. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Pt A. Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds *C.B. Field, V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, L.L. White*. Cambridge, United Kingdom; N. Y., USA: Cambridge Univ. Press, 2014. P. 271–359.

55. *Shkolnik I., Meleshko V., Pavlova T.* Hydrodynamical limited area model for climate studies over Russia // Rus. Meteorol. Hydrol. 2000. № 4. P. 32–49.

56. *Shkolnik I., Pavlova T., Efimov S., Zhuravlev S.* Future changes in peak river flows across northern Eurasia as inferred from an ensemble of regional climate projections under the IPCC RCP8.5 scenario // Clim. Dyn. 2018. V. 50. P. 215–230.
https://doi.org/10.1007/s00382-017-3600-6

57. *Teng J., Vaze J., Chiew F.H.S., Wang B., Perraud J.* Estimating the relative uncertainties sourced from GCMs and hydrological models in modeling climate change impact on runoff // J. Hydrometeor. 2012. V. 50. P. 122–139.
https://doi.org/10.1175/JHM-D-11-058.1

58. *Vetter T., Reinhardt J., Floerke M. et al.* Evaluation of sources of uncertainty in projected hydrological changes under climate change in 12 large-scale river basins // Clim. Change 2017. V. 141. № 3. P. 419–433.
https://doi.org/10.1007/s10584-016-1794-y

59. *Volodin E.M., Diansky N.A., Gusev A.V.* Simulating present-day climate with the INMCM4.0 coupled model of the atmospheric and oceanic general circulations // Izv. Atmos. Ocean. Phys. 2010. V. 46. № 4. P. 414–431.

60. *Wilby R.L.* Evaluating climate model outputs for hydrological applications // Opinion. Hydrol. Sci. J. 2010. V. 55. P. 1090–1093.

61. *Yamazaki D., Kanae S., Kim H., Oki T.* A physically based description of floodplain inundation dynamics in a global river routing model // Water Resour. Res. 2011. 47:W04501.
https://doi.org/10.1029/2010WR009726

EDN: XREREH
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 286–297

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 551.468.6

ИЗОТОПЫ РАДИЯ И БИОГЕННЫЕ ВЕЩЕСТВА В ЭСТУАРИИ РЕКИ РАЗДОЛЬНОЙ (АМУРСКИЙ ЗАЛИВ, ЯПОНСКОЕ МОРЕ) В ПЕРИОД ЛЕТНЕГО ПАВОДКА[1]

© 2022 г. П. Ю. Семкин[a], *, П. Я. Тищенко[a], П. П. Тищенко[a], Г. Ю. Павлова[a], Е. В. Анисимова[a], Ю. А. Барабанщиков[a], Т. А. Михайлик[b], А. Н. Чаркин[a], М. Г. Швецова[a]

[a] *Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН, Владивосток, 690041 Россия*

[b] *Санкт-Петербургский филиал ВНИРО (“ГосНИОРХ” им. Л.С. Берга), Санкт-Петербург, 199053 Россия*

**e-mail: pahno@list.ru*

Поступила в редакцию 19.08.2021 г.
После доработки 19.08.2021 г.
Принята к публикации 18.11.2021 г.

Изучена активность растворенных изотопов радия: ^{223}Ra, ^{224}Ra, ^{228}Ra; концентрация биогенных веществ: аммония, нитратов, нитриты, фосфатов, силикатов, общего азота и общего фосфора в эстуарии р. Раздольной при содержании взвеси в реке >1000 мг/л. В паводок над устьевым взморьем наблюдалась классическая двухслойная эстуарная циркуляция, сформированная стоковым течением и компенсационным потоком с глубины 20 м до глубины 8 м. Основной процесс поступления ^{228}Ra в эстуарий – десорбция из речной взвеси в начале зоны смешения, в районе устьевого бара, где его активность достигала 163 ± 0.03 dpm 100 л$^{-1}$, что в 139 раз выше, чем в речной воде. В районе устьевого бара наблюдалось увеличение активности ^{224}Ra и ^{223}Ra (соответственно в 4 и 17 раз выше, чем в речной воде) и повышение концентрации общего фосфора, NH_4^+, DSi, NO_3^- и общего азота. Экстремум активности ^{224}Ra (65.41 ± 0.68 dpm 100 л$^{-1}$), а также повышение ^{223}Ra (1.97 ± 0.11 dpm 100 л$^{-1}$) зафиксированы в придонных водах устьевого взморья, поэтому источник данных изотопов – в основном донные осадки. Отмечена прямая корреляция в соотношениях “PO_4^{3-} –^{224}Ra” и “NH_4^+ –^{224}Ra” и зафиксирован одновременный экстремум ^{224}Ra, PO_4^{3-} и NH_4^+ в придонных водах устьевого взморья, который пространственно совпадает с районом наибольшей плотности поселений полихет – активных биоирригаторов поровых вод.

Ключевые слова: радионуклиды ^{223}Ra, ^{224}Ra, ^{228}Ra, биогенные вещества, динамика вод, речной сток, эстуарий.

DOI: 10.31857/S0321059622030130

ВВЕДЕНИЕ

Радий – щелочноземельный элемент, который в речной воде преимущественно адсорбируется, но существует в виде растворенного Ra^{2+} в морской воде из-за ее высокой ионной силы [25, 49]. Десорбция Ra из речной взвеси в эстуариях происходит на ранней стадии зоны смешения (ЗС) речных и морских вод до солености 10‰ [20, 22]. Поэтому растворенные изотопы ^{224}Ra, ^{223}Ra, ^{228}Ra с периодом полураспада соответственно 3.6 и 11.5 сут и 5.7 года демонстрируют неконсервативную зависимость от солености воды в эстуариях при наличии речной взвеси [19, 20, 26, 30, 40]. Второй источник растворенного радия для эстуария – поток воды из осадков, который предполагает обмен поровыми водами (“pore water exchange” (PWE) [43]) и в более широком масштабе подземного устья – разгрузку субмаринных грунтовых вод (“submarine groundwater discharge” (SGD)) [32]. SGD включает в себя разгрузку одновременно пресных материковых и рециркулирующих морских вод в прибрежных водоносных горизонтах (“recirculated submarine groundwater discharge” (RSGD)) [18, 31]. Разгрузка пресных SGD в глобальном водном балансе составляет только

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке РНФ (проект 21-77-00028) и Президента Российской Федерации (проект МК-153.2020.5) в ТОИ ДВО РАН (регистрация 121-21500052-9, АААА-А20-120011090005-7).

4.5 ± 3.2% от потоков речной воды в океан [15], но именно RSGD вносит 90% потока воды от общего SGD [24]. В ряде работ показано, что PWE может формировать одновременно потоки изотопов радия и биогенных веществ, конкурирующие с их потоками при SGD в небольших прибрежно-морских акваториях [27, 34, 41, 42]. Это во многом происходит из-за того, что донные отложения (ДО) обогащены биогенными веществами вследствие диагенеза в них органического вещества [14]. Поэтому поверхностный сток и поток PWE вносят доминирующий вклад в потоки Ra и биогенных веществ в эстуариях по отношению к пресным водам SGD [21, 23, 37, 38, 42]. Обмен поровой воды в прибрежно-морских бассейнах во многом формируется за счет биотурбации (построение нор инфауной и сифональное питание) и биорригации (вентиляция нор) [17, 48, 50]. Однако только относительно недавно было показано, что именно инфауна может быть определяющим звеном в потоках Ra и биогенных веществ при PWE в небольших заливах с выраженной сезонной изменчивостью температуры воды [42]. Морские воды, находящиеся под влиянием источника Ra в суточном и синоптическом диапазонах времени, обогащаются только короткоживущими изотопами ^{224}Ra и ^{223}Ra, в то время как на накопление долгоживущих изотопов ^{228}Ra требуются годы [40]. Это позволяет устанавливать временны́е масштабы динамики вод и биогеохимических процессов в прибрежно-морских акваториях под влиянием PWE, SGD и речного стока.

Обобщение публикаций, связанных с изучением биогенных веществ в эстуарии р. Раздольной, можно найти в работах В.И. Звалинского с соавторами [1–3]; однако публикации, нацеленные на исследование изотопов Ra для данного водного объекта, авторами настоящей статьи не найдены.

Цель данной работы – выявить доминирующие источники и обсудить пути миграции изотопов Ra совместно с основными биогенными веществами на примере эстуария высокомутной р. Раздольной в паводок. В период паводка скорость обмена вод интенсифицирована из-за высоких скоростей стокового и компенсационного потоков воды, что представляет частое, но относительно краткосрочное явление во многих районах Мирового океана, находящихся под влиянием рек. Поэтому результаты данной статьи отражают ситуацию, характерную для процессов, имеющих короткопериодный (суточный и синоптический) диапазон изменчивости, требующий оперативных полевых исследований активности изотопов Ra и концентрации биогенных веществ.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Трансграничная р. Раздольная (Китай – Приморский край Российской Федерации) впадает в северную часть Амурского залива (зал. Петра Великого, Японское море) (рис. 1). Эстуарий, по [6] и по уточненной терминологии в [9], имеет протяженность ~50 км и расположен в пределах заболоченной Раздольненской депрессии и северной части Амурского залива (рис. 1). Площадь водосбора р. Раздольной составляет 16 800 км^2.

Средний расход реки на посту в с. Тереховка при осреднении за период 10 лет с 2008 г. составляет 97.8 м^3/с. В водном режиме реки выделяется устойчивая зимняя межень со среднемесячным расходом 2–3 м^3/с в январе и феврале (рис. 2), абсолютный минимумом расхода 0.3 м^3/с случается в феврале. Весеннее половодье наблюдается в мае (рис. 2). Во время летних и осенних паводков расход регулярно >400 м^3/с, а абсолютный максимум расхода на пике паводков в отдельные годы >3000 м^3/с (рис. 2).

Динамика ЗС в эстуарии р. Раздольной в наибольшей степени определяется водным режимом реки [2]. При расходе >400 м^3/с ЗС вытесняется за пределы устьевого бара и представляет собой линзу распресненных вод в Амурском заливе [2]. Относительно небольшие приливы высотой ~40 см не влияют на дальность проникновения ЗС, но определяют внутрисуточную изменчивость скорости течений в эстуарии [4].

В свою очередь положение ЗС в теплый период года определяет положение района наибольшей интенсивности биогеохимических процессов в эстуарии [13, 44]. В паводок река становится доминирующим источником биогенных веществ для Амурского залива [8]. На пике паводков концентрация взвеси достигает 2800 мг/л при среднегодовой концентрации 154 мг/л [6]. Резкое и многократное увеличение потоков биогенных веществ и взвеси приводит к импульсной эвтрофикации Амурского залива и вызывает формирование гипоксии придонных вод в летний сезон [12, 47]. Сгонные ветры в конце лета – начале осени приводят к затоку в залив в ходе сезонного апвеллинга промежуточных Япономорских вод, обогащенных кислородом относительно придонных гипоксийных вод Амурского залива [12, 47]. При этом в летний сезон наблюдается преимущественно циркуляция “даунвеллингового” типа, способствующая развитию гипоксии [46].

Относительно высокие содержания органического углерода в донных осадках северной части Амурского залива [14] способствуют развитию поселений полихет в данном районе до 6360 экз/м^2 при средней плотности 1480 экз/м^2 (рис. 1) [10].

Исследовали поверхностный и придонный слои воды толщиной 1 м. Пробы воды были ото-

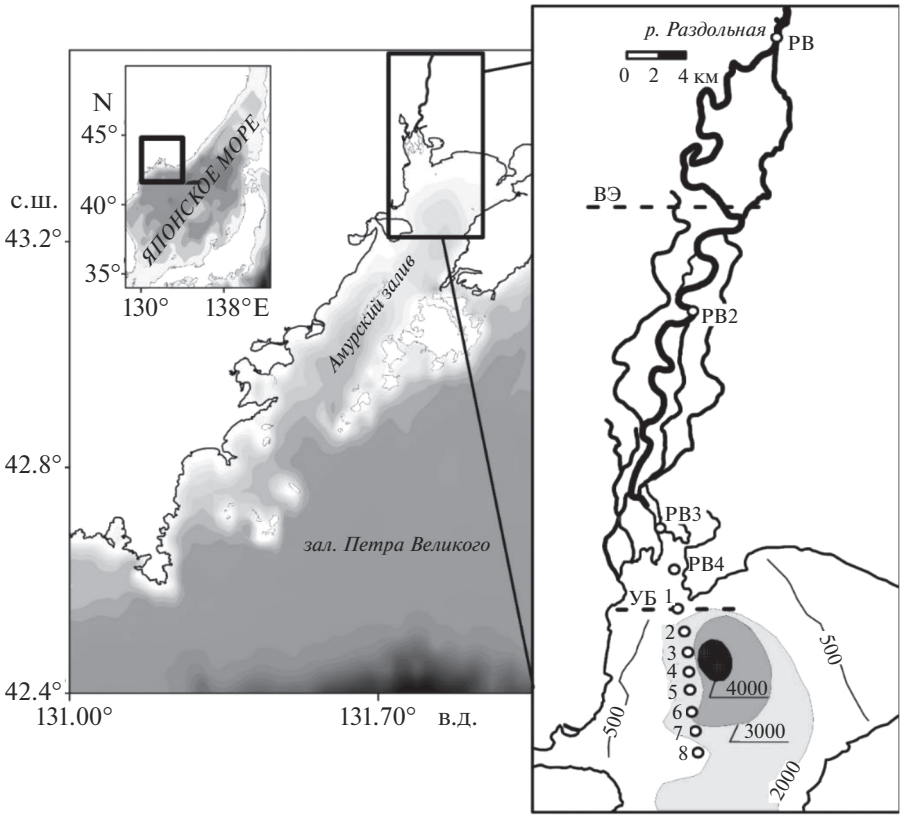
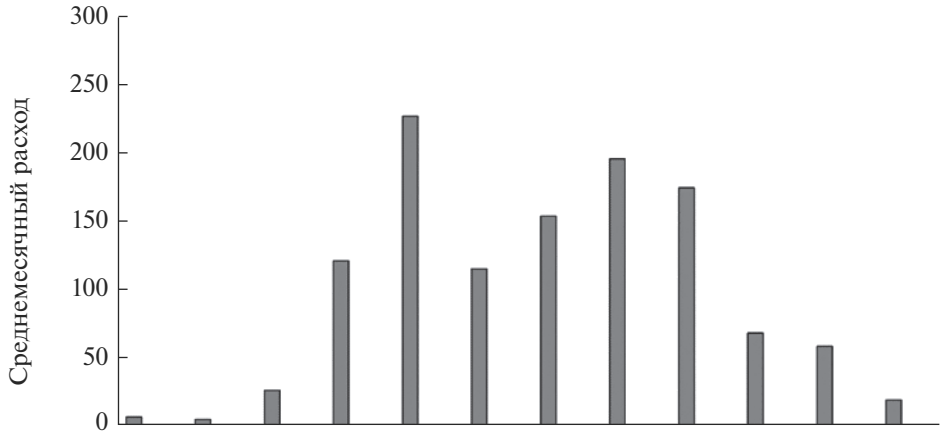


Рис. 1. Район исследований, схема расположения станций и плотность поселения полихет, экз/м^2, указанная на вставке в виде изолиний согласно [9]. РВ – речные воды, ВЭ – вершина эстуария, УБ – устьевой бар.



Месяцы	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Максимальный Q	22	9.6	19	794	890	781	1640	3000	2540	211	232	135
Минимальный Q	2.6	1.6	2.0	8.2	27.2	22.3	24.7	14.8	13.3	11.6	9.9	3.6

Рис. 2. Среднемесячные, максимальные и минимальные расходы Q, м^3/с, р. Раздольной за период 2008–2018 гг.

браны с помощью 5-литрового батометра Нискина: 30 июня 2020 г. за <4 ч на восьми станциях, расположенных в ЗС (рис. 1); 1 июля 2020 г. на четырех станциях с речными водами (РВ). Полевым работам предшествовали выпадение осадков за 4 сут в количестве 194 мм в районе нижнего водосбора реки и умеренные юго-восточные ветры. Пик уровня воды в реке пришелся на 28 июня и

составил 400 $м^3/с$, после чего 1 июля последовал спад расхода до 231 $м^3/с$. В ходе работ погода была безветренная. На каждой станции проводили зондирование водной толщи зондом “SBE 19Plus” (“Sea Beard Electronics”, США) для получения профилей электропроводности, температуры, мутности (в единицах “formazine turbidity unit” (FTU)). Для получения профиля O_2 использовали дополнительный оптический датчик O_2 “ARO2-Infinity” (“JFE Advantech Co., Ltd.”, Япония) с точностью 2% в диапазоне 0–200% насыщения вод O_2. На каждой станции определяли глубину видимости диска Секки. Пробы воды, отобранные для определения растворенных в воде радионуклидов (^{223}Ra, ^{224}Ra, ^{228}Ra), были отфильтрованы в лаборатории в день отбора, биогенные вещества измерены на следующий день, а соленость S – в течение недели. Соленость измерена с использованием солемера “Guildline Autosal 8400B” (“Guildline Instruments”, США) с погрешностью 0.002‰.

Для анализа ^{223}Ra, ^{224}Ra, ^{228}Ra образцы воды объемом 22 л в день отбора отфильтровали через полипропиленовый картридж и вату MnO_2 со скоростью ≤0.3 л $мин^{-1}$ для получения эффективной экстракции 97% Ra [29]. С помощью системы RaDeCC (Radium Delayed Coincidence Counter) определены радиоизотопы ^{224}Ra и ^{223}Ra [33]. Для поправки на поддерживаемый ^{224}Ra проводилась вторая серия измерений через 2–6 недель, чтобы позволить начальной избыточной активности ^{224}Ra достичь векового равновесия с ^{228}Th, который также абсорбировался на Mn-волокне [33, 36]. Активность ^{228}Ra измерена через 6–12 мес. с поправкой на распад ^{228}Th [29]. Для калибровки RaDeCC при измерениях ^{224}Ra, ^{223}Ra и ^{228}Ra использовали стандарт ^{232}Th, как предложено в работе [35].

Общий фосфор Total P и общий азот Total N определяли на автоматическом анализаторе “Skalar San++” (“Skalar”, Нидерланды). Концентрацию аммония (NH_4^+) определяли методом индофенолов. Нитраты NO_3^-, нитриты NO_2^-, растворенные силикаты DSi и растворенный неорганический фосфор DIP измеряли стандартными колориметрическими методами. Подробная информация о методах, используемых для анализа биогенных веществ, приведена в [7].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Речная (верхняя) граница ЗС, выделяемая по изогалине 1‰, примыкала к устьевому бару в районе ст. 1 (рис. 3а). На баре у дна соленость воды была 13.2‰, в то время как на поверхности ≤1‰. На относительно небольшом расстоянии от бара в направлении реки на ст. RW 4 (рис. 1) придонный слой был занят речной водой. Стоковое течение формировало линзу высокомутных вод с соленостью <6‰ на расстоянии до 6 км от устьевого бара (рис. 3а). Наибольшая соленость воды (32.7‰) наблюдалась в придонном слое толщиной ~2 м на трех мористых станциях (ст. 6–8). Температура воды в поверхностном слое была ~16°C, а у дна снижалась до 11°C (рис. 3б). Судя по поднятию изолиний (рис. 3а, 3б), в мористой части эстуария формировался компенсационный поток относительно холодных морских вод над устьевым взморьем, что характерно для эстуариев [39]. Динамика вод прослеживалась в поле распределения условной плотности воды в виде двухслойной эстуарной циркуляции, вызванной эффектом вовлечения придонных вод стоковым течением (рис. 3в).

В речных водах активность растворенных изотопов Ra была низкой (табл. 1). Это было ожидаемо, поскольку в речной воде Ra находится в виде химических соединений, адсорбированных взвесью, которые в процессе пробоподготовки удаляются. С ростом солености наблюдается существенное увеличение активности всех трех измеренных изотопов (табл. 1). При этом наибольшая активность изотопов ^{223}Ra и ^{228}Ra, имеющих период полураспада 11.5 сут и 5.7 года соответственно, зафиксирована в наиболее динамичном районе – в начале ЗС на баре (табл. 1). В распределении активности изотопа ^{224}Ra с периодом полураспада 3.6 сут также отмечено повышение на баре, но экстремум был приурочен к придонным водам на ст. 4 при глубине 8.3 м и солености 32.16‰ (табл. 1).

Следует отметить, что повышение активности всех трех изотопов Ra в районе бара при солености 13.2‰ (ст. 1) было зафиксировано в водах с высокой мутностью (рис. 4). В придонном слое воды с соленостью >32‰ также наблюдалась повышенная активность ^{224}Ra с экстремумом на ст. 4, тогда как для ^{223}Ra повышенная активность в этих водах прослеживалась в меньшей степени, а для ^{228}Ra полностью отсутствовала (рис. 4).

Также зафиксировано повышение концентрации для Total P, NH_4^+, DSi, NO_3^-, Total N в районе бара на ст. 1 (рис. 5). Однако для NH_4^+ и PO_4^{3-} максимальные концентрации зафиксированы в водах с наибольшей активностью ^{224}Ra на ст. 4 (рис. 4, 5). Также отмечен общий повышенный уровень концентраций NH_4^+ и PO_4^{3-} в придонных водах с соленостью >32‰, как и для распределения ^{224}Ra.

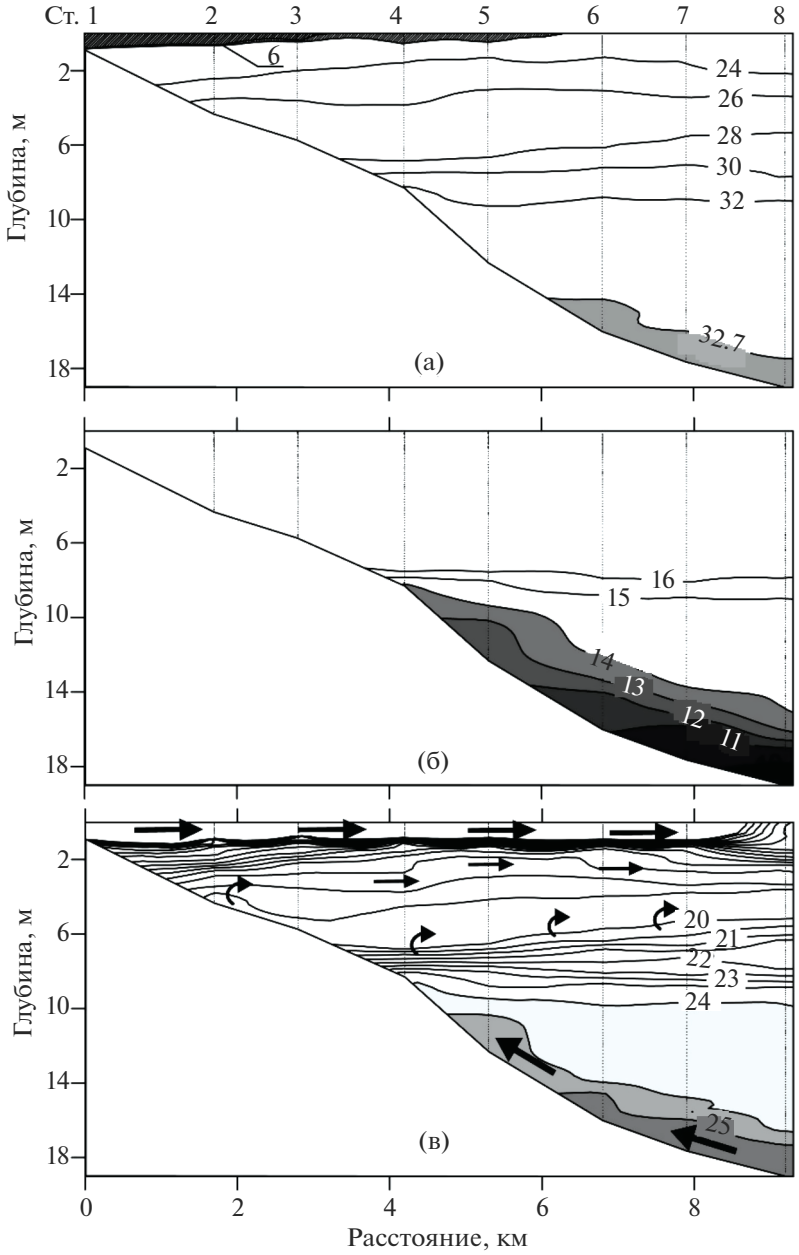


Рис. 3. Профили солености (а), ‰, температуры (б), °С, условной плотности (в). Отсчет расстояния от устьевого бара.

ОБСУЖДЕНИЕ

Поток биогенных веществ со стоком р. Раздольной был изучен ранее в [8]. Концентрации биогенных веществ в ДО были измерены, а оценки их потоков с участием PWE проведены для мелководных бассейнов зал. Петра Великого [11, 14]. В обсуждении результатов настоящей работы внимание уделяется обнаруженным совместным потокам Ra и биогенных веществ при десорбции из речной взвеси и из донных отложений на устьевом взморье р. Раздольной.

Согласно результатам экспериментов [20], речная взвесь – определяющий фактор для активности десорбированного Ra на начальном этапе зоны смешения. Ее содержание в водах р. Раздольной во многом зависит от расхода реки: минимальная концентрация взвеси составляет ~5 мг/л в зимнюю межень, но может быть >2800 мг/л в период дождей [6, 8]. В ходе настоящих работ видимость диска Секки была <5 см, а вода имела темно-коричневый цвет. Для оценки содержания взвеси использовался датчик мутности, предел показаний которого при имеющейся калибровке зонда (2500 FTU – 1000 мг/л) был превышен, по-

Таблица 1. Номера станций, глубина отбора проб *H*, м, соленость воды *S*, ‰, активность изотопов радия, dpm 100 л$^{-1}$

Станция	*H*	*S*	^{224}Ra	^{223}Ra	^{228}Ra	^{224}Ra/^{223}Ra
РВ	0.3	0.06	13.17 ± 0.28	0.16 ± 0.08	1.17	84.2
1	0.3	0.13				
1	0.9	13.20	53.22 ± 0.58	2.64 ± 0.08	163.07 ± 0.03	20.2
2	0.2	1.85				
2	4.4	26.66	15.30 ± 0.34	0.70 ± 0.02	81.34 ± 0.01	21.9
3	0.1	6.21				
3	5.8	26.58	20.59 ± 0.36	1.14 ± 0.04	70.01 ± 0.03	18
4	0.4	6.51				
4	8.3	32.16	65.41 ± 0.68	1.80 ± 0.09	55.15 ± 0.04	36.3
5	0.4	6.65	31.52 ± 0.50	1.95 ± 0.09	66.63 ± 0.02	16.1
5	12.5	32.64	32.68 ± 0.54	1.97 ± 0.11	46.31 ± 0.04	16.6
6	0.2	9.04				
6	16.2	32.87	21.97 ± 0.38	1.03 ± 0.03	40.09 ± 0.03	21.4
7	0.2	11.79	21.24 ± 0.59	0.86 ± 0.10	79.52 ± 0.01	24.6
7	17.9	32.93	39.84 ± 0.57	1.16 ± 0.05	57.28 ± 0.03	34.4
8	0.3	17.04	22.42 ± 0.38	1.12 ± 0.04	54.36 ± 0.03	19.9
8	19.2	32.98	28.09 ± 0.46	1.84 ± 0.10	54.47 ± 0.03	15.2

этому точных результатов по данному параметру в реке не смогли получить. Интенсивное поступление взвеси в реку было связано с выпадением атмосферных осадков накануне работ непосредственно в районе эстуария, когда за предшествующие четверо суток количество осадков составило 194 мм. Всего же за июнь в районе эстуария выпало 292 мм осадков (архив RP5) при месячной норме 110 мм. Содержание долгоживущих изотопов ^{228}Ra во взвеси водосбора может только увеличиваться, так как их период полураспада существенно превышает возраст вод от истоков, в то время как короткоживущие изотопы подвергаются распаду за период возраста речной воды на водосборе. Таким образом, величина расхода реки может влиять преимущественно на количество растворенных долгоживущих изотопов ^{228}Ra, поставляя их в приемный бассейн при десорбции.

Принимая во внимание то, что накопление изотопов Ra в ДО определяется их константами распада, рециркуляция морской воды в верхнем слое ДО на протяжении суток сопровождается ростом активности только короткоживущих изотопов ^{223}Ra и ^{224}Ra [40], в то время как воды водоносных горизонтов обычно обогащены, помимо ^{223}Ra и ^{224}Ra, долгоживущими изотопами ^{228}Ra [45]. Для изотопов ^{223}Ra и ^{224}Ra разброс на графике “активность–мутность” гораздо больший, особенно для ^{224}Ra, по сравнению с долгоживущим изотопами ^{228}Ra (рис. 4). Экстремум данного радионуклида наблюдался в придонных водах с соленостью >32‰ (табл. 1), которые удалены от источника взвеси в районе устьевого бара. Поэтому поступление радионуклидов ^{223}Ra и ^{224}Ra из ДО оказалось более значимым, а по ^{224}Ra – доминирующим по сравнению с поступлением при десорбции в районе устьевого бара.

Согласно [42], в илистых отложениях прибрежных акваторий активность ^{224}Ra обычно составляет 1100–1300 dpm 100 л$^{-1}$. Активность ^{224}Ra для морской воды исследуемого объекта в отсутствии речного стока получена в период ледостава и составляет 6.7 dpm 100 л$^{-1}$ [5]; т. е. активность ^{224}Ra в поровых водах осадков, принятая из литературных данных (~1000 dpm 100 л$^{-1}$), может превышать по меньшей мере в 100 раз значение для морской воды на устьевом взморье р. Раздольной.

Возможным механизмом поставки Ra в водную толщу при PWE может быть метаногенез, когда через толщу осадка просачиваются пузырьки метана и увлекают за собой поровые воды [43]. Однако масштаб этого явления не может быть распространен на все устьевое взморье вплоть до глубин 19 м на самой мористой станции настоящих исследований. Поток Ra при повторном взмучивании терригенной взвеси, осевшей на дно, также исключаем, поскольку это не приводит к повышению аммонийного азота и фосфат-ионов. Учитывая, что над устьевым взморьем отсутствует сколь-нибудь значимое неконсервативное повышение ^{228}Ra, возможное влияние SGD

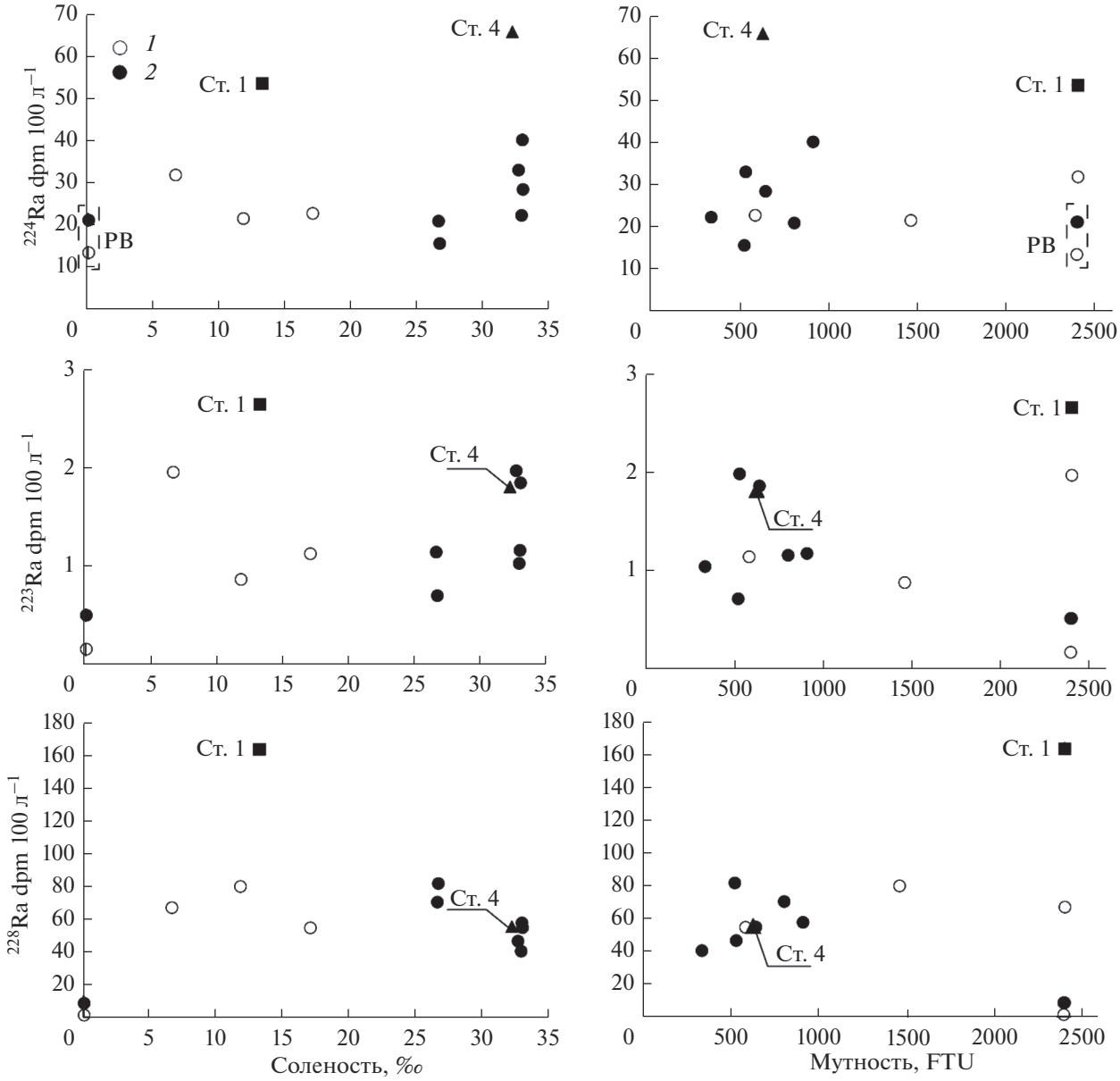


Рис. 4. Зависимость активности изотопов радия от солености и от мутности. *1* – поверхностный слой воды, *2* – придонный слой воды.

на поток Ra в приемный бассейн в данную водную фазу р. Раздольной также исключаем.

PWE зависит от видового состава и численности инфауны, поведение которой определяется условиями окружающей среды – в основном температурой и содержанием растворенного O_2 [17, 27, 48, 50]. PWE при участии инфауны достигает глубины ~40 см в ДО за <46 ч [27]. Наиболее активные биоирригаторы – полихеты [49]. Поток PWE при участии полихет будет существенно изменяться в разных частях Амурского залива и, вероятно, достигнет максимума в районе с наибольшей плотностью экземпляров на глубине ~8 м (рис. 1), на которой в наблюдениях был обнаружен экстремум активности ^{224}Ra (табл. 1). Поток PWE при биоирригации, на примере зал. Альфакс Средиземного моря со средней плотностью полихет 10400 экз/м^2, достигает ~20 л/м^2 сут$^{-1}$ [42]. По аналогии с зал. Альфакс поток PWE при участии полихет в Амурском заливе при плотности поселения 1480 экз/м^2 [10] будет, в грубом приближении, в 7 раз меньше, т. е. 2.85 л/м^2 сут$^{-1}$. При этой приближенной оценке поток PWE из ДО площадью 132 км^2 в северной части Амурского залива составит 376 × 10^3 м^3/сут, или 4 м^3/с. В придонном слое активность ^{224}Ra должна приближаться к та-

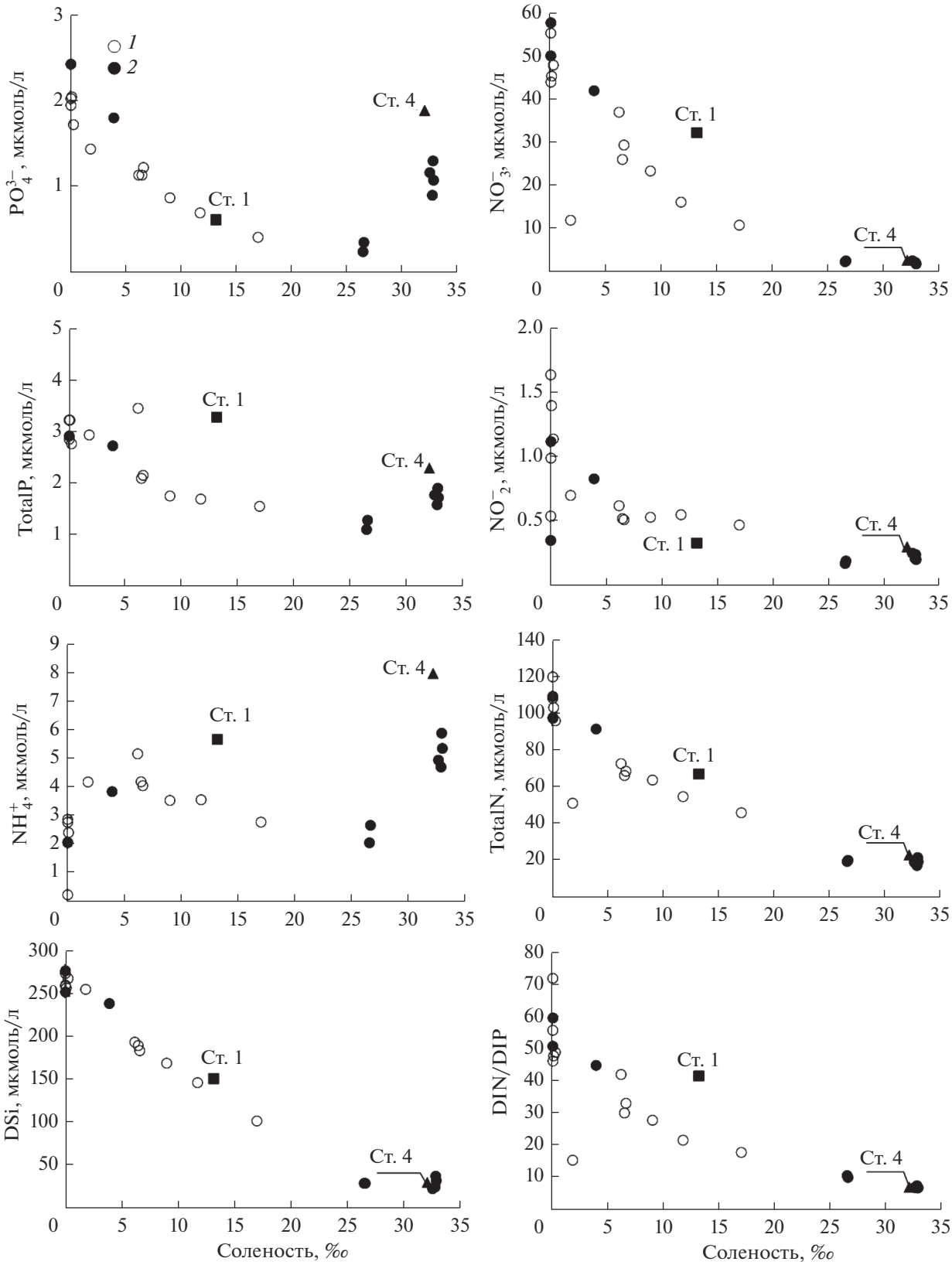


Рис. 5. Зависимость концентраций биогенных веществ от солености. *1* – поверхностный слой воды, *2* – придонный слой воды.

ковой в поровых водах (>1000 dpm 100 л$^{-1}$), однако этому препятствует адвективный перенос придонных вод (рис. 3).

В настоящих исследованиях при расходе реки в день отбора 262.9 м^3/с активность ^{224}Ra, десорбированного на баре, в сумме с активностью ^{224}Ra в реке составила 66.39 dpm 100 л$^{-1}$ (табл. 1). Поток Ra с речным стоком при данных величинах расхода и концентрации взвеси в реке будет превышать поток Ra за счет PWE, несмотря на >100-кратное превышение активности ^{224}Ra в ДО. Вероятно, в межень, когда количество содержащей Ra речной взвеси снизится многократно, как указано выше, поток Ra за счет PWE будет доминирующим. Этому будет способствовать возрастание до 40% [17, 27, 48, 50] потока PWE за счет биоирригации при летнем прогреве вод и понижении концентрации O_2 до уровня гипоксии [12]. В зал. Альфакс, например, летом для всей площади поток PWE достигает 13.9, а зимой только 3.1 м^3/с [42].

Повышение активности ^{224}Ra совместно с PO_4^{3-} и NH_4^+ (рис. 6), а также повышение активности ^{223}Ra при неизменной солености (рис. 4) указывает на их единый источник. Для биогенных веществ таким источником может быть органическое вещество, подвергающееся микробиологической деструкции как в воде, так и в ДО [14]. Для северной части Амурского залива концентрации PO_4^{3-} и NH_4^+ в летний сезон в поровой воде ДО на горизонте 5 см увеличены в 5 раз и в 34 раза соответственно по сравнению с придонным слоем воды [14]. Относительно малое повышение PO_4^{3-} на фоне роста NH_4^+ в ДО связано с процессами адсорбции–десорбции в поровой воде [14]. Поэтому поровый обмен должен сопровождаться увеличением концентраций PO_4^{3-} и NH_4^+, а также соотношением N/P. Соотношение N/P (рис. 5) в придонных водах с соленостью >32‰, однако, составляет 6.6–6.9, что существенно ниже, чем в соотношении Редфилда, равном 16. Поэтому, в северной части Амурского залива существует дополнительный поток соединений фосфора, вероятно, связанный с жизнедеятельностью полихет.

Для Амурского залива деструкция автохтонного органического вещества оказывает основное влияние на концентрации и распределение биогенных веществ в послепаводковый период [12, 47]. В этом случае максимумы биогенных веществ (PO_4^{3-}, NH_4^+, а также DSI) в придонном слое воды пространственно совпадают с минимальной концентрацией O_2, пониженной до состояния гипоксии (<2 мг/л) [12, 47]. Развитию придонной гипоксии при южных ветрах способствует даунвеллинг [46]; в то время как в момент паводка вследствие развития двухслойной эстуарной циркуляции формируется “апвеллинговая” структура распределения плотности (рис. 2). Такой вид циркуляции в Амурском заливе существует регулярно при развитии сгонных ветров и сопровождается адвекцией вод из открытой части залива с относительно высокой концентрацией O_2, пониженной концентрацией NH_4^+, но повышенной концентрацией NO_3^- [12, 47]. Однако в компенсационном потоке вод при концентрациях O_2 ~

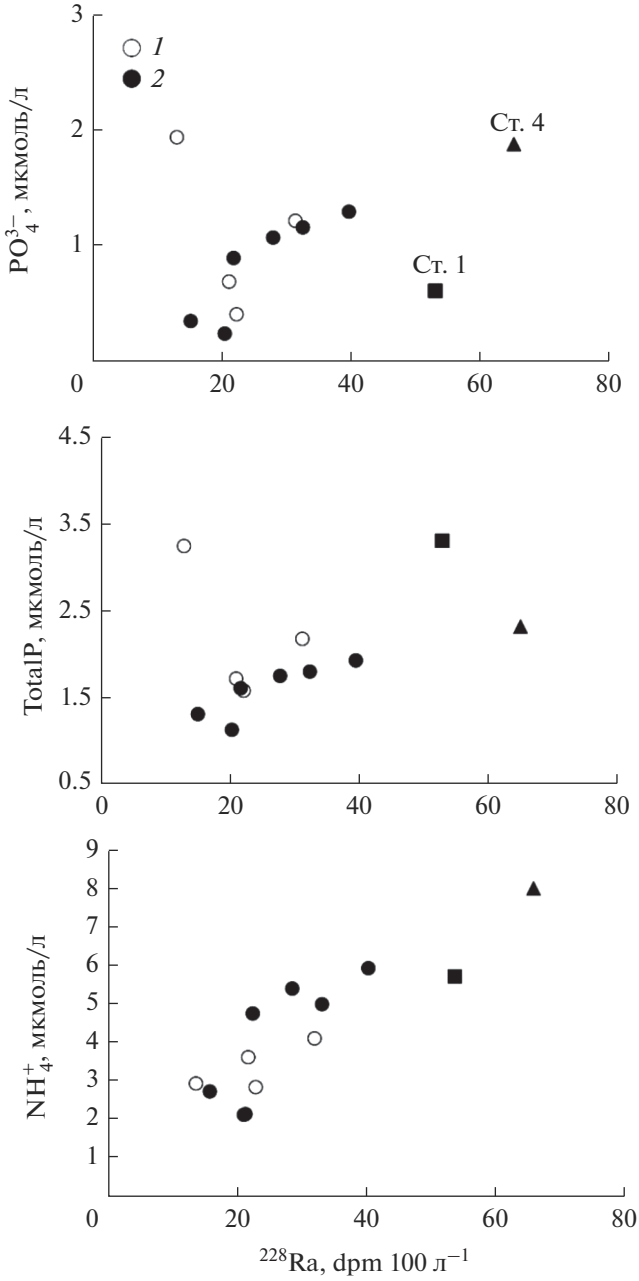


Рис. 6. Зависимость концентрации биогенных веществ от активности изотопов ^{224}Ra. *1* – поверхностный слой воды, *2* – придонный слой воды.

~5 мг/л по мере его переноса над устьевым взморьем в направлении реки отмечено повышение содержания PO_4^{3-} и NH_4^+, а также фосфора в органической форме и экстремум аквтиности ^{224}Ra (рис. 3, 5, 6, 7). Взаимосвязь данных характеристик объясняется влиянием потока поровой воды за счет жизнедеятельности полихет.

Поскольку поток PWE имеет гораздо большую концентрацию веществ в сравнении с вышележащей водой, накопление веществ в придонном слое воды будет определяться интенсивностью адвективного переноса вод вдоль устьевого взморья. В эстуариях сроки адвективного обмена воды могут варьировать от нескольких дней до месяцев и зависят в основном от расхода речной воды [16]. В периоды паводков скорость обмена в эстуарии многократно возрастает за счет усиления стокового течения и интенсификации компенсационного потока в придонном слое вод. Для короткоживущих изотопов, а также биогенных веществ, которые активно задействованы в продукционно-деструкционных процессах, важен временно́й диапазон существования этого потока. Оценка пространственной изменчивости возраста воды в эстуариях с множеством потенциально возможных источников веществ, принимаемых в качестве индикаторов, – сложная задача. Отношения активности $^{224}Ra/^{223}Ra$ определяют возраст воды в синоптическом диапазоне и позволяют рассчитать “кажущийся возраст радия” (“apparent radium age”) [28]. Потоки растворенных радионуклидов ^{224}Ra из ДО будут существенно увеличивать отношение $^{224}Ra/^{223}Ra$ в придонных водах в следующих случаях: 1) скорость вертикального перемешивания ниже, чем скорость переноса придонной воды вдоль дна; 2) преодоление придонными водами пути вдоль дна с обогащением ^{224}Ra происходит быстрее, чем скорость распада этих изотопов. При выполнении этих условий происходит накопление ^{224}Ra в придонных водах, что вызывает рост соотношения $^{224}Ra/^{223}Ra$, тем самым уменьшая возраст воды, рассчитанный на основе модели с единым источником [28]. В исследуемом случае соотношение $^{224}Ra/^{223}Ra$ меняется контрастно от станции к станции в интервале от 15.2 до 36.3 при почти неизменной солености компенсационного потока (табл. 1; рис. 3), что указывает на неоднородность поступления ^{224}Ra и ^{223}Ra. Поэтому нет возможности рассчитать точный возраст придонных вод и оценить массовый баланс Ra, не располагая данными по активности ^{224}Ra и ^{223}Ra для поровых вод на каждой станции отбора. Однако само по себе наличие контраста свидетельствует о том, что возраст вод в компенсационном потоке имеет временно́й диапазон, сравнимый с временны́м диапазоном полураспада ^{224}Ra – 3.6 сут, что согласуется с периодом развития наблюдаемой двухслойной циркуляции (рис. 3), сформированной на пике прохождения паводка за два дня до отбора проб воды. Таким образом, полученная картина распределения изотопов и биогенных веществ характерна для синоптического периода от 1 сут до 1–2 недель в зависимости от продолжительности и интенсивности паводка. После ослабления стокового течения и компенсационного потока происходит перестройка динамики вод на противоположную – с преобладанием даунвеллинга при южных ветрах [46].

ВЫВОДЫ

Рассмотрено распределение радионуклидов радия и биогенных веществ над устьевым взморьем р. Раздольной при развитии двухслойной эстуарной циркуляции, период существования которой определяется продолжительностью летнего паводка.

Установлено, что доминирующий процесс поступления в эстуарий растворенных изотопов ^{228}Ra – десорбция из речной взвеси в начале зоны смешения, в районе устьевого бара. Повышение активности изотопов ^{223}Ra и ^{224}Ra в районе бара проявлялось в меньшей степени.

Обмен поровых вод с придонными водами устьевого взморья вызвал возникновение экстремума активности ^{224}Ra и повышение ^{223}Ra. Одновременный экстремум короткоживущих изотопов ^{224}Ra, аммонийного азота и растворенного фосфора в придонном слое устьевого взморья объясняется их поступлением за счет биоирригации и биотурбации полихет.

Разгрузка пресных грунтовых вод на устьевом взморье р. Раздольной в исследуемую фазу водного режима реки на основе распределения изотопов Ra не выявлена.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Звалинский В.И., Марьяш А.А., Тищенко П.Я. и др.* Продукционные характеристики эстуария реки Раздольной в период ледостава // Изв. ТИНРО. 2016. Т. 185. С. 155–174.
2. *Звалинский В.И., Недашковский А.П., Сагалаев С.Г. и др.* Биогенные элементы и первичная продукция эстуария реки Раздольной // Биология моря. 2005. Т. 31. № 2. С. 107–116.
3. *Звалинский В.И., Тищенко П.П., Михайлик Т.А., Тищенко П.Я.* Эвтрофикация залива Петра Великого // Океанологические исследования дальневосточных морей и северо-западной части Тихого океана / Под ред. *В.А. Акуличева*. Владивосток: Дальнаука, 2013. Кн. 1. С. 260–293.
4. *Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Лобанов В.Б. и др.* Обмен вод в эстуарии реки Раздольной (Амурский за-

лив, Японское море) в период ледостава // Изв. ТИНРО. 2019. Т. 196. С. 123–137.

5. *Семкин П.Ю., Тищенко П.Я., Чаркин А.Н. и др.* Разгрузка грунтовых осолоненных вод в эстуарии реки Раздольной (Амурский залив) в феврале 2020 г. // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. №. 3. С. 254–259.
6. Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. Владивосток: Дальнаука, 2005. 261 с.
7. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М.: ВНИРО, 1988. 120 с.
8. *Михайлик Т.А., Тищенко П.Я., Колтунов А.М. и др.* Влияние реки Раздольной на экологическое состояние вод Амурского залива (Японское море) // Вод. ресурсы. 2011. Т. 38. № 4. С. 474–484.
9. *Михайлов В.Н., Горин С.Л.* Новые определения, районирование и типизация устьевых областей рек и их частей–эстуариев // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 3. С. 243–257.
10. *Мощенко А.В., Белан Т.А.* Полихеты северной части Амурского залива (залив Петра Великого Японского моря): состав, структура и распределение таксоценов // Изв. ТИНРО. 2010. Т. 163. С. 264–285.
11. *Тищенко П.Я., Борисенко Г.В., Барабанщиков Ю.А. и др.* Потоки биогенных веществ на границе раздела вода–дно в мелководных бассейнах залива Петра Великого (Японское море) // Геохимия. 2021. В печати.
12. *Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др.* Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Изв. ТИНРО. 2011. Т. 165. С. 108–129.
13. *Тищенко П.Я., Семкин П.Ю., Тищенко П.П. и др.* Гипоксия придонных вод эстуария реки Раздольная // ДАН. 2017. Т. 476. № 5. С. 576–580.
14. *Тищенко П.Я., Ходоренко Н.Д., Барабанщиков Ю.А. и др.* Диагенез органического вещества в осадках покрытых зарослями зостеры морской (Zostera Marina L.) // Океанология. 2020. Т. 60. № 3. С. 393–406.
15. *Abbott B.W., Bishop K., Zarnetske J.P. et al.* Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions // Nat. Geosci. 2019. V. 12. № 7. P. 533–540.
16. *Alber M., Sheldon J.E.* Use of a date-specific method to examine variability in the flushing times of Georgia estuaries // Estuar. Coast. Shelf Sci. 1999 V. 49. Iss. 4. P. 469–482.
17. *Aller R.C., Aller J.Y.* Meiofauna and solute transport in marine muds // Limnol. Oceanogr. 1992. V. 37. № 5. P. 1018–1033.
18. *Burnett W.C., Aggarwal P.K., Aureli A. et al.* Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods // Sci. Total En. 2006. V. 367. Iss. 2–3. P. 498–543.
19. *Elsinger R.J., Moore W.S.* ^{226}Ra and ^{228}Ra in the mixing zones of the Pee Dee River-Winyah Bay, Yangtze River and Delaware Bay estuaries // Estuar. Coast. Shelf Sci. 1984. V. 18. Iss. 6. P. 601–613.
20. *Hancock G.J, Murray A.S.* Source and distribution of dissolved radium in the Bega River estuary, Southeastern Australia // Earth Planet Sci. Lett. 1996. V. 138. Iss. 1–4. P. 145–155.
21. *Gleeson J., Santos I.R., Maher D.T., Golsby-Smith L.* Groundwater–surface water exchange in a mangrove tidal creek: Evidence from natural geochemical tracers and implications for nutrient budgets // Mar. Chem. 2013. V. 156. P. 27–37.
22. *Gonneea M.E., Morris P.J., Dulaiova H., Charette M.A.* New perspectives on radium behavior within a subterranean estuary // Mar. Chem. 2008. V. 109. P. 250–267.
23. *Krest J.M., Moore W.S., Rama.* ^{226}Ra and ^{228}Ra in the mixing zones of the Mississippi and Atchafalaya Rivers: indicators of groundwater input // Mar. Chem. 1999. V. 64. P. 129–154.
24. *Kwon E.Y., Kim G., Primeau F. et al.* Global estimate of submarine groundwater discharge based on an bservationally constrained radium isotope model // Geophys. Res. Lett. 2014. V. 41. Iss. 23. P. 8438–8444.
25. *Langmuir D., Riese A.C.* The thermodynamic properties of radium // Geochimica et Cosmochimica Acta. 1985. V. 49. Iss. 7. P. 1593–1601.
26. *Li Y-H., Mathieu G., Biscaye P., Simpson H.J.* The flux of Ra-226 from estuarine and continental shelf sediments // Earth Planet. Sci. Lett. 1977. V. 37. Iss. 2. P. 237–241.
27. *Martin J.B., Cable J.E., Jaeger J. et al.* Thermal and chemical evidence for rapid water exchange across the sediment-water interface by bioirrigation in the Indian River Lagoon, Florida // Limnol. Oceanogr. 2006. V. 51. Iss. 3. P. 1332–1341.
28. *Moore W.S.* Determining Coastal Mixing Rates Using Radium Isotopes // Cont. Shelf Res. 2000.V. 20. Iss. 15. P. 1993–2007.
29. *Moore W.S.* Fifteen years experience in measuring ^{224}Ra and ^{223}Ra by delayed coincidence counting // Mar. Chem. 2008. V. 109. Iss. 3–4. P. 188–197.
30. *Moore W.S.* Radium isotopes in the Chesapeake Bay // Estuar. Coast. Shelf Sci. 1981. V. 12. Iss. 6. P. 713–723.
31. *Moore W.S.* The effect of submarine groundwater discharge on the ocean // Annual Rev. Mar. Sci. 2010. V. 2. P. 59–88.
32. *Moore W.S.* The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water // Mar. Chem. 1999. V. 65. Iss. 1–2. P. 111–126.
33. *Moore W.S., Arnold R.* Measurement of ^{223}Ra and ^{224}Ra in coastal waters using delayed coincidence counter // J. Geophys. Res. 1996. V. 101. Iss. C1. P. 1321–1329.
34. *Moore W.S., Beck M., Riedel T. et al.* Radium-based pore water fluxes of silica, alkalinity, manganese, DOC, and uranium: A decade of studies in the German Wadden Sea // Geochim. Cosmochim. Acta. 2011. V. 75. Iss. 21. P. 6535–6555.
35. *Moore W.S., Cai P.* Calibration of RaDeCC systems for ^{223}Ra measurements // Mar. Chem. 2013. V. 156. P. 130–137.
36. *Moore W.S., de Oliveira J.* Determination of residence time and mixing processes of the Ubatuba, Brazil, inner shelf waters using natural Ra isotopes // Estuar. Coast. Shelf Sci. 2008. V. 76. Iss. 3. P. 512–521.

37. *Moore W.S., Krest J.* Distribution of ^{223}Ra and ^{224}Ra in the plumes of the Mississippi and Atchafalaya Rivers and the Gulf of Mexico // Mar. Chem. 2004. V. 86. P. 105–119.

38. *Peterson R.N., Burnett W.C., Taniguchi M. et al.* Determination of transport rates in the Yellow River-Bohai Sea mixing zone via natural geochemical tracers // Continental Shelf Res. 2008. V. 28. Iss. 19. P. 2700–2707.

39. *Pritchard D.W.* What is an estuary: a physical viewpoint // Estuaries. Washington: Am. Ass. Adv. Sci., 1967. Publ. 83. P. 3–5.

40. *Rama Moore W.S.* Using the Ra quartet for evaluating groundwater input and water exchange in salt marshes // Geochim. Cosmochim. Acta. 1996. V. 60. Iss. 43. P. 4645–4652.

41. *Rodellas V., Garcia-Orellana J., Masqué P., Font-Muñoz J.S.* The influence of sediment sources on radium-derived estimates of Submarine Groundwater Discharge // Mar. Chem. 2015 V. 171. P. 107–117.

42. *Rodellas V., Garcia-Orellana J., Trezzi G. et al.* Using the radium quartet to quantify submarine groundwater discharge and porewater exchange // Geochim. Cosmochim. Acta. 2017. V. 196. Iss. P. 58–73.

43. *Santos I.R., Eyre B.D., Huettel M.* The driving forces of porewater and groundwater flow in permeable coastal sediments: A review // Estuar. Coast. Shelf Sci. 2012. V. 98. P. 1–15.

44. *Shulkin V., Tishchenko P., Semkin P., Shvetsova M.* Influence of river discharge and phytoplankton on the distribution of nutrients and trace metals in Razdolnaya River estuary, Russia // Estuar. Coast. Shelf Sci. 2018. V. 211. P. 166–176.

45. *Szabo Z., de Paul V.T., Fischer J.M. et al.* Occurrence and geochemistry of radium in water from principal drinking-water aquifer systems of the United States // Applied Geoch. 2012. V. 27. Iss. 3. P. 729–752.

46. *Tishchenko P.P., Tishchenko P.Ya., Lobanov V.B. et al.* Summertime in situ monitoring of oxygen depletion in Amursky Bay (Japan/East Sea) // Continent. Shelf Res. 2016. V. 118. P. 77–87.

47. *Tishchenko P.Ya., Tishchenko P.P., Lobanov V.B. et al.* Impact of the transboundary Razdolnaya and Tumannaya Rivers on deoxygenation of the Peter the Great Bay (Sea of Japan) // Estuar. Coast Shelf Sci. 2020. V. 239. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771418301689?via%3Dihub

48. *Volkenborn N., Polerecky L., Hedtkamp S.I.C. et al.* Bioturbation and bioirrigation extend the open exchange regions in permeable sediments // Limnol. Oceanogr. 2007. V. 52. Iss. 5. P. 1898–1909.

49. *Webster I.T., Hancock G.J., Murray A.S.* Modelling the effect of salinity on radium desorption from sediments // Geochim. Cosmochim. Acta. 1995. V. 59. P. 2469–2476.

50. *Woodin S.A., Wethey D.S., Volkenborn N.* Infaunal hydraulic ecosystem engineers: cast of characters and impacts // Integr. Comp. Biol. 2010. V. 50. P. 176–187.

EDN: EFJPSA
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 298–304

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 504.5:[546.3+665.6+661.16](282)

ПРИОРИТЕТНЫЕ ТОКСИКАНТЫ В ЭЛЕМЕНТАХ ЭКОСИСТЕМЫ НИЖНЕГО ДОНА

© 2022 г. Л. Ф. Павленко[a], И. В. Кораблина[a], Т. О. Барабашин[a], *, В. С. Экилик[a]

[a]*Азово-Черноморский филиал ВНИРО (АзНИИРХ), Ростов-на-Дону, 344002 Россия*

**e-mail: barabashin_t_o@azniirkh.ru*

Поступила в редакцию 06.03.2020 г.
После доработки 24.11.2021 г.
Принята к публикации 21.12.2021 г.

Обсуждены основные источники поступления загрязняющих веществ в экосистему р. Дон в нижнем его течении. К наиболее значимым источникам относятся судоходство, строительство новых причалов, дноуглубительные работы, перевалка грузов. В связи с возрождением экономики интенсивность антропогенной нагрузки с каждым годом возрастает, что негативно сказывается на экосистеме. Приведены данные за последние 5 лет наблюдений за степенью загрязнения воды и донных отложений нефтепродуктами, стойкими хлорорганическими пестицидами, конгенерами полихлорбифенилов, тяжелыми металлами (ртуть, свинуц, кадмий, медь, железо, цинк, хром, никель и марганец) и мышьяком. Показана устойчивая динамика накопления ряда загрязняющих веществ в донных отложениях. Отмечено накопление некоторых опасных токсикантов в органах промысловых донских рыб. Проведена оценка загрязнения воды и донных отложений в соответствии с российскими и региональными нормативами и накопления токсикантов в промысловых рыбах в соответствии с Техническим регламентом Таможенного союза.

Ключевые слова: Нижний Дон, загрязнение, приоритетные токсиканты, вода, донные отложения, гидробионты.

DOI: 10.31857/S0321059622030117

ВВЕДЕНИЕ

К основным источникам поступления загрязняющих веществ в экосистему Нижнего Дона относятся сбросы неочищенных и недостаточно очищенных сточных вод в районе городов Ростов-на-Дону, Каменск, Красный Сулин, Сальск, Волгодонск, Шахты, Новочеркасск и др. [24]. На территории Ростовской области в водные объекты бассейна Нижнего Дона сбрасывается ежегодно ~3.5 км^3 сточных вод (примерно третья часть естественного водного стока). Существенное негативное влияние на качество воды в низовье Дона и его притоков оказывают городские сточные воды. Предприятия жилищно-коммунального хозяйства ежегодно сбрасывают >5% неочищенных и ~70% недостаточно очищенных сточных вод. На качество воды р. Дон значительно влияет смыв минеральных удобрений, пестицидов, соединений тяжелых металлов с сельскохозяйственных угодий и животноводческих ферм, сток ливневых, шахтных, дренажных вод [20].

Наиболее существенный источник загрязнения – судоходство, которое с каждым годом становится интенсивнее. По итогам навигации 2019 г. в границах Азово-Донского бассейна объем перевозок грузов составил 9 млн 851 тыс. т грузов [14]. Общее количество судозаходов в границах бассейна составило 6096 единиц флота. В структуре судооборота преобладал сухогрузный флот – 44% общего судопотока, нефтеналивной флот составил 43%. Остальные 13% общего судопотока – пассажирский и буксирный флот. По итогам 2019 г. в номенклатуре грузов в бассейне преобладали мазут (2 млн 738 тыс. т), сера (1 млн 559 тыс. т) и пшеница (1 млн 108 тыс. т). В структуре грузооборота преобладали транзит нефтепродуктов (5 млн 126 тыс. т), транзит и отгрузка на элеваторах р. Дон зерновых и сельскохозяйственной продукции (1 млн 620 тыс. т) и транзит серы (1 млн 559 тыс. т).

Интенсификация перевозок по Нижнему Дону представляет немалую экологическую опасность при широком разнообразии грузов, состоянии плавсредств и ненадежности системы контроля. Кроме того, в ближайшей перспективе планируется расширить порты или построить новые, в том числе в Ростове-на-Дону и Азове. Это означает, что судов в акватории Нижнего Дона станет значительно больше. Возросшая нагрузка

чревата коренной перестройкой ложа русла (вынос донных отложений (ДО) из зоны фарватера с последующим отложением в относительно спокойных и удаленных от судоходных трасс местах — на мелководьях, в ериках, где находятся основные нерестилища, что приводит к заилению нерестилищ). С повышением интенсивности судоходства существенно возрастает риск экологических бедствий вследствие аварий на судах, их столкновений, порывов транспортных труб в местах перегрузки и др.

В настоящее время нет нормативных документов, регламентирующих величины компенсационных выплат рыбному хозяйству за негативное воздействие судоходства, поэтому невозможно предъявлять иски судовладельцам по возмещению ущербов. Достаточно хорошо разработана оценка ущерба только для дноуглубления, которое регулярно проводится на различных участках судоходных трасс.

Перечень наиболее опасных и распространенных токсикантов, попадающих в экосистему р. Дон, включает в себя нефтепродукты, хлорорганические соединения (пестициды и полихлорбифенилы), тяжелые металлы. В литературе имеется множество данных, свидетельствующих о различных нарушениях физиологического состояния гидробионтов, о патологических деформациях регенеративной функции, иммунной системы и генетического аппарата гидробионтов под действием тех или иных поллютантов [11, 15, 22].

По масштабам воздействия на количественные показатели состояния промысловой ихтиофауны химическое загрязнение можно сравнивать только с такими мощными факторами, как радикальные нарушения естественного воспроизводства и браконьерство. По влиянию на качественные показатели состояния рыбных запасов химическое загрязнение значительно превосходит все остальные антропогенные факторы. Установление количественных зависимостей между степенью загрязнения среды обитания гидробионтов, объемами поступления в водоемы различных поллютантов и потерями биоресурсов сегодня – одна из наиболее актуальных задач рыбохозяйственной науки.

Исследования накопления токсикантов в органах и тканях водных организмов проводится на основе нескольких федеральных законов, а также Положения “Об осуществлении государственного мониторинга водных биологических ресурсов и применении его данных” [16].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Объектами исследований были пробы воды, ДО, органы и ткани промысловых рыб, отобранные в весенний, летний и осенний периоды 2015–2016 гг. на 18 станциях и в весенне-летний и осенний периоды 2017–2019 гг. на восьми станциях наблюдений. Пробы воды и ДО отбирались выше, ниже впадения в Дон рек Сал и Маныч и в их устьях, в местах выпуска сточных вод Ростова-на-Дону и Азова, в устье р. Дон, рук. Каланча, гирлах Мокрая Каланча и Большая Кутерьма. Пробы воды отбирались по фарватеру с поверхностного горизонта (глубина 0.5 м) согласно ГОСТ 31861-2012 [6], донных отложений с верхнего двухсантиметрового слоя – согласно ГОСТ 17.1.5.01-80 [5]. Всего в рассматриваемый период было отобрано и проанализировано по 156 проб воды и ДО.

Один из наиболее загрязненных притоков р. Дон – р. Темерник, протекающая через г. Ростов-на-Дону и на протяжении многих десятков лет использующаяся в качестве общегородской сливной ямы. В настоящее время разработан комплекс мероприятий по очистке, реабилитации р. Темерник и создания проекта линейного парка вдоль всего русла реки (18 км). Для оценки влияния стока р. Темерник зимой, весной, летом и осенью 2018–2019 гг. отбирались пробы воды и ДО непосредственно в устье.

Оценка содержания приоритетных токсикантов в водных биоресурсах Нижнего Дона проводилась в органах (печень, гонады) и тканях (мышцы) рыб, выловленных в различные сезоны 2015–2019 гг. Объектами исследований были судак, окунь, густера, щука, сом, лещ, карась серебряный, сом, голавль, азово-черноморская проходная сельдь. Отбор проб биоресурсов проводился согласно ГОСТ 31339-2006 [7]. В выборку попали самки и самцы, обладающие близкими внутривидовыми морфометрическими показателями и стадией зрелости гонад.

Методики измерений, используемые для анализа отобранных проб, метрологически аттестованы, включены в Государственный реестр методик количественного химического анализа и оценки состояния объектов окружающей среды, допущенных для государственного экологического контроля и мониторинга, и приведены в [17]. Количество нефтепродуктов в воде и ДО рассчитывали по сумме основных нефтяных компонентов – углеводородов и смолистых веществ. В органах и тканях рыб определяли нефтяные углеводороды. Определение хлорорганических пестицидов (изомеры ГХЦГ – α-, γ-, β-; метаболиты ДДТ – ДДЕ, ДДД и их изомеры 2,4'-ДДЕ, 4,4'-ДДЕ, 4,4'-ДДД, 2,4'-ДДД, 2,4'-ДДТ) в воде, ДО и гидробионтах проводили методом газожидкостной хроматографии. Определение конгенеров полихлорбифенилов (28, 29, 44, 47, 49, 52, 87, 98, 99, 101,105, 110, 153, 156, 157, 167, 180 – обозначения по системе ЮПАК) в воде, ДО и гидробионтах проводили с использованием хроматомасс-спектрометрической системы. Анализ проб воды на содержание тяжелых металлов – ртути, свинца, кадмия, меди, железа, цинка, хрома, никеля и марганца, а также

Таблица 1. Характеристика нефтяного загрязнения воды р. Дон в нижнем течении в 2015–2019 гг.

Год	Концентрация нефтепродуктов, мг/л		Превышение ПДК	Характеристика загрязнения
	средняя	диапазоны		
2015	0.05 ± 0.02	0.02–0.08	19	Неустойчивое низкого уровня
2016	0.05 ± 0.02	0.02–0.10	22	То же
2017	0.06 ± 0.03	0.03–0.15	25	»
2018	0.08 ± 0.04	<0.02–0.14	50	Устойчивое низкого уровня
2019	0.05 ± 0.02	<0.02–0.11	19	Неустойчивое низкого уровня

мышьяка – в кислоторастворимой и валовой формах проводили методом атомной абсорбции в двух модификациях: с электротермической атомизацией и в “холодном паре”. Для определения валового содержания тяжелых металлов и мышьяка в ДО использовали рентгенфлуоресцентный метод. Оценку содержания ртути и кадмия в ДО и свинца, кадмия и мышьяка в органах и тканях рыб проводили методом атомной абсорбции с электротермической атомизацией. Измерения массовой доли ртути в биологических пробах проводили методом атомной абсорбции в “холодном паре”.

Контроль за содержанием токсикантов в воде проводился в соответствии с нормативами качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативами предельно-допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения [18].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрации нефтепродуктов в воде в нижнем течении р. Дон в рассматриваемый период наблюдений (2015–2019 гг.) менялись от <0.02 до 0.14 мг/л. Превышение ПДК нефтепродуктов (0.05 мг/л) в 1.2–2.8 раза в различные годы обнаружено в 19–50% исследованных проб. Согласно классификации РД 52.24.643-2002 [19], загрязнение воды р. Дон в 2015–2017 и 2019 гг. характеризуется как неустойчивое низкого уровня, в 2018 г. – как устойчивое низкого уровня (табл. 1).

Наиболее высокий уровень нефтяного загрязнения р. Дон, превысивший ПДК в 2.8 раза, обнаружен осенью 2018 г. в районе сброса сточных вод г. Ростова-на-Дону. В устье наиболее загрязненного притока р. Дон – р. Темерник концентрации нефтепродуктов в воде в различные сезоны 2018–2019 гг. превышали ПДК в 16.2–58.4 раза. О высоком загрязнении р. Дон в районе устья р. Темерник упомянуто также в работе [12].

В связи с отсутствием утвержденных российских нормативов для оценки загрязненности донных отложений р. Дон использован норматив, разработанный Ассоциацией “ГКО Росрыбхоз”, “Госрыбцентр” и утвержденный в качестве регионального для Ханты-Мансийского автономного округа [10]. Норматив предназначен для применения контролирующими органами и хозяйствующими субъектами при оценке состояния поверхностных водных объектов, при планировании, проектировании и производстве работ, прямо или косвенно влияющих на состояние донных экосистем.

В различные сезоны 2015–2019 гг. концентрации нефтепродуктов в ДО исследуемого участка р. Дон варьировали от <0.015 до 15.7 г/кг сухой массы (табл. 2). Четко прослеживается увеличение среднего уровня загрязнения ДО из года в год. В соответствии с указанным выше нормативом более половины исследованных ДО р. Дон имеет сильный, экстремальный или критический уровень загрязнения: снижение видового разнообразия, замена доминирующих форм (сильное), резкое обеднение донного сообщества и доминирование устойчивых организмов (экстремальное), разрушение структуры сообщества и резкое снижение количественных показателей – до полного отсутствия гидробионтов (критическое).

Вне зависимости от периода наблюдений в ДО дельты р. Дон (рукава Мокрая Каланча и Большая Кутерьма), ниже устья р. Темерник и в устье протоки р. Аксай отмечался очень высокий уровень загрязнения нефтепродуктами. Так, в ДО устья р. Темерник обнаруженные концентрации нефтепродуктов в 2018 г. были в диапазоне 0.04–130.3 г/кг [23], в 2019 г. – 28.4–200.3 г/кг сухой массы.

За последние 5 лет наблюдений уровень загрязнения стойкими хлорорганическими пестицидами (ХОП) воды исследуемого участка р. Дон в среднем за год снизился в >3 раза (с 2.2 до 0.6 нг/л), ДО – в 6 раз (с 1.2 до 0.2 мкг/кг) (табл. 3). Превышения ПДК ХОП (10 нг/л) не обнаружено. Из девяти определяемых ХОП в воде и ДО идентифицированы только метаболиты n,n'-ДДЕ и n,n'-ДДД. Препарат ДДТ и изомеры ГХЦГ не обнаружены, что характеризует загрязнение ХОП исследуемого участка р. Дон как остаточное. В ДО содержание стойких ХОП менялось в диапазоне от <0.1 до 5.3 мкг/кг, составив в среднем низкую величину – 0.2 мкг/кг сухой массы.

Таблица 2. Характеристика нефтяного загрязнения ДО р. Дон в нижнем течении в 2015–2019 гг.

Годы	Диапазон и средние концентрации нефтепродуктов, г/кг сухой массы	Доля проб с разным уровнем загрязнения, %					
		фоновое, <0.02 г/кг	слабое, 0.021–0.050 г/кг	умеренное, 0.051–0.100 г/кг	сильное, 0.101–0.500 г/кг	экстремальное, 0.501–1.000 г/кг	критическое, >1.000 г/кг
2015	0.020–5.00 / 0.96 ± 0.40	8.3	14.5	6.2	27.1	12.5	31.4
2016	0.020–4.60 / 0.98 ± 0.41	–	15.5	4.5	44.4	6.7	28.9
2017	<0.015–3.50 / 1.10 ± 0.46	10.0	–	–	30.0	20.0	40.0
2018	<0.015–5.85 / 1.21 ± 0.51	26.7	13.3	–	20.0	13.3	26.7
2019	<0.015–15.70 / 1.58 ± 0.66	26.0	12.8	–	18.8	12.5	31.2

Таблица 3. Содержание ХОП в воде и ДО Нижнего Дона в 2015–2019 гг.

Год	Вода, нг/л		ДО, мкг/кг сухой массы	
	среднее	диапазон	среднее	диапазон
2015	2.2 ± 0.3	<0.1–8.0	1.2 ± 0.3	<0.1–4.6
2016	2.0 ± 0.3	<0.1–7.5	1.0 ± 0.3	<0.1–5.3
2017	1.1 ± 0.2	<0.1–4.4	1.2 ± 0.3	<0.1–3.2
2018	0.5 ± 0.1	<0.1–2.8	0.4 ± 0.1	<0.1–1.5
2019	0.6 ± 0.1	<0.1–1.4	0.2 ± 0.1	<0.1–1.0

Поступление хлорорганических соединений с водами р. Темерник незначительно. По наблюдениям в 2018–2019 гг., в воде в устье реки наиболее высокая концентрация суммы ХОП (0.8 нг/л) была обнаружена весной 2018 г., в ДО (0.3 мкг/кг сухой массы) – зимой 2019 г. [1].

Суммарное содержание контролируемых девятнадцати индивидуальных конгенеров полихлорбифенилов (ПХБ) на большинстве станций наблюдения в воде р. Дон находилось ниже предела определения (<1.0 нг/л). ПХБ обнаружены только в 0.5 км ниже устья р. Маныч в концентрации 9.7 нг/л. В летний период суммарная концентрация обнаруженных конгенеров менялась в диапазоне 1.0–31.6 нг/л. Максимальная концентрация суммы идентифицированных ПХБ, превысившая ПДК в >3 раза, обнаружена летом 2019 г. в 0.5 км ниже устья р. Маныч. В составе ПХБ идентифицированы конгенеры пента- и гексахлорбифенилы (99, 101, 105, 110, 118, 138, 153), из них 4 конгенера (101, 118, 138, 153) входят в перечень индикаторных ПХБ, а 2 конгенера (105, 118) относятся к наиболее опасным диоксиноподобным соединениям [4, 25]. В ДО р. Дон ПХБ не обнаружены.

В течение последних пяти лет наблюдений в воде Нижнего Дона концентрации большинства контролируемых металлов значительно не менялись. Отмечены некоторые увеличения содержания хрома в концентрациях ≤ПДК, а также снижение концентраций свинца и ртути (табл. 4). Только в устье р. Темерник в различные сезоны 2015–2019 гг. концентрации меди превышали ПДК в 2.8–6.4 раза, марганца – в 1.9–4.5 раза.

Основной источник поступления меди в экосистему Нижнего Дона – смывы с сельскохозяйственных полей [2, 3]. Увеличение содержания марганца в воде связано с его поступлением в придонную воду из ДО, и при взмучивании осадков и ветровом перемешивании марганец выносится в верхние слои. Марганец накапливается сине-зелеными водорослями в период их активного размножения. Значительное количество марганца поступает в процессе разложения водорослей, особенно сине-зеленых и диатомовых [8, 9].

В весенние месяцы 2015–2019 гг. наиболее высокие концентрации меди, цинка и свинца фиксируются в ДО в 0.5 км ниже устья р. Темерник, кадмия и железа – в рук. Мокрая Каланча, хрома – в 0.5 км ниже выпуска канализации г. Ростова-на-Дону, ртути – в 0.5 км ниже устья р. Сал. Наиболее высокие концентрации никеля и мышьяка наблюдаются, как правило, в летний период в ДО

Таблица 4. Диапазон (в числителе) и средние (в знаменателе, с погрешностью) концентрации тяжелых металлов в воде Нижнего Дона в 2015–2019 гг., мкг/л

Элемент	Годы					$ПДК_{рх}$
	2015	2016	2017	2018	2019	
Железо	8.4–102 / 37 ± 3.7	9.9–53 / 26 ± 2.6	10–47 / 27 ± 2.7	20–102 / 44 ± 4.4	7.3–67 / 25 ± 2.5	100
Марганец	<1.0–26 / 9.4 ± 1.3	<1.0–12 / 4.1 ± 0.7	3.3–10 / 6.9 ± 1.0	2.1–31 / 9.8 ± 1.4	1.1–26 / 6.2 ± 0.9	10
Цинк	<2.0–22 / 4.4 ± 1.7	<2.0–11 / 5.3 ± 1.9	<2.0–5.4 / 2.9 ± 1.5	<2.0–5.4 / 2.1 ± 1.4	<2.0–8.0 / 3.3 ± 1.6	10
Хром	<1.0	<1.0–4.4 / 1.6 ± 0.8	<1.0	<1.0	<1.0–12 / 2.5 ± 1.0	20
Медь	<1.0–2.4 / 1.2 ± 0.1	<1.0–3.3 / 1.2 ± 0.1	<1.0	<1.0–2.8 / 1.2 ± 0.1	<1.0–3.7 / 1.3 ± 0.1	1
Свинец	<0.40–0.89 / 0.43 ± 0.13	<0.40–18 / 5.90 ± 0.90	<0.40	<0.40	<0.40	6
Кадмий	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10–0.12 / 0.10 ± 0.06	5
Ртуть	<0.01–0.04 / 0.01 ± 0.004	<0.01–0.03 / 0.01 ± 0.004	<0.01–0.01 / 0.01 ± 0.004	<0.01	<0.01	0.01

рук. Мокрая Каланча, марганца – в 0.5 км ниже устья р. Маныч. В среднем за последние 5 лет наблюдений в ДО Нижнего Дона прослеживается тенденция к снижению содержания железа, цинка, хрома, свинца и никеля (в среднем в 1.2–2.0 раза). Содержание остальных контролируемых элементов сохраняется примерно на одном уровне. В динамике наблюдается снижение содержания в ДО цинка, свинца и никеля (табл. 5). В ДО в устье р. Темерник содержание меди, хрома, свинца и цинка в среднем выше, чем в р. Дон, в 1.7–5.0 раз [23].

В связи с отсутствием утвержденных российских нормативов для оценки загрязненности ДО тяжелыми металлами использовался региональный норматив “Нормы и критерии оценки загрязненности ДО в водных объектах Санкт-Петербурга” [13].

В соответствии с использованным нормативом, загрязнение ДО Нижнего Дона контролируемыми тяжелыми металлами в опасной и сильной степени (III и IV класс) не выявлено. Содержание никеля в среднем соответствует умеренной и слабой степени (I–II класс), хрома – слабой степени загрязненности (I). Концентрации кадмия, ртути, меди, свинца, мышьяка и цинка соответствуют классу 0, т. е. ДО классифицируются как чистые (табл. 6).

В период с 2015 по 2019 г. в органах и тканях обследованных видов рыб, выловленных в нижнем течении р. Дон, содержание нефтяных углеводородов находилось на уровне предела определения (3 мг/кг сырой массы) или ниже. Допустимый уровень содержания нефтяных углеводородов в органах и тканях рыб не установлен действующими в настоящее время нормативами.

В органах и тканях большинства проанализированных видов рыб из девяти определяемых ХОП обнаружены метаболиты ДДТ n,n'-ДДД и n,n'-ДДЕ, суммарные концентрации которых находились в диапазоне 8.7–42.9 мкг/кг сырой массы. Препараты группы ГХЦГ и собственно ДДТ в водных биоресурсах Нижнего Дона не обнаружены. ПХБ (конгенеры 98 и 101) обнаружены в незначительных концентрациях (<2 мкг/кг сырой массы) в печени судака, выловленного в летние периоды 2016 и 2018 гг., и азово-черноморской сельди, выловленной в весенние периоды 2015 и 2018 гг. Превышение минимально допустимого уровня ХОП и ПХБ в соответствии с Техническим регламентом Таможенного союза в мышцах и печени проанализированных рыб не зафиксировано [21].

В мышцах большинства проанализированных рыб содержание свинца менялось в узких пределах – от <0.05 до 0.07 мг/кг, кадмия – от <0.005 до 0.009, ртути – от <0.005 до 0.032, мышьяка – от <0.50 до 0.50 мг/кг срой массы. В печени и гонадах содержания контролируемых металлов были примерно на тех же уровнях, что и в мышцах.

Исключение составили несколько проб с высоким содержанием элементов: кадмия (0.160 мг/кг) – в печени карася серебряного, выловленного в летний период 2015 г.; свинца (0.52 мг/кг) – в гонадах леща, выловленного в весенний период 2017 г.; ртути (0.054 мг/кг) – в мышцах окуня, вы-

Таблица 5. Диапазон (в числителе) и средние (в знаменателе, с погрешностью) концентрации тяжелых металлов и мышьяка в ДО Нижнего Дона (мг/кг сухой массы) в 2015–2019 гг.

Элемент	Годы				
	2015	2016	2017	2018	2019
Железо	2914–39244 / 20296 ± 1420	2537–37877 / 19799 ± 1390	2961–28730 / 18870 ± 1320	1672–42757 / 15772 ± 1100	1141–33478 / 16176 ± 1130
Марганец	<50–1286 / 550 ± 28	61–1588 / 493 ± 25	75–1595 / 571 ± 29	<50–564 / 542 ± 27	<50–1176 / 517 ± 26
Цинк	10–205 / 82 ± 1.6	11–206 / 71 ± 1.4	19–177 / 71 ± 1.4	9.8–219 / 62 ± 1.2	3.8–134 / 63 ± 1.3
Хром	79–245 / 147 ± 7.4	46–468 / 183 ± 9.2	48–316 / 173 ± 8.7	80–305 / 195 ± 9.8	6.0–228 / 88 ± 4.4
Медь	12–116 / 35 ± 2.1	15–69 / 28 ± 1.7	15–112 / 38 ± 2.3	12–43 / 30 ± 1.8	12–37 / 31 ± 1.9
Свинец	1.0–194 / 25 ± 1.0	1.8–140 / 18 ± 0.7	2.0–212 / 43 ± 1.7	3.8–111 / 16 ± 0.6	1.0–32 / 16 ± 0.6
Кадмий	<0.05–1.00 / 0.20 ± 0.06	<0.05–0.75 / 0.14 ± 0.04	<0.05–0.27 / 0.07 ± 0.02	<0.05–0.22 / 0.08 ± 0.02	<0.05–0.30 / 0.11 ± 0.03
Ртуть	<0.10–0.20 / 0.11 ± 0.02	<0.10–0.19 / 0.11 ± 0.02	<0.10–0.14 / 0.11 ± 0.02	<0.10–0.18 / 0.12 ± 0.02	<0.10–0.19 / 0.13 ± 0.02
Мышьяк	0.90–35 / 6.9 ± 0.4	1.2–25 / 5.7 ± 0.3	1.3–30 / 6.1 ± 0.4	0.70–25 / 5.3 ± 0.3	0.60–9.2 / 6.4 ± 0.4
Никель	28–62 / 43 ± 1.7	24–57 / 42 ± 1.7	25–51 / 35 ± 1.4	25–45 / 34 ± 1.4	<8.0–50 / 20 ± 0.8

Таблица 6. Классификация уровней загрязнения ДО по концентрациям загрязняющих веществ, мг/кг сухого веса

Элемент	Целевой уровень	Предельный уровень	Проверочный уровень	Уровень, требующий вмешательства	Усредненная концентрация в ДО р. Дон	Класс загрязненности ДО р. Дон
Кадмий	0.8	2	7.5	12	0.13 ± 0.03	0
Ртуть	0.3	0.5	1.6	10	0.12 ± 0.02	011111
Медь	3.5	35	90	190	32 ± 2	0
Никель	35	35	45	210	35 ± 1	I–II
Свинец	85	530	530	530	24 ± 1	0
Цинк	140	480	720	720	70 ± 1	0
Хром	100	380	380	380	157 ± 8	I
Мышьяк	29	55	55	55	6.1 ± 0.4	0

ловленного летом 2016 г.; мышьяка (0.68 мг/кг) – в гонадах леща, выловленного летом 2015 г. Все обнаруженные концентрации металлов были ниже допустимого уровня [21].

ВЫВОДЫ

Наиболее значимые источники загрязняющих веществ, поступающих в экосистему Нижнего Дона – судоходство, строительство новых причалов, дноуглубительные работы, перевалка грузов. Существенное количество загрязняющих веществ поступает со стоком р. Темерник.

По результатам многолетних наблюдений, наиболее загрязненные участки р. Дон в нижнем течении следующие: устье протоки Аксай, ниже устья р. Темерник, ниже рук. Каланча, гирла Мокрая Каланча и Большая Кутерьма.

Превышение ПДК в воде Нижнего Дона периодически отмечается для нефтепродуктов, полихлорбифенилов, меди и марганца.

Высокая степень загрязнения нефтепродуктами наблюдается в ДО в дельте р. Дон (рукава Мокрая Каланча и Большая Кутерьма), ниже устья р. Темерник и в устье протоки Аксай вне зависимости от периода наблюдений.

В целом, степень комплексной загрязненности воды и ДО нефтепродуктами и тяжелыми металлами в экосистеме Нижнего Дона повышенный.

Из всех обследованных видов рыб более высокие уровни накопления мышьяка и свинца отмечены в гонадах, кадмия – в печени, ртути – в мышцах. Более высокое содержание свинца наблюдалось у рыб, выловленных весной; кадмия, ртути и мышьяка – у выловленных летом. Содержание нефтяных углеводородов в рыбах вне зависимости от вида рыб и сезона вылова было минимальным. Изомеры и метаболиты ХОП и конгенеры ПХБ, изначально чуждых биоте, в водных биоресурсах Нижнего Дона практически отсутствуют.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Барабашин Т.О., Сиверина Т.В., Короткова Л.И.* Хлорорганические соединения в экосистеме р. Темерник (г. Ростов-на-Дону) // Изв. вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2019. № 2. С. 34–40.
2. *Буфетова. М.В.* Оценка поступления и элиминации тяжелых металлов в Таганрогский залив Азовского моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2019. Вып. 2. С. 78–85.
3. *Вишневецкий В.Ю., Попружный В.М.* Оценка содержания меди в воде и донных отложениях Азовского моря // Таганрог: Изд-во ТТИ ЮФУ, 2010. № 9 (110). С. 117–122.
4. *Горбунова Т.И., Первова М.Г., Забелина О.Н., Салоутин В.И., Чупахин О.Н.* Полихлорбифенилы. Проблемы экологии, анализа и химической утилизации. Екатеринбург: КРАСАНД, 2011. 400 с.
5. ГОСТ 17.1.5.01-80 Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность (с Изменением № 1).
6. ГОСТ 31339-2006 “Рыба, нерыбные объекты и продукция из них. Правила приемки и методы отбора проб” (с изменениями и дополнениями). М.: Стандартинформ, 2010.
7. ГОСТ 31861-2012 Вода. Общие требования к отбору проб.
8. *Мартынова М.В.* Обмен соединениями Mn между донными отложениями и водой. 1. Поток Mn из воды на дно // Вод. ресурсы. 2013. Т. 40. № 6. С. 593–602.
9. *Мартынова М.В.* Формы нахождения марганца, их содержание и трансформация в пресноводных отложениях // Экол. химия. 2012. № 21 (1). С. 38–50.
10. *Михайлова Л.В.* Регламентация нефти в донных отложениях (ДО) сибирских водоемов // Фундамент. исслед. 2008. № 2. С. 96–97.
11. *Моисеенко Т.И.* Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.
12. *Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Минина Л.И., Миронова Т.В.* Влияние мегаполиса на качество воды большой реки (на примере г. Ростов-на-Дону) // Вестн. ЮНЦ РАН. 2009. Т. 5. № 4. С. 62–70.
13. Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. СПб., 1996. 9 с.
14. *Патин С.А.* Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. М.: ВНИРО, 1997. 349 с.
15. Постановление Правительства РФ от 24 декабря 2008 г. № 994 “Об утверждении Положения об осуществлении государственного мониторинга водных биологических ресурсов и применении его данных” // Справочно-правовая система “Гарант”. [Электронный ресурс]. http://base.garant.ru/12164443/#ixzz6dHf9tc1V (дата обращения: 09.11.2020)
16. Практическое руководство по химическому анализу элементов водных экосистем. Приоритетные токсиканты в воде, донных отложениях, гидробионтах / Под ред. *Т.О. Барабашина*. Ростов-на-Дону: Мини Тайп, 2018. 436 с.
17. Приказ Федерального Агентства по рыболовству от 13 декабря 2016 г. № 552 с изменениями 12 октября 2018 г.
18. РД 52.24.643-2002 Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеоиздат, 2003. 55 с.
19. *Решетняк О.С., Решетняк Н.В., Решетняк В.Н.* Состояние экосистемы Нижнего Дона в современных условиях антропогенного воздействия // Азовское море, Керченский пролив и предпроливные зоны в Черном море: проблемы управления прибрежными территориями. DOI: 10.23885/2500-123X-2019-2-4-234-240
20. Технический регламент Таможенного союза “О безопасности пищевой продукции” (изменения 8 августа 2019 г). ТР ЕАЭС 021/2011.
21. *Ткачева Е.* Строительство Багаевского гидроузла не препятсвует судоходству // Информационно-аналитическое агентство “ПортНьюс”. [Электронный ресурс]. http://portnews.ru/comments/2774/ (дата обращения: 24.01.2020).
22. *Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И.* Токсичность и риск воздействия металлов на гидробионтов // Экол. химия. 2003. № 2. С. 93–96.
23. *Экилик В.С.* Загрязнение экосистемы реки Темерник приоритетными токсикантами // Дельты рек России: закономерности формирования, биоресурсный потенциал, рациональное хозяйствование и прогнозы развития. Материалы Междунар. молодеж. науч. конф. памяти Д.Г. Матишова / Под ред. *Г.Г. Матишова*. Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2018. 318 с.
24. Экологический вестник Дона “О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2018 году” / Под ред. *М.В. Фишкина*. Ростов-на-Дону: Ростоблкомприрода, 2019. 372 с.
25. International Council for the Exploration of the Sea. Copenhagen: ICES, 2008.

EDN: WAIOOR
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 305–315

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.5

ОЦЕНКА ОПАСНОСТИ ВЛИЯНИЯ ТЕПЛОВЫХ СБРОСОВ НОВОЧЕРКАССКОЙ ГРЭС НА ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ НИЖНЕГО ДОНА С УЧЕТОМ ПРОЕКТИРУЕМОГО БАГАЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА[1]

© 2022 г. А. Б. Румянцев[a], Н. М. Борисова[a], В. В. Беликов[a, *]
[a] *Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия*
**e-mail: belvv@bk.ru*

Поступила в редакцию 08.08.2021 г.
После доработки 17.12.2021 г.
Принята к публикации 21.12.2021 г.

Изложены результаты численного гидротермического моделирования изменения температурных режимов р. Дон под влиянием тепловых сбросов Новочеркасской ГРЭС с учетом проектируемого Багаевского водохранилища. В исследованиях применяется программный комплекс STREAM_2D для расчета двухмерных полей течений и температуры. Предложены варианты оптимизации термических режимов, позволяющие снизить температуру на водозаборах и в прилегающей акватории до величин, удовлетворяющих нормативным требованиям. В результате показано, что тепловые сбросы Новочеркасской ГРЭС в р. Дон соответствуют экологическим и рыбохозяйственным нормативам.

Ключевые слова: тепловое загрязнение водотока, численное гидротермическое моделирование, экологические и рыбохозяйственные ограничения.

DOI: 10.31857/S0321059622030129

ВВЕДЕНИЕ

Целью работы было изучение изменения гидротермического режима р. Дон под влиянием тепловых сбросов Новочеркасской ГРЭС (НчГРЭС) с учетом проектируемого Багаевского водохранилища. В результате выполненных исследований на основе детальной батиметрии Багаевского водохранилища, подводящего и отводящего каналов НчГРЭС построена компьютерная гидротермическая модель и проведены вариантные расчеты температурных режимов Багаевского водохранилища с учетом разных гидрометеорологических условий и разных режимов работы НчГРЭС (всего 14 сценариев).

НчГРЭС расположена в Ростовской области недалеко от г. Новочеркасска в 20 км от русла Нижнего Дона. Из р. Дон по подводящему (холодному) каналу ведется забор охлаждающей воды, которая после прохождения через конденсаторы турбин сбрасывается по отводящему (горячему) каналу обратно в р. Дон и частично в р. Аксай.

После строительства Багаевского гидроузла на р. Дон в районе о. Арпачин режим работы НчГРЭС и гидротермический режим р. Дон на акватории Багаевского водохранилища изменятся. С одной стороны, из-за увеличения глубин воды на входе в подводящий канал появится возможность увеличить забор воды на ГРЭС при малых расходах воды в р. Дон. С другой стороны, из-за уменьшения скоростей течения в водохранилище по сравнению с существующими условиями изменится температурный режим реки, что может повлиять на рыбные ресурсы и экологию водоема.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Действующие гидротехнические сооружения (ГТС) НчГРЭС расположены на Приазовской наклонной низменной пластово-аккумулятивной равнине, примыкающей с С к Донецкому кряжу. Рельеф местности может быть охарактеризован как лощинно-балочный с редкими участками резко выраженного овражного рельефа.

Климат района умеренно континентальный. Среднегодовая температура воздуха 8.7°С, продолжительность периода со среднесуточной температурой <0°С – 110 сут. Наиболее низкая температура воздуха наблюдается в январе, среднемесячная температура января –7°С, абсолютный годовой минимум –34°С. Средняя температура наиболее холодных суток –28°С. Самый теплый

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

Таблица 1. Расходы и уровни р. Дон в створе водозабора

Наименование расхода	Расход воды, $м^3/с$	Отметка уровня воды, м
Нормальный навигационный	620	2.1
Гарантийный навигационный	440	1.45
Минимальный в зимний период	125	0.0

месяц года – июль, среднемесячная температура воздуха в июле равна +23.4°С, абсолютный годовой максимум достигает +40°С. Преобладающее направление ветра: в холодное время года – северо-восточное, в теплое – юго-западное. Среднегодовая скорость ветра составляет 4.3 м/с. Для самого жаркого месяца – июля – среднемесячная скорость ветра 3.0 м/с. Территория, на которой расположена НчГРЭС, по ветровой нагрузке относится к району III с нормативным скоростным напором 45 $кг/м^2$.

Система охлаждения и технического водоснабжения НчГРЭС – прямоточная с забором охлаждающей воды из Дона и сбросом нагретой воды в Дон и Аксай. В состав комплекса ГТС электростанции входят системы технического водоснабжения и системы внешнего гидрозолоудаления. В состав системы технического водоснабжения входят следующие сооружения:

три струенаправляющие дамбы на левом берегу Дон;

ковшевой бесплотинный водозабор на правом берегу Дона;

водоподводящий тракт (подводящий канал);

береговые насосные станции (БНС) 1 и 2 для технического водоснабжения энергоблоков 1–8;

напорные и сливные стальные цирквводоводы;

закрытые отводящие каналы с сифонным колодцем;

шлюз-регулятор;

отводящие (сбросные) каналы 1 и 2;

водосливной порог в конце отводящего канала 2.

Техническое водоснабжение энергоблоков 1–8 проходит по прямоточной системе. Забор воды осуществляется из Дона на 134 км от устья. Вода из Дона через ковшевой бесплотинный водозабор подается по протоке Аксай и р. Воргунке длиной 15 км, а затем по искусственно созданному каналу длиной 5.5 км – непосредственно на промплощадку. Общая протяженность водоподводящего тракта 20.5 км. Проектная водопотребность НчГРЭС составляет: максимальная – 100 и минимальная – 46 $м^3/с$.

На левом берегу подводящего канала в районе промплощадки расположены две БНС (1 и 2), которые по стальным трубопроводам диаметром 1800 × 8 мм подают воду на конденсаторы турбин. Из конденсаторов вода по стальным трубопроводам диаметром 1800 мм сбрасывается в закрытые сбросные железобетонные каналы. Далее вода из закрытых сбросных каналов через групповой сифонный колодец сбрасывается в открытый отводящий канал, который в 300 м от сифонного колодца разделен с помощью шлюза-регулятора 1 на два отводящих канала:

отводящий канал 1 длиной 6 км от шлюза-регулятора 1 до впадения в протоку Аксай возле ст. Кривянской;

отводящий канал 2 длиной 20.5 км от шлюза-регулятора 1 проходит параллельно подводящему каналу на расстоянии 100–400 м и впадает в Дон ниже ковшевого бесплотинного водозабора в 400 м.

В конце отводящего канала 2 устроен сифонный водосброс, состоящий из пяти стальных труб диаметром 1800 мм, направленных к истоку протоки Аксай для обогрева воды в месте водозабора. Работает этот канал в зимнее время для того, чтобы растопить шугу и плавающий лед и тем самым обезопасить водозабор от заторов льда и шугообразования и грубые вращающиеся сетки БНС 1, 2 от обледенения. Температура воды в голове канала зимой регулируется расходом воды через сифонный водосброс (т. е. количеством включенных сифонов). Сифон включается в работу при температуре воды в подводящем канале +2, +3°С.

Сброс отработанной воды расположен ниже по течению от водозабора в 400 м. В месте сброса сделан водосливной порог из каменной наброски длиной 56 м, шириной 4 м, с отметкой гребня 2.15 м.

Проект водозабора и подводящего канала к НчГРЭС разработан с учетом расходов и уровней р. Дон в створе водозабора (табл. 1).

Ковшевой бесплотинный водозабор на правом берегу Дона представляет собой расширенное до 60 м русло истока Аксая на участке длиной 200 м с отметкой дна 2.0 м. Откосы ковша заложением 1 : 3 закреплены каменной отмосткой толщиной 0.25 м. Правый берег Дона на участке водозабора длиной 3700 м также закреплен каменной отмосткой. Проектная пропускная способность водозабора 100 $м^3/с$, средняя скорость при низких горизонтах воды в Дону 0.4–0.6 м/с. Водозабор оборудован сороудерживающей запанью.

Для обеспечения забора верхних слоев воды из Дона и для предотвращения попадания в протоку Аксай донных наносов на левом берегу Дона со-

оружены три струенаправляющие дамбы из каменной наброски длиной по 170–200 м.

Подводящий канал имеет следующие характеристики: длина всего канала 20.5 км, ширина по дну 30–45 м, заложение откосов 1 : 3, средний уклон дна без крепления 0.00005, средние скорости воды 0.4–0.6 м/с, минимальное превышение гребня дамб над уровнем воды в канале 1.5 м.

Размеры поперечного сечения подводящего канала выбраны исходя из условий неразмываемости русла. На начальном участке подводящего канала на расстоянии 0.3 км сделан ковш, соединяющийся со сбросным каналом 2 параллельно руслу Дона каналом длиной 600 м с сифонным водосбросом. В 400 м от головы подводящего канала установлена плавучая запань, предназначенная для задержания льда в весенний период, а также для сбора плавающего мусора, особенно весной. Подводящий канал от истока протоки Аксай до промплощадки разбит на 3 участка:

по руслу протоки Аксай, длиной 12.2 км, с проектной пропускной способностью 100 м^3/с при гарантированном расходе Дона ≥440 м^3/с;

по прорытому руслу р. Воргунки, длиной 2.8 км, с проектной пропускной способностью 90 м^3/с, для чего русло р. Воргунки углублено и расширено до 30 м по дну, с заложением откосов 1 : 3 на этом участке;

по искусственно созданному руслу от р. Воргунки до промплощадки НчГРЭС, длиной 5.5 км, с проектной пропускной способностью 90 м^3/с.

Основные грунты, в которых проходит канал, – суглинки и пески.

Отводящий (сбросной) канал 2 служит для отвода теплой технической воды от ГРЭС в Дон. По всей длине 20.5 км канал проложен параллельно подводящему каналу в 100–400 м от него. Пропускная способность канала 56.0 м^3/с, скорость течения 0.52 м/с, ширина по дну 12.0 м, заложение откосов 1 : 3, уклон дна канала 0.000057, ширина ограждающей дамбы канала 6 м, заложение откосов 1 : 3, проектная отметка гребня ограждающей дамбы 6.5 м. Перед впадением в Дон сбросные расходы отводящего канала делятся на две ветви. По первой ветви в зимний период теплая вода подается через сифонный водосброс в соединительный канал и далее – в подводящий канал для предотвращения ледовых явлений. По второй ветви через водосливной порог теплая вода сбрасывается в Дон (сброс расположен на 400 м ниже по течению от водозабора). Основные грунты, в которых проходит канал, – суглинки и пески. Водосливной порог в конце отводящего канала 2 служит для поддержания необходимых отметок воды, обеспечивающих работу сифонного водосброса, и для сопряжения отметок воды отводящего канала 2 с отметками воды Дона. Водосливной порог выполнен в виде каменной призмы с глиняным ядром. Заложение верхового откоса 1 : 1, низового 1 : 4, отметка порога водослива 2.15 м, длина водосбросного фронта 56.0 м, ширина по гребню 12.25 м, расчетный расход 56.0 м^3/с.

МЕТОДИКА И СТРУКТУРА ИССЛЕДОВАНИЯ

Исходные данные для расчетов – следующие:

численная гидродинамическая модель русла Дона и Багаевского водохранилища, разработанная в [6];

батиметрическая съемка русла Дона на участке от Кочетовского гидроузла до г. Аксай;

космический фотоснимок НчГРЭС с подводящим и отводящим каналами из системы Google;

гидрометеорологические данные для термического расчета Багаевского водохранилища;

данные по расходам охлаждающей воды и величине нагрева на конденсаторах турбин ГРЭС;

чертежи гидротехнических сооружений проектируемого Багаевского гидроузла [7];

чертежи гидротехнических сооружений НчГРЭС.

Гидротермические процессы в Багаевском водохранилище моделировались на основе системы двумерных уравнений Сен-Венана и уравнения конвективного переноса тепла с учетом теплоотдачи в окружающую воздушную среду в предположении гипотезы полного перемешивания по глубине, т. е. без учета температурной стратификации (что идет в запас расчетов). В этом случае температурное поле не влияет на гидродинамические параметры течения в водоеме, которые можно определять в приближении мелкой воды. Русловое Багаевское водохранилище неглубокое (глубины по фарватеру 4–5, у плотины до 6, в среднем 3–4 м), скорости течения в нем довольно значительные, поэтому практически значимой стратификации в нем и тем более в отводящем канале ГРЭС не может наблюдаться.

Численное моделирование гидродинамических и термических процессов выполнялось с применением программного комплекса STREAM_2D [1]. В основу программы заложена двумерная нестационарная система уравнений мелкой воды (уравнения Сен-Венана) и тепломассопереноса. В расчетах используется оригинальный алгоритм, основанный на точном и единственном решении задачи Римана о распаде произвольного разрыва на неровном дне [5, 6].

На рис. 1 представлена общая схема расчетной области с расположением контрольных створов модели.

При построении компьютерной гидротермической модели ГТС Новочеркасской ГРЭС и Ба-

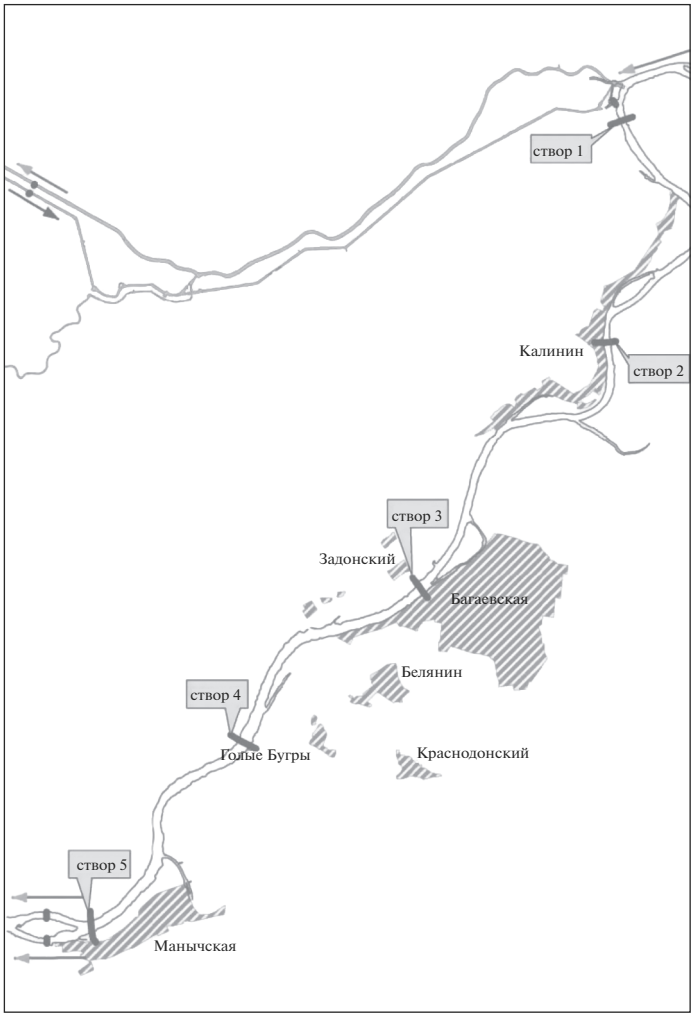


Рис. 1. Картосхема расчетной области с расположением контрольных створов модели.

гаевского водохранилища на основе полученных исходных данных формировалась трехмерная цифровая модель рельефа (ЦМР). Для расчетов применялись гибридные сетки нерегулярной структуры, хорошо адаптирующиеся под плановые очертания расчетной области и особенности течения. При помощи модифицированной версии программы “TRIANA” [2] построена сетка с длинами сторон ячеек от 10 до 70 м, содержащая 123900 ячеек. В области подводящего и отводящего каналов строилась четырехугольная сетка с тремя ячейками по ширине канала со средней длиной ячейки вдоль канала 100 м.

Модель Багаевского водохранилища детально откалибрована в работе [7]. Коэффициент шероховатости в формуле Маннинга для русловой части водохранилища принят равным 0.02 во всем диапазоне рассматриваемых в настоящей работе расходов воды Дона. Для подводящего и отводящего каналов ГРЭС коэффициент шероховатости по Маннингу был принят $n = 0.025$.

Определяющее влияние на интенсивность охлаждения отработанной воды оказывает суммарный коэффициент теплоотдачи. Коэффициент теплоотдачи зависит от скорости ветра и определяется по формуле из [3]:

$$\alpha = \alpha_0 + k|\vec{W}|,$$

где по данным обработки натурных измерений

$$\alpha_0 = 0.18\ \frac{\text{м}}{\text{сут}},\quad k = 0.22\ \frac{\text{с}}{\text{сут}},$$

$|\vec{W}|$ – модуль расчетной скорости ветра на высоте 2 м над поверхностью воды.

Первоначально расчеты проводились при двух нормальных подпорных уровнях (НПУ) Багаевского водохранилища – 2.0 и 2.8 мБС – и для бытовых условий без учета водохранилища. Поскольку в процессе разработки проекта Багаевского гидроузла был окончательно принят НПУ = = 2.0 мБС, в дальнейшем в статье приводятся расчеты только для этого НПУ. Рассматривались два

Таблица 2. Среднемесячная температура воды

Точка замера	Среднемесячная температура воды, °С, для года 50% (сверху), для года 95% (внизу)											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Цимлянское	0.4	0.4	0.6	4.8	13.4	20	23.3	23.2	19.2	12.9	6.2	1.7
водохранилище	0.4	0.4	0.8	8.5	15.9	22	**25.2**	24.9	21.4	15.0	8.9	2.4

Таблица 3. Среднемесячные значения температуры воды в теплый период года, р. Дон – ст. Багаевская (жирный шрифт – максимальные значения)

Месяц	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	IV–X
Температура воды, °С	9.2	16.1	21.2	**23.8**	23.3	18.3	12.1	17.7

расхода воды Дона: 250 м^3/с (основной режим Багаевского водохранилища в условиях подпора) и 440 м^3/с (на этот расход запроектирован максимальный водозабор на ГРЭС 100 м^3/с); два расхода теплой воды, сбрасываемой с ГРЭС в Дон по каналу 2: 22.5 м^3/с (характерный летний за 2015, 2016 гг.) и максимальный проектный 56 м^3/с. Повышение температуры охлаждающей воды на конденсаторах турбин в соответствии с проектными и фактическими данными для летних месяцев принималось равным 10°С. Все расчеты выполнялись для условий штиля и среднего ветра для летних месяцев – ЮЗ, скорость 3.0 м/с. На начальной стадии исследований были выполнены и расчеты с противоположным – СВ направлением ветра (не характерным для летних месяцев), которые показали, что в этом случае сбросные температуры из теплого (отводящего) канала в Дон незначительно (на 0.1°С) уменьшаются, т. е. приводят к более “щадящим” условиям на водосбросе. На численной гидротермической модели определялись превышения температуры воды в водохранилище над естественной под влиянием тепловых сбросов с НчГРЭС при различных гидрометеорологических условиях, перечисленных выше.

Затем для определения фактических расчетных значений температуры к величине превышения температуры добавлялись естественные расчетные значения температуры воды для жаркого месяца (июль) жаркого года обеспеченностью 95% (25.2°С) (табл. 2) и жаркого месяц (июль) среднего года обеспеченностью 50% (23.8°С) (табл. 3).

Нижний Дон и, соответственно, проектируемое Багаевское водохранилище – рыбохозяйственный водный объект. В соответствии с [7], температурный режим в водохранилище регламентируется следующими требованиями:

общее повышение температуры воды должно быть до ≤28°С летом и 8°С зимой;

температура подогрева в водохранилище после смешения в расчетном створе на расстоянии 500 м от водосброса не должна быть ≤5°С.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ ГИДРОТЕРМИЧЕСКИХ РЕЖИМОВ БАГАЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Расчеты выполнялись следующим образом. В соответствии с каждым из 14 сценариев задавались расход воды Дона в створе Кочетовского гидроузла, уровень воды (бытовой или НПУ) на выходной границе модели в створе Багаевского гидроузла, расходы забираемой на ГРЭС по подводящему каналу воды и сбрасываемой в Дон нагретой воды по отводящему каналу 2, скорость и направление ветра (или штилевые условия). Расчет начинался с установившегося режима течения в водохранилище, полученного предварительным расчетом, и продолжался до полного установления температурного режима во всей расчетной области (5–6 сут). Для удобства дальнейшего анализа все сценарии перечислены в табл. 4.

В результате нагрева охлаждающей воды на 10°С на конденсаторах турбин ГРЭС (конструктивно заданный параметр) в теплый канал начинает поступать подогретая вода, которая течет в сторону Дона, частично охлаждаясь по пути за счет теплообмена с атмосферой, интенсивность которого зависит от скорости ветра. Далее, преодолевая донный порог (уступ на дне) на выходе из канала 2, теплая вода попадает в Дон, и, как показывают расчеты, движется вниз по течению вблизи правого берега, постепенно остывая и смешиваясь с “холодной” водой реки. На рис. 2 представлены графики зависимости превышения средней по сечению температуры воды над водосливным порогом над естественной от расхода отводящего канала 2.

Из графика на рис. 2 хорошо видно, что результаты расчетов для всех сценариев без ветра ложатся на одну линию (верхнюю), а с ветром –

Таблица 4. Параметры расчетных сценариев (Q, м^3/с – расход воды)

Сценарии расчетов	Q по реке	Q в подводящем канале	Q в отводящем канале	Подогрев в отводящем канале, °С	Водохранилище	Ветер
1	250	25	22.5	10	НПУ 2.0 м	Штиль
2	250	86	56	10	То же	»
3	250	25	22.5	10	Бытовые	»
4	250	25	22.5	10	НПУ 2.0 м	ЮЗ 3 м/с
5	250	86	56	10	То же	То же
6	250	25	22.5	10	Бытовые	»
7	440	25	22.5	10	НПУ 2.0 м	Штиль
8	440	86	56	10	То же	»
9	440	25	22.5	10	Бытовые	»
10	440	86	56	10	»	»
11	440	25	22.5	10	НПУ 2.0 м	ЮЗ 3 м/с
12	440	86	56	10	»	»
13	440	25	22.5	10	Бытовые	»
14	440	86	56	10	»	»

на другую (нижнюю). Разница температуры остывания составляет от 2.4 до 1.1°С (с увеличением расхода воды по каналу она уменьшается из-за того, что скорость течения увеличивается). Отметим, что в силу однородности скоростного и температурного полей для течения в канале влияние ветра на охлаждение здесь проявляется наиболее существенно, а в реке или водохранилище оно в целом слабее. Далее рассмотрим изменение температурного поля по длине реки и водохранилища на участке ниже впадения отводящего канала. Результаты представлены в табл. 5.

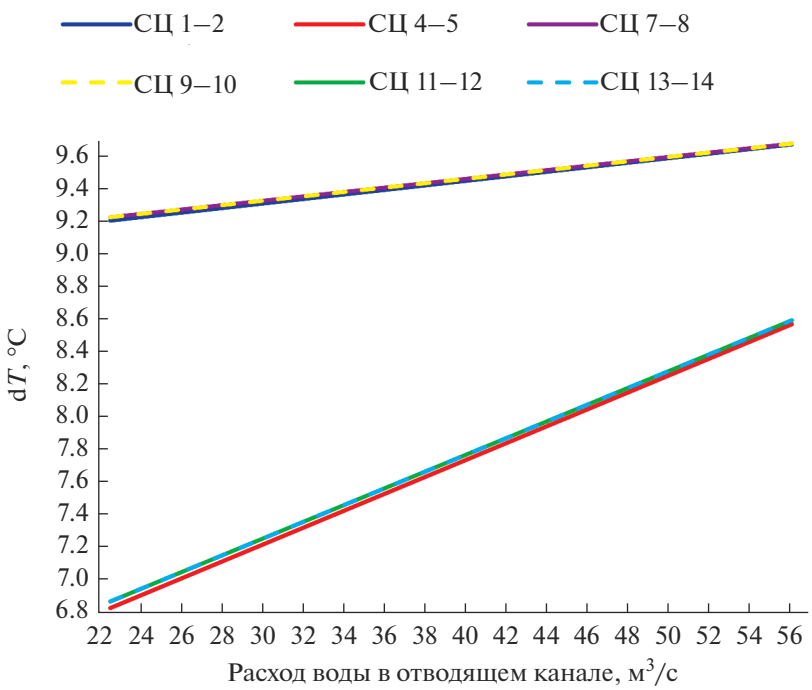


Рис. 2. Зависимости превышения средней по сечению температуры воды dT над водосливным порогом над естественной от расхода отводящего канала 2 для разных сценариев.

Таблица 5. Изменение температурного поля по длине р. Дон и Багаевского водохранилища

Сценарий	Превышение средней (максимальной) температуры, °С					
	порог	створ 1	створ 2	створ 3	створ 4	створ 5
1	9.21 (9.24)	1.44 (4.74)	0.85 (2.07)	0.7 (1.43)	0.73 (1.17)	0.77 (1.00)
2	9.68 (9.68)	3.72 (8.39)	2.45 (5.04)	2.06 (3.78)	2.13 (3.19)	2.22 (2.82)
3	9.21 (9.24)	1.57 (5.29)	0.85 (1.51)	0.78 (1.09)	0.76 (0.90)	0.78 (0.83)
4	6.84 (6.92)	1.06 (3.45)	0.55 (1.26)	0.40 (0.77)	0.39 (0.58)	0.37 (0.48)
5	8.58 (8.60)	3.27 (7.33)	1.92 (3.66)	1.45 (2.46)	1.35 (1.90)	1.25 (1.58)
6	6.84 (6.93)	1.16 (3.87)	0.57 (0.97)	0.48 (0.66)	0.45 (0.52)	0.43 (0.45)
7	9.23 (9.24)	0.80 (3.20)	0.48 (1.20)	0.41 (0.79)	0.43 (0.65)	0.45 (0.57)
8	9.68 (9.69)	2.00 (6.16)	1.32 (2.95)	1.15 (2.07)	1.20 (1.74)	1.25 (1.54)
9	9.23 (9.24)	0.82 (3.27)	0.48 (0.95)	0.44 (0.64)	0.44 (0.53)	0.44 (0.48)
10	9.68 (9.68)	2.13 (6.79)	1.33 (2.46)	1.24 (1.74)	1.23 (1.42)	1.24 (1.33)
11	6.88 (6.92)	0.6 (2.47)	0.33 (0.8)	0.26 (0.48)	0.26 (0.37)	0.26 (0.31)
12	8.6 (8.62)	1.79 (5.4)	1.09 (2.32)	0.89 (1.5)	0.88 (1.19)	0.85 (1.02)
13	6.88 (6.92)	0.61 (2.42)	0.34 (0.65)	0.3 (0.42)	0.28 (0.33)	0.27 (0.3)
14	8.6 (8.62)	1.88 (6.0)	1.12 (2.0)	0.99 (1.35)	0.94 (1.09)	0.91 (0.97)

На рис. 3 приведены графики зависимости максимальных на вертикалях в створе и средних по живому сечению превышений значений температуры воды над естественной в контрольных створах от расходов теплой воды, сбрасываемой с ГРЭС по каналу 2. Максимальные значения температуры в створе определялись на основе плановых картин температурных полей, средние по сечению – путем осреднения в заданном створе рассчитанных значений температуры на вертикалях по живому сечению потока с учетом глубины на каждой вертикали. По этим графикам можно определить превышение температуры в заданных створах при любом расходе канала 2 вплоть до максимального по проекту – 56 м^3/с. Напомним, что по рыбоохранным требованиям, в створе, расположенном в 500 м ниже точки сброса нагретой воды в водоем (створ 1), превышение температуры над естественной не должно быть >5°С.

Анализ графиков на рис. 3 показывает, что для средних по створам значений температуры это ограничение выполняется с большим запасом для всех сценариев.

Если же считать, что рыбоохранное ограничение применяется к максимальной в створе температуре (что не совсем логично, поскольку рыба может выбрать участки водохранилища с более прохладной водой), то должны быть введены ограничения на сбросные расходы ГРЭС по каналу 2, а именно:

24 м^3/с при работе Багаевского водохранилища с НПУ = 2.0 в основном режиме эксплуатации с расходом по реке 250 м^3/с и штилевых условиях;

35 м^3/с при работе Багаевского водохранилища с НПУ = 2.0 в основном режиме эксплуатации с расходом по реке 250 м^3/с и среднемесячном ветре 3 м/с;

42 м^3/с при работе Багаевского водохранилища с НПУ = 2.0 с расходом по реке 440 м^3/с в условиях штиля;

50 м^3/с при работе Багаевского водохранилища с НПУ = 2.0 с расходом по реке 440 м^3/с и среднемесячном ветре 3 м/с.

Анализ графиков рис. 3 также показывает, что в бытовых условиях термический режим немного хуже, чем при наличии водохранилища, т. е. для всех возможных режимов работы ГРЭС в замыкающем створе плотины Багаевского гидроузла температура в бытовых условиях будет выше, чем при наличии водохранилища, но не будет >1°С с учетом выписанных выше ограничений на расходы канала 2 (которые в действительности для летнего периода всегда выполняются). Сказанное позволяет не рассматривать температурные поля в реке ниже Багаевского гидроузла. Следует также отметить отсутствие в бытовых условиях и при НПУ = 2.0 явления тепловой накачки системы внешнего охлаждения ГРЭС, заключающегося в том, что часть подогретой воды попадает снова в подводящий канал, увеличивая тем самым температуру охлаждающей воды и, как следствие, температуру сбрасываемой воды. Это явление генерируется искусственным образом в зимних условиях с помощью сифонного водосброса из канала 2 в подводящий канал с целью исключить в последнем явления льдообразования.

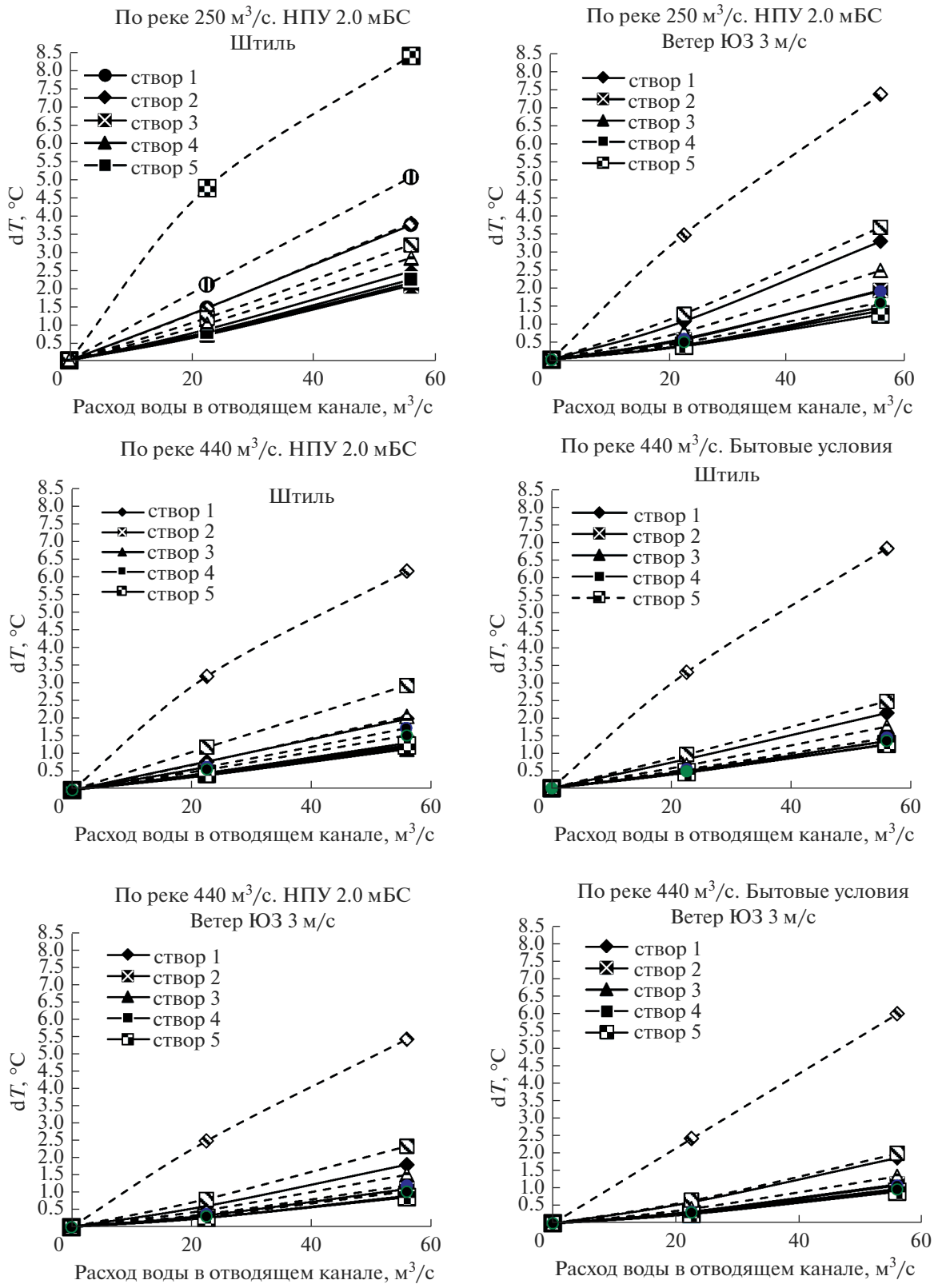


Рис. 3. Графики зависимости превышений температуры воды над естественной в расчетных створах от расхода в отводящем канале (максимальные значения – пунктирные линии, средние – сплошные).

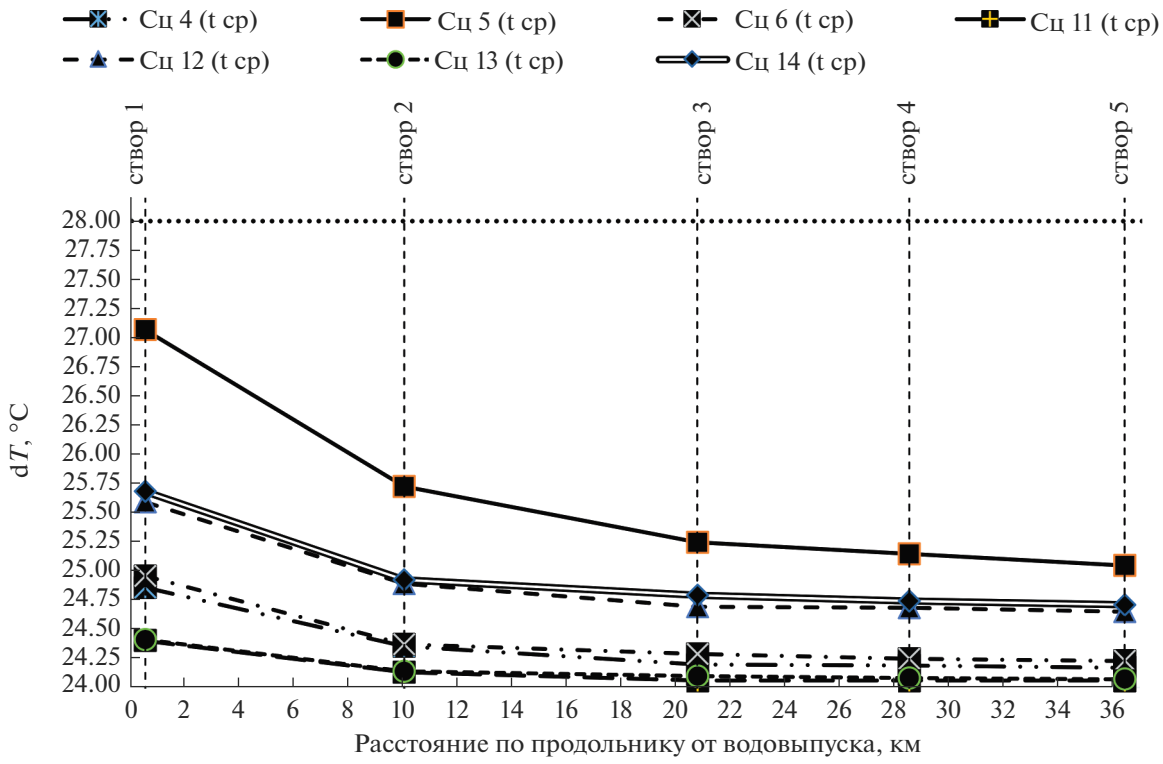


Рис. 4. Распределение температуры по продольнику от водовыпуска 50% обеспеченности.

Согласно рыбоохранным требованиям, общее повышение температуры воды в водохранилище должно быть до ≤28°С летом и 8°С зимой. Очевидно, в рассматриваемом случае для условий руслового водохранилища это можно трактовать как непревышение средней температурой в поперечных сечениях русла (водохранилища) означенной величины 28°С в летний период и 8°С в зимний. Поскольку зимой в Дон попадает очень незначительное количество теплой воды из канала 2 (через сифонный водосброс производится переток нагретой воды непосредственно в подводящий канал ГРЭС), постольку последнее требование выполняется.

Для летних условий работы НчГРЭС средние превышения температуры воды над естественной в ряде поперечных сечений приведены выше. Для определения фактических расчетных значений температуры к величине превышения температуры добавлялись естественные расчетные значения температуры воды для жаркого месяца (июль) жаркого года обеспеченностью 95% (25.2°С из табл. 2) и жаркого месяца (июль) среднего года обеспеченностью 50% (23.8°С из табл. 3). В результате были построены графики распределения расчетных значений температуры по длине Багаевского водохранилища при НПУ = 2.0 мБС и для бытовых условий (рис. 4, 5). При этом использована средняя для июля скорость ветра 3 м/с, поскольку ветер по статистике дует 84% времени (направление, как уже отмечалось выше, в этом случае несущественно). Из рис. 4 видно, что для среднего года и для максимального сбросного расхода теплой воды по каналу 2, равному 56 м^3/с (который летом никогда не реализуется), температура в первом створе в 500 м от водосброса канала 2 на ~1°С ниже, чем предельно допустимая, а к створу Багаевского гидроузла эта разница увеличивается до 3°С.

На графиках рис. 4, 5 представлены распределения температуры по продольному профилю (вдоль русла реки) от водовыпуска нагретой воды из канала 2. На этих графиках для разных сценариев выше всегда расположена та кривая, что соответствует бытовым условиям. Таким образом наглядно продемонстрировано, что строительство водохранилища улучшит, хотя и незначительно, термический режим Нижнего Дона. Парного графика к самому верхнему продольнику нет, поскольку для ГРЭС не предусмотрен максимальный сброс 56 м^3/с нагретой воды по каналу 2 в бытовых условиях при расходе по реке 250 м^3/с (при этом не обеспечивается пропускная способность подводящего холодного канала).

Представленное на рис. 4, 5 распределение температуры воды по длине Багаевского водохранилища при разных режимах работы ГРЭС и разных гидрометеорологических условиях может

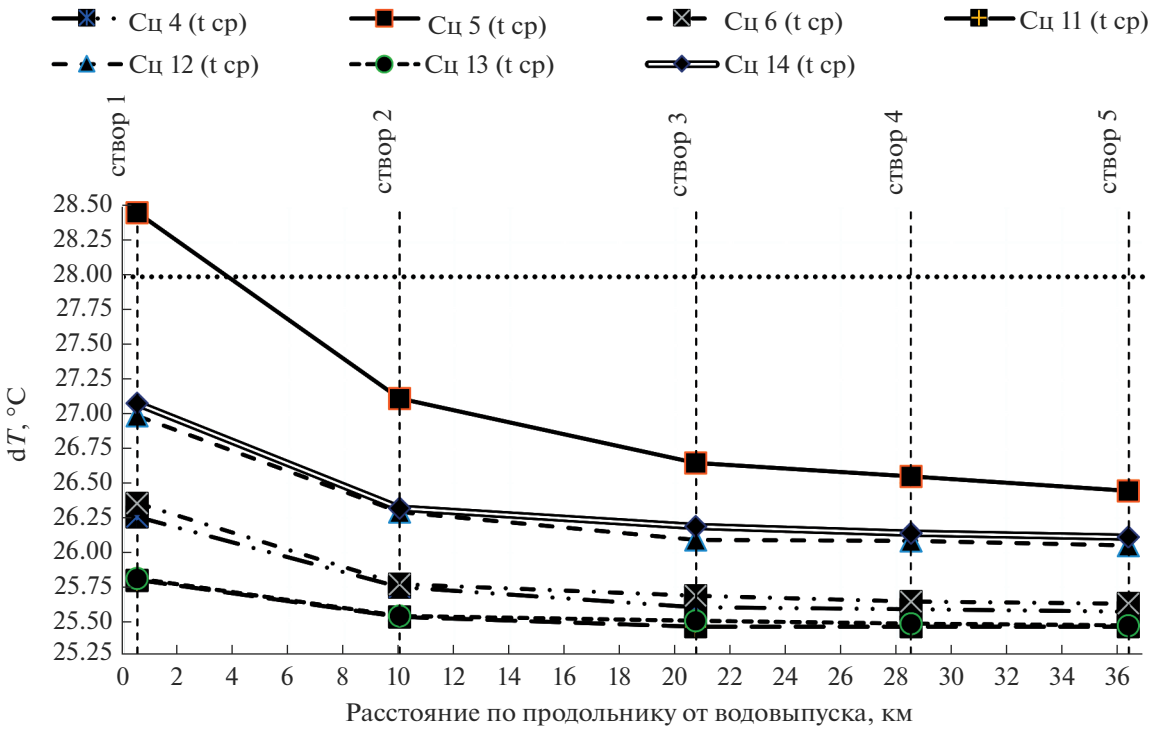


Рис. 5. Распределение температуры по продольнику от водовыпуска 95%-й обеспеченности.

быть использовано для прогнозирования качества воды и решения других гидроэкологических задач.

ВЫВОДЫ

В результате выполненных исследований на основе детальной батиметрии Багаевского водохранилища и подводящего и отводящего каналов НчГРЭС построена компьютерная гидротермическая модель и проведены вариантные расчеты температурных режимов Багаевского водохранилища с учетом разных режимов работы НчГРЭС и разных гидрометеорологических условий (всего 14 сценариев).

Получены следующие основные результаты:

время полного установления стационарного теплового режима в системе Багаевское водохранилище – каналы НчГРЭС при стационарных краевых условиях составляет 5 сут;

ветер оказывает существенное влияние на температурный режим водохранилища, понижая температуру воды по сравнению со штилевыми условиями; при этом определяющий фактор – скорость, а не направление ветра; основные расчеты проводились для штиля и ветра юго-западного направления 3 м/с, характерного для месяца июля;

при подпоре в летних условиях эксплуатации от Багаевского гидроузла не происходит возвратного проникновения нагретой воды, сбрасываемой в Дон по каналу 2, в подводящий канал ГРЭС; таким образом, не происходит “тепловой накачки” системы внешнего охлаждения ГРЭС и на конденсаторы турбин из подводящего канала подается вода, имеющая естественную температуру воды Дона – как в бытовых условиях;

температура воды, сбрасываемой в водохранилище по каналу 2, зависит от величины нагрева (10°С) на конденсаторах турбин, расхода сбрасываемой воды и скорости ветра,

для всех режимов работы ГРЭС средняя (по поперечному сечению) температура воды в контрольном створе 1, расположенном в 500 м ниже точки сброса нагретой воды в водоем, не превышает естественную температуру воды на >3.7°С, что удовлетворяет рыбоохранным требованиям – 5°С;

Для всех возможных режимов работы ГРЭС на всем протяжении от места сброса из канала 2 до створа гидроузла средние по сечениям значения температуры воды в бытовых условиях будут немного выше, чем при наличии водохранилища, т.е. водохранилище не ухудшает температурный режим Дона.

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. 20.09.2017.
2. *Беликов В.В.* Вычислительный комплекс “TRIANA” – генератор сеток треугольных конечных элементов в произвольных плоских областях. М.: ГосФАП СССР, 1984. П007705.
3. *Лятхер В.М.* Охлаждение текущей воды в турбулентной атмосфере // Тр. Гидропроекта. 1963. № 8.
4. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. М.: Минюст России, 2017.
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 Phys. 2019. V. 390. P. 232–248. https://doi.org/10.1016/j.jcp.2019.04.001
7. *Belikov 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. V. 52. № 4. November. P. 372–388. https://doi.org/10.1007/s10749-018-0962-9

EDN: FBBRSR
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 316–324

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.114.7(282.256.341)

НЕФТЕПРОДУКТЫ В ОЗЕРЕ БАЙКАЛ И ЕГО ПРИТОКАХ[1]

© 2022 г.
И. И. Маринайте[a], Л. М. Сороковикова[a], В. Н. Синюкович[a, *], Н. А. Жученко[a], Н. А. Онищук[a], И. В. Томберг[a]

[a]*Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, 664033 Россия*
**e-mail: sin@lin.irk.ru*

Поступила в редакцию 13.09.2021 г.
После доработки 09.11.2021 г.
Принята к публикации 18.11.2021 г.

Представлены результаты исследований содержания нефтепродуктов в воде оз. Байкал и его притоков в современный период. Наиболее высокие концентрации нефтепродуктов выявлены в Южном Байкале. Установлена сезонная и межгодовая динамика содержания нефтепродуктов в притоках озера. Выполнена оценка степени загрязнения воды углеводородами в соответствии с санитарно-гигиеническими нормами для водоемов рыбохозяйственного назначения. Рассчитан сток нефтепродуктов из Байкала через р. Ангару и составлен их приближенный баланс в озере.

Ключевые слова: нефтепродукты, Байкал, загрязнение, притоки озера, водный сток, вынос.

DOI: 10.31857/S0321059622030105

ВВЕДЕНИЕ

Нефтепродукты (НП) – наиболее распространенные и опасные для функционирования водных систем экотоксиканты. В гидрохимии пресных вод НП рассматриваются как сложная и разнообразная смесь веществ из неполярных и малополярных алифатических, ароматических и алициклических углеводородов, составляющих основную и наиболее распространенную часть нефти и ее компонентов [1, 3].

Природные источники поступления НП в водные объекты – в основном выходы нефти со дна. На Байкале известны естественные выходы нефти суммарной мощностью ~4 т в год [17, 19, 23].

Антропогенные источники более многочисленны: водный и железнодорожный транспорт, сточные воды, выбросы предприятий, дренажные воды при разработке нефтяных месторождений и пр. Загрязнение нефтепродуктами приводит к изменениям химических, физических и биологических процессов в водных объектах. Токсические загрязняющие вещества, входящие в состав НП (в том числе полициклические ароматические углеводороды (ПАУ)), вызывают рак, сердечно-сосудистые и другие заболевания. Покрывая пленкой водную поверхность, нефть нарушает кислородный и углекислотный обмен, приводит к снижению проникновения света, препятствует фотосинтезу и снижает активность продукционно-деструкционных процессов, пагубно воздействуя на флору и фауну [4, 8, 9, 22, 25].

НП поступают в Байкал в основном с водами притоков. В последние 20–30 лет повышенное загрязнение по НП наблюдается в прибрежной области озера, что может быть обусловлено увеличением потока туристов. Туристические базы на побережье эксплуатируются без очистных сооружений, и сточные воды от них поступают в озеро через грунтовые воды или небольшие водотоки. Значительно поступление нефтесодержащих загрязнений от водного транспорта. По сведениям Государственной инспекции маломерных судов, в настоящее время на Байкале эксплуатируется ~300 крупных и 5.5 тыс. маломерных судов.

Большое количество НП в регионе поступает с атмосферными выпадениями, особенно в районах прохождения Восточно-Сибирской и Байкало-Амурской магистралей, о чем свидетельствует накопление углеводородов в снежном покрове вблизи железных дорог [14].

Цель работы – исследование современного содержания НП в воде оз. Байкал и его притоков, оценить поступление НП в озеро и их сток с водами р. Ангары.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования содержания НП в оз. Байкал проводились в 2017–2020 гг. Пробы воды отбирались на 47 прибрежных и четырех глубоководных станциях. Прибрежные станции располагались

[1] Исследования выполнены в рамках госзадания ЛИН СО РАН (темы 0279-2021-0014, 0279-2021-0004).

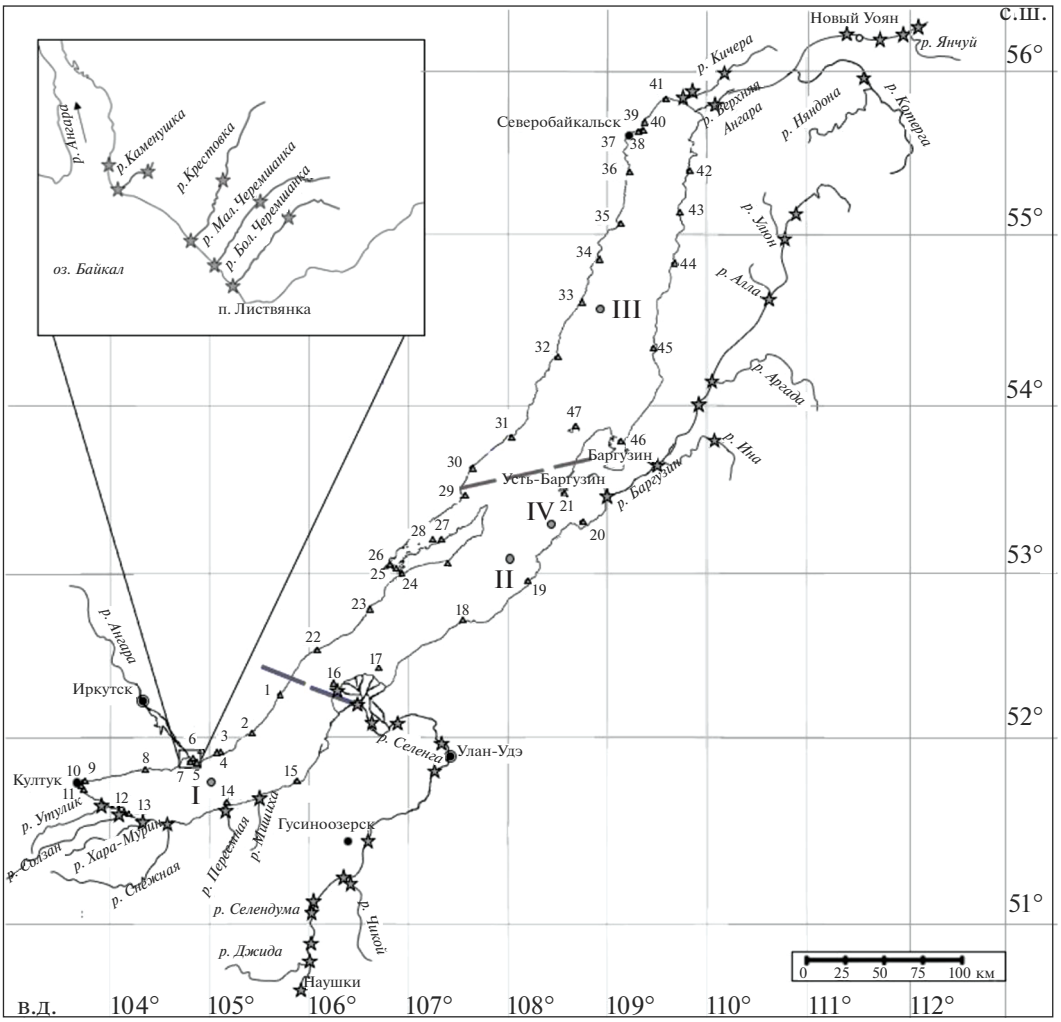


Рис. 1. Картосхема отбора проб воды на оз. Байкал и его притоках. Треугольники с арабскими цифрами – прибрежные станции на оз. Байкал; кружки с римскими цифрами – глубоководные станции; звездочки – расположение станций на реках; пунктирные линии – границы между котловинами озера.

по периметру озера на расстоянии ~100 м от береговой линии и на удалении от населенных пунктов (рис. 1). На прибрежных станциях пробы воды на НП отбирали батометрами с двух горизонтов: в 1 м от поверхности и в 2–3 м от дна. На глубоководных станциях, расположенных в северной, средней и южной котловинах озера в ~3 км от берега, отбор проб проводился с поверхности и с глубины 50 м. При этом дополнительная глубоководная станция была назначена в районе естественного выхода нефти у м. Горевой Утес вблизи Баргузинского залива (Средний Байкал).

В притоках озера пробы воды отбирались в разные гидрологические сезоны (март, май, июль, сентябрь) 2010–2020 гг. Исследованиями были охвачены 13 рек с общей водосборной территорией 496 164 км^2, что составляет 92% площади бассейна озера. В первую очередь обследовались наиболее крупные реки (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин), на которых было назначено несколько станций (створов) по длине водотоков (рис. 1). В притоках Южного Байкала, стекающих с северо-западного склона хребта Хамар-Дабан, пробы отбирались в устьях рек вне зоны влияния Байкала.

С учетом высокой туристической нагрузки и загрязненности по НП прибрежных территорий юго-западного побережья Южного Байкала обследованы небольшие водотоки в районе пос. Листвянка (рис. 1). Пробы воды на этих реках отбирались ежемесячно в двух створах: выше поселка (фоновый створ) и в устьевой части. Также каждый месяц отбирались пробы в истоке р. Ангары для оценки выноса НП из Байкала.

Воду для определения НП отбирали в бутыли темного стекла и в термосумке доставляли для анализа в лабораторию Лимнологического ин-

Таблица 1. НП в воде притоков оз. Байкал в различные сезоны 2010–2020 гг. и их поступление в озеро (прочерк – нет данных)

Реки	Пределы колебаний концентраций, мкг/дм^3					Водный сток, км^3/год	Вынос НП, т/год
	III–V	VI–VIII	IX–XI	XII–I	среднее		
Селенга	5–78	9–30	7–10	7–19	9	23.2	209
Верхняя Ангара	7–18	5–11	6–11	–	6	8.48	68
Баргузин	8–26	<5	<5	–	7	3.39	20
Утулик	13–40	<5–130	<5–29	8–46	18	0.47	8
Солзан	6–12	<5–9	<5–16	<5–26	9	0.12	1
Хара-Мурин	11–52	<5–68	<5–16	<5–19	12	0.68	8
Снежная	6–49	<5–9	<5–16	6–23	9	1.42	13
Переемная	<5–7	<5–12	<5–14	5–9	7	0.45	3
Мишиха	<5–11	<5–16	<5–9	<5–12	7	0.60	4
Большая Черемшанка	5–780	<5–17	5–16	<5–150	54	0.0003	0.016
Малая Черемшанка	6–790	<5–12	5–20	6–59	30	0.0003	0.009
Крестовка	<5–32	<5–5	<5–8	<5–100	8	0.006	0.045
Каменушка	11–220	<5–9	<5–10	5–27	18	0.00015	0.003
Итого					10.5	38.2	408

ститута СО РАН – как на научно-исследовательском судне, так и в г. Иркутске. Всего на анализ НП отобрано 450 проб воды из озера и >2 тыс. из рек.

Определение НП выполнено флуориметрическим методом [15] на анализаторе “Флюорат-02”. Диапазон массовой концентрации НП, измеренной по используемой методике, составляет от 5 до 50000 мкг/дм^3. При этом точность результатов измерений снижается вместе со снижением содержания НП. В соответствии с методикой, погрешность определения (неопределенность) для разных диапазонов концентраций составляет: от 5 до 10 (55%), от 10 до 500 (35%), от 500 до 50000 мкг/дм^3 (25%).

Вынос НП реками оценивался по средним концентрациям НП за 2010–2020 гг. и объемам водного стока. Данные о стоке рек принимались по сведениям Росгидромета и Регистра и кадастра. При отсутствии материалов наблюдений сток рассчитывался методом аналогии.

Степень загрязнения вод по НП оценивалась относительно их ПДК для рыбохозяйственных водоемов (ПДК$_{рх}$), составляющей 50 мкг/дм^3 [18].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Основные притоки

Наиболее высокие концентрации НП из исследованных рек регистрируются в воде главного притока, р. Селенги, в бассейне которой расположены многочисленные населенные пункты, промышленные и сельскохозяйственные предприятия Монголии и России. В Селенге концентрации НП менялись от <5 до 78 мкг/дм^3, что в 1.5 раза превышает ПДК$_{рх}$. Для Верхней Ангары вследствие невысокой хозяйственной освоенности ее бассейна соответствующие показатели варьировали от 5 до 18 мкг/дм^3, а для р. Баргузин – от <5 до 26 мкг/дм^3 (табл. 1). Анализ полученных результатов показывает, что сезонная динамика концентраций НП в реках определяется изменениями водного стока. Во время половодья их содержание в основном возрастает, что связано с выносом загрязняющих веществ с водосборной территории талыми водами. Наиболее низкие концентрации отмечены в зимний период, когда поступление загрязнений с водосбора отсутствует.

Повышенные концентрации НП по длине рек Селенги и Баргузин, как правило, наблюдаются ниже крупных населенных пунктов (Улан-Удэ, Селенгинск, Кабанск, Усть-Баргузин), на что указывают и ранее выполненные исследования [2, 12, 21]. Так, в 1990-е гг. максимальные концентрации НП в р. Селенге на уровне 200–300 мкг/дм^3 отмечены ниже поступления сточных вод г. Улан-Удэ и ниже Селенгинского ЦКК. Годовое поступление НП в Селенгу от предприятий г. Улан-Удэ в этот период составляло от 32 до 35 т, а от Селенгинского ЦКК – от 0.43 до 1.0 т

[21]. Высокие концентрации НП в Селенге также наблюдались на границе с Монголией в районе пос. Наушки, где они превышали $ПДК_{рх}$ в 2–5 раз [21]. Загрязнение вод р. Селенги по НП и высокие их концентрации регистрировались по всему российскому участку: в районе пос. Наушки они достигали 230–750, ниже г. Улан-Удэ – 680 мкг/дм^3 [2].

В последующем (2001–2010 гг.), как показывают данные государственного мониторинга поверхностных вод, проводимого Гидрохимическим институтом, концентрации НП в воде р. Селенги снизились: у пос. Наушки они колебались в пределах 20–420, ниже г. Улан-Удэ – 10–190, ниже Селенгинского ЦКК – 18–200 мкг/дм^3 [24]. Результаты исследований авторов настоящей статьи в 2010–2020 гг. также свидетельствуют о снижении концентраций НП в воде главных притоков оз. Байкал (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин) в сравнении с данными 30-летней давности. Максимальное содержание НП в данных водотоках ≤78 мкг/дм^3 (табл. 1).

В притоках на юго-восточном побережье Южного Байкала (Утулик, Солзан, Хара-Мурин, Снежная, Переемная, Мишиха) концентрации НП меняются в среднем от 7 до 18 мкг/дм^3 (табл. 1). При небольшом поступлении сточных вод основное загрязнение этих рек происходит через атмосферный канал [20]. Углеводороды накапливаются в снежном покрове [13, 14] и во время снеготаяния поступают в водотоки [11, 13]. Загрязнению снега способствуют Транссибирская железная дорога и автомагистраль, проходящие вдоль берега озера и пересекающие приустьевые участки рек, ТЭЦ и котельные городов Байкальска и Слюдянки, а также расположенные на побережье турбазы [16]. Именно во время весеннего половодья в воде этих рек отмечаются повышенные концентрации НП (табл. 1), превышающие $ПДК_{рх}$: в р. Утулик в 2.6, в р. Хара-Мурин – в 1.4 раза.

Небольшие водотоки в пос. Листвянка

Исследуемые водотоки юго-западного побережья Южного Байкала (Крестовка, Большая Черемшанка, Малая Черемшанка и Каменушка), протекающие через пос. Листвянка, испытывают наиболее высокую антропогенную нагрузку [10] ввиду большого потока автотранспорта. Содержание НП в этих реках в основном выше, чем в других притоках Байкала (табл. 1). Максимальные концентрации здесь также приурочены ко времени прохождения половодья, что еще раз указывает на то, что снежный покров – аккумулирующая среда для накопления загрязняющих веществ [14].

Превышение норм $ПДК_{рх}$ по НП в этот период отмечено в устьях рек Малая Черемшанка (в 2.2–15.6 раза), Большая Черемшанка (в 14.2–15.8 раза) и Каменушки (в 1.8–4.4 раза). При этом концентрации НП в верхнем течении рек (выше пос. Листвянка) всегда ниже, чем в их устьях (рис. 2). С началом летнего туристического сезона и ростом потока автомобильного транспорта происходит повышение концентраций НП в устьях рек Большая Черемшанка и Малая Черемшанка, бассейны которых в нижнем течении застроены многочисленными туристическими базами, гостиницами со стоянками автомобильного транспорта при отсутствии очистных сооружений. Поступление бытовых сточных вод в русло рек обусловливает загрязнение их как биогенными элементами, сульфатами и патогенной микрофлорой, так и НП [6, 10].

Озеро Байкал

Концентрации НП в воде оз. Байкал менялись в широких пределах (рис. 3; табл. 2). В пелагиали озера более высокие концентрации НП отмечены в Южном Байкале, минимальные – в Среднем, кроме района м. Горевой Утес с естественным нефтепроявлением. В прибрежной зоне их содержание менялось в основном в пределах <5–56 мкг/дм^3. Во всех трех котловинах повышенные концентрации НП отмечены у восточного берега, подверженного более высокому антропогенному влиянию из-за прохождения транссибирской железнодорожной магистрали и автотрассы “Байкал”. С восточного берега впадают также главные притоки озера (Селенга и Баргузин), в бассейнах которых расположено большинство населенных пунктов Бурятии и Монголии.

Анализ полученных результатов показал, что в поверхностном слое озера концентрации НП в основном выше, чем в придонном (табл. 2). В межгодовом аспекте наиболее высокие концентрации НП отмечены в мае 2017 г., когда исследовательское судно продвигалось в северную часть озера вслед за тающими льдами, фиксируя высокое содержание НП, поступающих с накопившимися за зиму во льду и снеге загрязняющими веществами. Локальные источники загрязняющих веществ в зимнее время – ледовые автодороги на озере, которые проходят вдоль берега между населенными пунктами, а также к местам зимней рыбалки. Вблизи автотрасс в поверхностном слое льда отмечено экстремально высокое накопление поллютантов, в сотни раз превышающее их концентрации в подледной воде [13]. В последующие 2018–2020 гг. весенние исследования были выполнены позже, после освобождения озера ото льда, и концентрации НП в озерной воде были заметно ниже, чем в 2017 г.

Анализ результатов многолетних измерений показывает, что повышенные концентрации НП в водной толще озера, как правило, – в прибрежной области и вблизи мест активной хозяйствен-

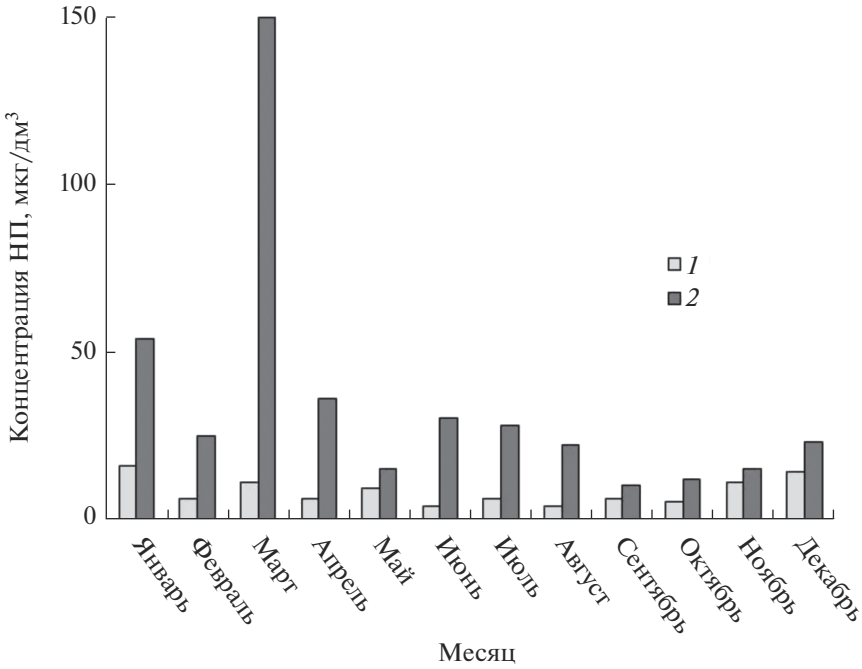


Рис. 2. Внутригодовые изменения концентраций НП в воде р. Большая Черемшанка. *1* – фоновый створ; *2* – устье.

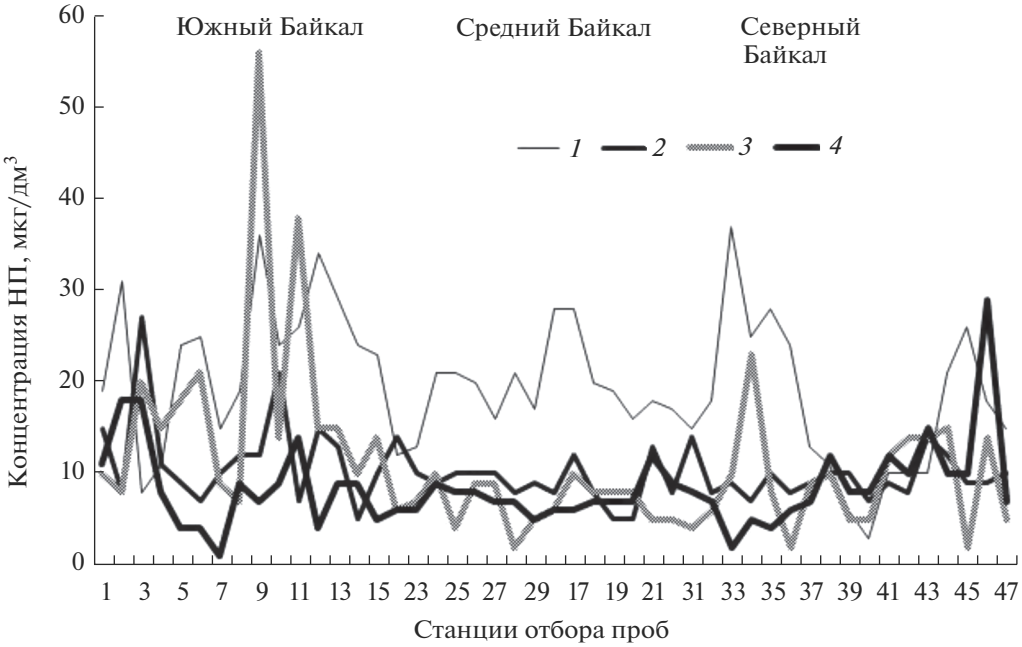


Рис. 3. Концентрации НП в поверхностном слое оз. Байкал в разные годы в июне. *1* – 2017 г.; *2* – 2018 г.; *3* – 2019 г.; *4* – 2020 г.

ной деятельности. В Южном Байкале в районе поступления хозяйственно-бытовых стоков городов Слюдянки и Байкальска, порта Байкал и пос. Листвянка содержание НП регистрировалось в основном в диапазоне 8–36 мкг/дм^3. Превышение ПДК$_{рх}$ в 1.1 раза отмечено в районе пос. Култук в поверхностном слое у пирса в мае 2019 г. Диапазон колебаний концентраций НП в Среднем Байкале несколько меньше (5–21 мкг/дм^3), чем в Южном (табл. 2). В Северном Байкале они менялись от 7 до 37 мкг/дм^3 с повышением у г. Северобайкальска вблизи устья р.

Таблица 2. Содержание НП в поверхностной (числитель) и придонной (знаменатель) воде пелагиали оз. Байкал в разные годы, мкг/дм^3 (0, 10–15, 50 м – глубины; в скобках – среднее значение)

Станции отбора		2017 г.	2018 г.	2019 г.	2020 г.
Прибрежные станции					
Южный Байкал	Западный берег: 0 м	15–36 (21)	7–27 (13)	7–56 (18)	<5–18 (8)
	10–15 м	7–25 (16)	5–20 (10)	<5–30 (12)	<5–17 (6)
	Восточный берег: 0 м	23–34 (27)	5–15 (10)	10–36 (18)	<5–14 (8)
	10–15 м	16–27 (23)	5–11 (7)	<5 (<5)	<5–7 (5)
Средний Байкал	Западный берег: 0 м	12–21 (17)	8–14 (10)	5–10 (6)	5–11 (8)
	10–15 м	12–21 (16)	6–10 (8)	<5 (<5)	<5–14 (8)
	Восточный берег: 0 м	16–28 (22)	5–13 (8)	<5–10 (7)	6–12 (8)
	10–15 м	15–22 (17)	<5–7 (6)	<5–5 (<5)	<5–5 (<5)
Северный Байкал	Западный берег: 0 м	6–37 (17)	7–14 (9)	<5–23 (8)	<5–12 (7)
	10–15 м	6–21 (15)	<5 (<5)	<5–16 (6)	<5–15 (8)
	Восточный берег: 0 м	10–26 (19)	8–14 (11)	<5–15 (11)	7–29 (14)
	10–15 м	11–21 (16)	6–10 (8)	<5–10 (7)	<5–15 (8)
Глубоководные станции					
Южный Байкал, ст. I	0 м	12	<5	20	7
	50 м	9	5	9	<5
Средний Байкал, ст. II	0 м	15	7	10	<5
	50 м	13	<5	6	<5
Северный Байкал, ст. III	0 м	27	<5	6	<5
	50 м	11	<5	<5	<5
Средний Байкал, ст. IV,	0 м (в центре и по краям пятна)	–	300–1200	–	–
м. Горевой Утес	0 м (200 м от пятна)	–	30	–	–

Тыи, в которую сбрасываются сточные воды города. Здесь периодически наблюдается превышение ПДК$_{рх}$.

Исследования в районе естественного нефтепроявления у м. Горевой Утес показали, что в местах выхода нефти содержание НП в поверхностном слое достигает экстремально высоких значений – 300–1200 мкг/дм^3. Зафиксированный максимум в этом районе составляет 13000 мкг/дм^3 [5]. При удалении от границ нефтяных пятен на водной поверхности содержание НП резко снижается (табл. 2), но превышает средние значения для акватории озера. Площадь нефтяных пятен ≤1 км^2 и остается достаточно стабильной с 2005 г. В пелагиали озера вне зоны влияния нефтепроявления содержание НП в поверхностном слое ≤10 мкг/дм^3 в водной толще и 5–7 мкг/дм^3 в придонном слое [5]. Легкие фракции нефти мигрируют к поверхности, где подвергаются биоразложению, тяжелые – остаются на дне озера и образуют асфальтовые башни [23]. Установлено, что в зоне нефтяных пятен наблюдается интенсивное развитие микроорганизмов, использующих нефтяные углеводороды в качестве единственного источника питания, способствуя тем самым очищению воды от загрязнения [17].

Река Ангара

Концентрации НП в истоке р. Ангары определяются в основном их содержанием в Южном Байкале. Дополнительному загрязнению вод способствует поступление НП со сточными водами от пос. Листвянка (с правого берега), порта Байкал (с левого берега) и от работы паромной переправы между этими пунктами. Зимой загрязнение от переправы возрастает из-за работы вспомогательного судна, обкалывающего намерзающую по трассе переправы кромку льда. Содержание НП в р. Ангаре в период наблюдений менялось в пределах <5–28 мкг/дм^3. Наименьшее их содержание регистрируется с июля по сентябрь (рис. 4а), что, может быть, связано с более высоким водным стоком реки и летней активиза-

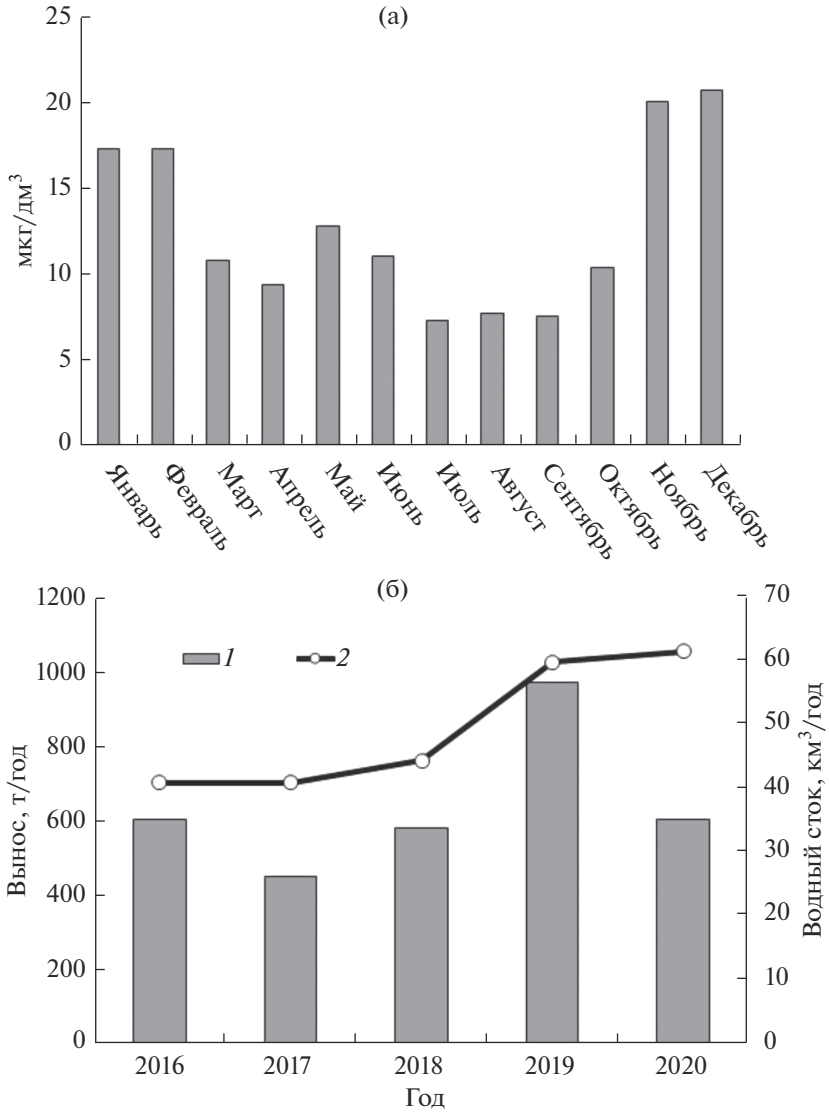


Рис. 4. Сезонные изменения концентраций НП в воде р. Ангары (а) и межгодовые колебания (б) их выноса из озера. *1* – сток НП; *2* – водный сток.

цией нефтеразрушающих бактерий в Байкале. Повышение концентраций в мае связано, очевидно, с поступлением загрязняющих веществ, накопившихся за зиму во льду и снеге. Но наиболее высокие концентрации НП наблюдаются в основном с ноября по март, когда замедляются процессы их биодеградации.

Вынос НП р. Ангарой во многом определяется динамикой ее водного стока и, как отмечалось выше, содержанием нефти в Южной котловине озера. В 2016–2018 гг. сток из Байкала был низким, а последующие два года характеризовались средней водностью, что отразилось и на межгодовых изменениях стока НП из озера, который варьировал от 450 до 970 т/год (рис. 4б). При этом видно, что вынос НП в 2020 г. был заметно ниже, скорее всего, вследствие снижения туристического потока на Байкале и меньшей интенсивности движения водного транспорта из-за ограничений в связи с эпидемией COVID-19. Средний сток НП из озера за 2016–2020 гг. составляет 643 т/год.

Баланс нефтепродуктов

Полученные результаты позволяют в первом приближении оценить суммарное поступление НП в оз. Байкал и их вынос через р. Ангару. Как показано выше, с водами исследованных рек в озеро приносится в среднем ~408 т/год НП. Поступление их по остальным рекам при доле их стока 17.1 км^3/год и в расчете на среднюю концентрацию НП в исследованных водотоках составляет 179 т/год. Таким образом, суммарное поступле-

Таблица 3. Баланс НП в оз. Байкал

Статьи прихода/расхода	т/год	%
Приход		
Исследуемые реки	408	39.3
Остальные водотоки	179	17.2
Судоходство [7]	250	24.1
Атмосферные выпадения [7]	198	19.0
Со дна [19]	4	0.4
Итого	1039	100
Расход		
Вынос через р. Ангару	643	61.9
Утилизируется в озере	396	38.1
Итого	1039	100

ние нефти в озеро с притоком поверхностных вод составляет 587 т/год. Учитывая приведенные в [7, 19] другие значимые источники поступления НП в Байкал (табл. 3): выпадения из атмосферы (с осадками и сухое осаждение), загрязнение от водного транспорта и выход со дна, – можно приближенно оценить общее поступление НП в озеро, которое составляет ~1040 т/год в современный период. Это почти на треть меньше, чем величина по оценкам [7] десятилетней давности, что может свидетельствовать как об общем улучшении экологической ситуации в регионе (закрытие БЦБК, снижение атмосферных выбросов), так и о сложности исследуемых вопросов вследствие погрешности определения содержания НП, высокой пространственно-временной изменчивости их концентраций в речных водах и атмосфере, обусловливающих приближенность подобных расчетов.

Из общего количества поступивших в озеро НП бóльшая часть (61.9%) выносится с водами р. Ангары, а оставшиеся в водоеме 396 т (табл. 3) утилизируются нефтеокисляющими бактериями. Относительная стабильность содержания НП в Байкале свидетельствует о достаточно высоком нефтеочищающем потенциале байкальского микробного сообщества, что подтверждается высокой концентрацией нефтеразрушающих микроорганизмов в районе естественных нефтепроявлений на озере [19].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе выполненных исследований можно констатировать, что более половины (56%) НП поступает в оз. Байкал с водами впадающих рек. Содержание НП в воде главных притоков меняется от 18 до 78 мкг/дм^3, достигая максимума в р. Селенге, в которой отмечено превышение до 2.6 ПДК$_{рх}$. Наиболее высокую нагрузку испытывают небольшие водотоки в границах пос. Листвянка на Южном Байкале, в которых содержание НП увеличивается до 15.8 ПДК$_{рх}$. Наименее загрязнены нефтью реки юго-восточного побережья озера, хотя в р. Утулик в отдельные годы отмечено превышение до 2.6 ПДК$_{рх}$. В сезонном аспекте максимальные концентрации НП приходятся на период весеннего схода снежного покрова.

В Байкале повышенные концентрации НП определены в поверхностной воде прибрежной зоны южной котловины. У пос. Култук в июне 2019 г. отмечено превышение НП в поверхностном слое до 1.1 ПДК$_{рх}$. Периодически регистрируются повышенные концентрации в придонной воде у г. Северобайкальска вблизи устья р. Тыи (Северный Байкал). Содержание НП в пелагиали озера значительно ниже. В поверхностном слое оно ≤10, а в придонном – 6 мкг/дм^3, что сопоставимо с полученными ранее данными. Исключение составляет район выхода природной нефти у м. Горевой Утес, где содержание НП в поверхностном слое достигает экстремально высоких значений – 300–1200 мкг/дм^3. При удалении от нефтяного пятна содержание НП снижается в 10–40 раз.

Общее поступление НП в озеро в современный период с учетом атмосферных выпадений, естественных выходов нефти и загрязнения водным транспортом в среднем составляет ~1040 т/год, из которых 640 т выносится через р. Ангару, а ~400 т остается в озере и трансформируется в результате биодеградации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике / Под ред. *П.А. Лозовека, Н.А. Ефременко*. СПб.: Нестор-История, 2017. 272 с.
2. *Афонина Т.Е.* Оценка экологического-геохимического состояния р. Селенги и Селенгинского мелководья // Вестн. ИрГТУ. Науки о земле. 2012. Т. 8 (67). С. 37–42.
3. *Бродский Е.С., Савчук С.А.* Определение нефтепродуктов в объектах окружающей среды // Журн. аналит. химии. 1998. № 12. С. 1238–1251.
4. *Воробьев Д.С.* Влияние нефти и нефтепродуктов на макрозообентос // Изв. Тюменского ун-та. 2006. Т. 309. № 3. С. 42–45.
5. *Горшков А.Г., Маринайте И.И., Земская Т.И., Ходжер Т.В.* Современный уровень нефтепродуктов в воде озера Байкал и его притоков // Химия в интересах устойчивого развития. 2010. № 18. С. 711–718.
6. *Домышева В.М., Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н., Онищук Н.А., Сакирко М.В., Томберг И.В., Жученко Н.А., Голобокова Л.П., Ходжер Т.В.* Ионный состав воды озера Байкал, его притоков и истока реки Ангара в современный период // Метеорология и гидрология. 2019. № 10. С. 77–86.

7. *Зилов Е.В.* Современное состояние антропогенного воздействия на озеро Байкал // Журн. Сиб. федерального ун-та. Биология. 2013. Вып. 4 (6). С. 388–404.
8. *Иванов В.И., Фадин И.М.* Инженерная экология и экологический менеджмент. М.: Логос, 2003. 527 с.
9. *Коршунова Т.Ю., Логинов О.Н.* Нефтяное загрязнение водной среды: особенности влияния на различные объекты гидросферы, основные методы очистки // Экобиотех. 2019. Т. 2. № 2. С. 157–174.
10. *Мальник В.В., Тимошкин О.А., Сутурин А.Н., Онищук Н.А., Сакирко М.В., Томберг И.В., Горшкова А.С., Забанова Н.С.* Антропогенные изменения гидрохимических и санитарно-микробиологических показателей качества воды в притоках южного Байкала (зал. Лиственничный) // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 5. С. 533–543.
11. *Маринайте И.И.* Полициклические ароматические углеводороды в воде притоков Южного Байкала // Оптика атмосферы и океана. 2006. Т. 19. № 6. С. 499–503.
12. *Маринайте И.И.* Полициклические ароматические углеводороды в снежном покрове и воде р. Селенги // Материалы совещания “Дельты Евразии: происхождение, эволюция, экология и хозяйственное освоение”. Улан-Удэ, 2010. С. 140–144.
13. *Маринайте И.И., Горшков А.Г., Тараненко Е.Н., Чипанина Е.В., Ходжер Т.В.* Распределение полициклических ароматических углеводородов в природных объектах на территории рассеивания выбросов Иркутского алюминиевого завода (г. Шелехов, Иркутская область) // Химия в интересах устойчивого развития. 2013. № 21. С.143–154.
14. *Маринайте И.И., Нецветаева О.Г., Носова В.В., Моложникова Е.В.* Накопление ПАУ и нефтепродуктов в снежном покрове байкальского природного биосферного заповедника в зимний период 2017–2019 гг. // Материалы XXVII конф. “Аэрозоли Сибири”. Томск: ИОА СО РАН, 2020. Т. 27. С. 32.
15. Методика измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости “Флюорат-02” (М-01-05-2012). ПНД Ф 14.1:2:4.128-98. М., 2012. 25 с.
16. *Нецветаева О. Г., Ходжер Т.В., Голобокова Л.П., Кобелева Н.А., Погодаева Т.В.* Химический состав снежного покрова в заповедниках Прибайкалья // География и природ. ресурсы. 2004. № 1. С. 66–72.
17. *Павлова О.Н., Изосимова О.Н., Горшков А.Г., Новикова А.С., Букин С.В., Иванов В.Г., Хлыстов О.М., Земская Т.И.* Современное состояние глубоководного выхода нефти у мыса Горевой утес (Средний Байкал) // Геология и геофизика. 2020. Т. 61. № 9. С. 1231–1240.
18. Приказ Минсельхоз России от 13.12.2016 № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. М.: Минюст России, 2017. № 45203.
19. *Хлыстов О.М., Горшков А.Г., Егоров А.В., Земская Т.И., Гранин Н.Г., Калмычков Г.В., Воробьева С.С., Павлова О.Н., Якуп М.А., Макаров М.М., Москвин В.И., Грачев М.А.* Нефть в озере мирового наследия // Докл. РАН. 2007. Т. 414. № 5. С. 656–659.
20. *Ходжер Т.В.* Химический состав атмосферных осадков // Экология Южного Байкала. Иркутск, 1983. С. 44–50.
21. *Шандибаева Э.Ф., Однопалый В.В., Татарников В.К.* Динамика загрязненности воды р. Селенги (в пределах СССР) по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Мониторинг и оценка состояния Байкала и Прибайкалья. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. С. 212–219.
22. *Bertrand K., Hare L.* Evaluating benthic recovery decades after a major oil spill in the Laurentian Great lakes // Environ. Sci. Technol. 2017. V. 51. № 17. P. 9561–9568.
23. *Gorshkov A., Pavlova O., Khlystov O., Zemskaya T.* Fractioning of petroleum hydrocarbons from seeped oil as a factor of purity preservation of water in Lake Baikal (Russia) // J. Great Lakes Res. 2020. V. 46. № 1. P. 115–122.
24. http://bic.iwlearn.org/ru/dokumenty-1/report-201charmonized-water-quality-monitoring-program-for-the-selenga-river-basin (дата обращения 12.07.2021)
25. *Quddus Khan M.A., Al-Ghais S.M., Catalin B., Khan Y.H.* Effects of petroleum hydrocarbons on aquatic animals // Developments Earth Environ. Sci. 2005. V. 3. P. 159–185.

EDN: OUWNZZ
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 325–332

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 551.579;550.42

РЕГИОНАЛЬНЫЙ РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИЗ ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

© 2022 г. О. А. Тихомиров[a], А. В. Бочаров[a], В. М. Никольский[a], *, Н. Е. Сердитова[a], С. Н. Смирнов[a]

[a] *Тверской государственный университет, Тверь, 170100 Россия*

**e-mail: p000797@tversu.ru*

Поступила в редакцию 07.06.2021 г.
После доработки 16.08.2021 г.
Принята к публикации 14.10.2021 г.

Рассмотрена динамика качества воды на Верхней Волге от истока до Иваньковского водохранилища. Установлено, что нарастание антропогенного пресса в этом регионе приводит к увеличению содержания в речной воде сульфатов и хлорид-ионов. В целом, воды Верхневолжья характеризуются как “загрязненные”. Установлено, что в донных отложениях Волги уже в пределах Тверского региона наблюдается резкий контраст между содержанием микроэлементов в реке и в Иваньковском водохранилище. Выделены ареалы донных отложений с высокой сорбционностью тяжелых металлов в районах городов Твери и Конаково. Полевые исследования состояния донных отложений Иваньковского водохранилища показали отчетливую тенденцию накопления в них тяжелых металлов.

Ключевые слова: состав речной воды, донные отложения, антропогенный фактор, динамика качества, техногенная миграция металлов.

DOI: 10.31857/S0321059622030178

ВВЕДЕНИЕ

Фундаментальный признак эффективной экономики – лимитирование деятельности человека потенциальной емкостью экологической системы [3]. А вода представляет собою часть этой экосистемы. Кроме того, вода – это обитаемая сфера и хранитель питьевых ресурсов. Ухудшение экологического состояния водной среды непосредственно сказывается на здоровье людей, животном и растительном мире. В вопросах нарушения экологического равновесия особую проблему представляет влияние техногенного загрязнения на ухудшение качества воды р. Волги как главной водной артерии Европейской части России.

По исследованиям Т.И. Моисеенко, более 60% проживающего на берегах Волги населения потребляют питьевую воду из реки [23]. Во всем мире признано, что из-за загрязнения окружающей среды день ото дня качество и количество питьевой воды, самого важного компонента питания на земле, снижаются [32]. Поэтому контроль химического состава и качества воды позволяет обосновать степень их соответствия запросам природы, требованиям водопользователей и выявлять источники загрязнения [16].

Цель настоящей работы состоит в том, чтобы на основе литературных данных и актуального химического анализа состава воды Верхней Волги и донных отложений (ДО) Иваньковского водохранилища дать ретроспективный анализ изменения состава верхневолжской воды и определить тенденцию влияния природных и антропогенных загрязнений на качество речной воды.

В соответствии с этой целью задачи исследования следующие:

определить изменчивость основных показателей качества воды Волги в Тверском регионе;

установить влияния как природных, так и новых хозяйственных факторов на формирование пространственно-временно́й изменчивости показателей качества воды Верхней Волги и определить характер распределения тяжелых металлов (ТМ) в ДО Иваньковского водохранилища.

ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ

Изучение публикаций по исследованию состава и качества воды подтверждает возможность использования метода ретроспективного анализа для оценки качества воды. Этот метод предполагает выявление тенденций изменения анализируемых характеристик и позволяет установить факторы, влияющие на эти изменения [10]. Показано, что главные ионы, определяющие качество пресной воды, – катионы щелочных металлов (Na^+, K^+) и катионы металлов, составляющих

жесткость воды (Ca^{2+}, Mg^{2+}), а также карбонат-, сульфат- и хлорид- анионы. По данным Г.Ю. Толкачева [30], большое значение имеет при определении качества воды также наличие в ней, а также в ДО, ТМ, что позволяет сделать ретроспективный анализ качества воды в водоемах за протяженный временнóй период.

В настоящей статье представлены результаты регионального ретроспективного анализа качества воды в Волге на основе исследований специалистов в XX и в начале XXI вв. в сочетании с данными авторов статьи за 2019 г. (с учетом результатов исследования ДО в Иваньковском водохранилище).

В Волговерховье формируются гидрокарбонатные воды преимущественно малой и средней минерализации, поскольку толща подзолистых и дерновоподзолистых почв преимущественно отмыта от сульфатов и хлоридов. Торфяноболотные почвы, обладающие повышенной кислотностью, уменьшают минерализацию поверхностных вод [33].

Летом 2019 г. авторами статьи был проведен химический анализ проб воды р. Волги в ее истоке в районе впадения р. Селижаровки (до и после впадения) и в пределах г. Твери. Институтом водных проблем (ИВП) РАН в 2009 г. (за 10 лет до экспериментов авторов) также проводилось исследование р. Волги на участке от ее истока до г. Твери. Тогда пробы воды для анализа отбирались в истоке, Верхневолжском водохранилище и на незарегулированном участке от п. Селижарово до г. Твери [15].

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для исследования химического состава воды летом 2019 г. отбирались пробы в русле реки из поверхностного горизонта в соответствии со стандартными требованиями [8].

Химический анализ проб осуществляли после фильтрования воды через мембранные фильтры.

Образцы ДО отбирались с помощью грунтовой трубки ТГ 1/45, позволяющей сохранить вертикальную структуру отложений. Методом атомной абсорбции определялось валовое содержание Cd, Pb, Zn, Co, Ni, Mo, Cu, Cr и V, Mn и других элементов.

Пробы исследовались в первые сутки после их отбора по принятым в гидрохимии пресных вод методикам [27].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для оценки характера изменения состава воды на Верхней Волге за более чем полувековой период в сводной табл. 1 приведены сведения по составу воды, полученные авторами настоящего исследования и другими исследователями на протяжении около семидесяти лет.

Исследования показали, что верхневолжская вода имеет нейтральную реакцию и отличается низким содержанием солей. В истоке Волги отмечается высокое содержание железа, что характерно для болотных вод. В Волгу впадает вытекающая из оз. Селигер р. Селижаровка (Селигеровка), почти наполовину пополняя Волгу селигерской водой. Этот приток характеризуется малым содержанием железа и повышенным по сравнению с Волгой содержанием солей. Упомянутые факторы оказывают значительное влияние на химический состав воды Волги, делая ее более минерализованной, но с меньшим содержанием ионов железа по сравнению с водой истока. Повышение минерализации, как правило, обусловлено вкладом сульфатов, хлоридов и гидрокарбонатов. На истоке Волги в 2019 г. обнаружено довольно высокое содержание общего железа (0.47 мг/дм^3), а в 2009 г. специалистами ИВП РАН было установлено содержание общего железа даже на уровне 0.66 мг/дм^3. После верхневолжских озер и впадения Селижаровки за счет разбавления воды количество железа в воде уменьшилось до 0.38 мг/дм^3 (0.32 мг/дм^3 в 2009 г., по [15]; 0.39 мг/дм^3 в 2014 г., по [11]). Однако в районе г. Твери исследования показали, что содержание железа в воде достигло 0.57 мг/дм^3. Тем не менее в водах Иваньковского водохранилища железа было обнаружено 0.04 мг/дм^3, что совпадает с данными за 2018 г. (0.04–0.045 мг/дм^3) [12]. Объяснение такого резкого снижения содержания железа в водах Иваньковского водохранилища дано Г.Ю. Толкачевым. На речном участке железо преобладает во взвешенной форме, а в водохранилище равновесие на порядок сдвигается в сторону растворимой формы вследствие оседания взвеси [30].

На участке Верхней Волги от пос. Селижарово до г. Твери происходит увеличение массы воды и содержания HCO_3^-, Ca^{2+} и Mg^{2+} за счет более минерализованных вод впадающих притоков. Нарастание антропогенного пресса на Волгу вниз по течению от пос. Селижарово до г. Твери приводит к увеличению содержания в воде ионов SO_4^{2-} и Cl^-.

В формировании химического состава речной воды в Волговерховье играют роль природные условия, поскольку антропогенная нагрузка на водотоки невысока. Волжская вода мало- или среднеминерализована и по классификации О.А. Алекина относится к гидрокарбонатному классу, группе кальция, типу II [2].

Проведенными исследованиями подтверждено, что за обозримый период в 70 лет на Верхней Волге для шести ионов – HCO_3^-, Cl^-, Na^+, K^+, Ca^{2+} и Mg^{2+} – наблюдаются не столь значитель-

Таблица 1. Макрокомпонентный состав воды, мг/дм^3 (д. н. и. – данные настоящего исследования)

Объект	pH	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	$Fe_{об}$	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
Исток Волги									
д. н. и.	6.8	2.98	1.19	2.92	7.21	0.47	10.10	16.12	29.30
[15]	7.4	–	–	3.70	10.00	0.66	3.20	19.00	36.60
Волга до впадения Селижаровки									
д. н. и.	7.5	–	–	6.0	13.20	0.42	1.40	6.80	75.70
[11]	7.6	–	–	6.10	18.0	0.41	0.70	6.60	79.30
Волга после впадения Селижаровки									
д. н. и.	7.4	–	–	6.00	15.50	0.38	1.20	6.00	70.80
[11]	7.4	–	–	6.10	16.00	0.39	0.70	5.80	73.20
[15]	7.5	–	–	1.20	19.00	0.32	1.30	5.20	67.10
Волга в Твери									
д. н. и.	6.78	2.67	1.21	11.00	37.00	0.57	1.20	7.83	164.70
[7]	–	–	–	23.20	61.00	–	6.60	30.50	3.30
[6]	7.19	–	–	3.30	21.00	0.24	2.50	7.20	72.60
[15]	7.90	–	–	10.90	42.00	0.04	5.10	11.50	183.00
[11]	7.50	–	–	10.90	34.00	0.18	3.60	7.30	146.40
ПДК [5]	6.5–9.0	200	20	–	–	0.30	250	500	400

ные изменения их содержания в воде. Исключение составляет ион SO_4^{2-}, содержание которого с 1960-х гг. (7.20 мг/дм^3, по [6]) до 2000-х гг. (11.50 мг/дм^3, по [15]) увеличивалось, что, по свидетельству ученых Института водных и экологических проблем СО РАН, могло происходить под влиянием антропогенных факторов [26]. Сегодня наблюдается обратный тренд из-за сокращения производственной деятельности или улучшения работы очистных сооружений. Так, с 2009 г. содержание сульфат-ионов (11.50 мг/дм^3, по [15]) снизилось к 2011 г. на 36.5% (7.30 мг/дм^3, по [11]), а по данным настоящего исследования за 2019 г., этот показатель снизился только на 32% (7.83 мг/дм^3). Это может быть связано с интенсификацией процессов растворения минералов почвы, вызванной повышением температуры на планете. Аномально высокое содержание сульфатов и хлоридов в верхневолжской воде, установленное в 1950-х гг. [7], можно объяснить другим, а именно – интенсивным судоходством вверх по Волге до г. Ржева, приводившим к вымыванию солей, в том числе сульфатов и хлоридов, из береговых территорий. Для сбережения прибрежных территорий от размывания проходящими судами (особенно судами на воздушной подушке типа “Зарница”) впоследствии судоходство выше г. Твери было запрещено.

Результаты исследования показывают, что от истока р. Волги до г. Твери наблюдается некоторая трансформация химического состава воды, что обусловлено как природными, так и антропогенными факторами.

В воде Волги и ее притоков в районе г. Твери в настоящее время наблюдается повышенное содержание загрязняющих веществ. Воды рек оцениваются по шкале загрязнения классами качества 3–5 и характеризуются как “загрязненные”, “умеренно загрязненные” и “грязные” [9]. Воды в Иваньковском водохранилище соответствуют классу “загрязненные”, “очень загрязненные”, а в устье Шошинского плеса – “грязные” [17]. Сброс сточных вод и поверхностный сток с территории населенных пунктов приводят к некоторому изменению химического состава воды рек. Особо следует остановиться на загрязнении воды металлами. Т.И. Моисеенко отмечает, что важная особенность металлов как элементов загрязнения воды – их потенциальная токсичность и биодоступность, что определяется формой их нахождения в водной среде [24, 25]. Нефтепродукты, фенолы, поверхностно-активные вещества (ПАВ) усиливают миграцию ТМ за счет образования растворимых комплексных соединений. Рядом авторов отмечается увеличение содержания растворимых форм увеличение чего именно? Cd и Ni в составе ПАВ. В то же время увеличивается содержание Hg, Cu, Zn и Pb в техногенной взвеси

[28, 31]. В ряде случаев наблюдается превышение в 5–30 раз содержания растворенных в воде Cu, Zn, Cr и Fe. Максимальные концентрации ТМ в Волге наблюдаются в местах сбросов сточных вод и могут составлять по Cu от 1.5 до 3 ПДК, по Pb от 2 до 3 ПДК, по Fe и Mn от 3 до 4 ПДК. В водохранилищах Верхней Волги в отдельных створах сохраняется высокая загрязненность воды соединениями Cu, содержание которых колеблется от 7 до 9 ПДК, концентрации Zn меняются от 2 до 5 ПДК [9].

В местах сбросов сточных вод содержание тяжелых металлов в ДО в десятки раз превышают фоновое и даже ПДК почв. ДО рек и водохранилищ – аккумуляторы ТМ, относящихся к наиболее опасным для биоты и человека загрязняющим веществам. Традиционно в ДО определяется валовое содержание ТМ, позволяющее получить сведения об их распределении и аномальном содержании. Водорастворимая часть обычно мала и составляет единицы или даже доли процентов их общего содержания. Обогащены металлами тонкодисперсные, глинистые фракции, обладающие высокой дисперсностью и адсорбционной способностью. Минеральные и органические тонкодисперсные фракции обладают высокой способностью к катионному обмену. В ходе обменных процессов способность катионов к поглощению тем сильнее, чем выше их степень окисления и атомная масса. Важные условия усиления интенсивности обмена – высокая концентрация вытесняющего катиона и увеличение pH [22]. Соединения, активно аккумулирующие ТМ, – оксиды и гидрооксиды Fe и Mn, органические соединения, фосфаты. Эти вещества присутствуют как в водной массе, так и в ДО Волги и ее водохранилищ. Как правило, источники ТМ – взвешенные вещества, смываемые с водосбора реки, сточные воды промышленных и сельскохозяйственных предприятий. ТМ накапливаются в техногенной взвеси, в которой они находятся преимущественно в геохимически подвижных сорбционно-карбонатных, органических и гидрооксидных формах, позволяющих им участвовать в процессах миграции. Техногенная миграция ТМ обеспечивается в результате их перехода во взвесь или растворимое состояние, чему способствует образование ими различных хелатных соединений [18].

В представленной работе собран и проанализирован материал полевых наблюдений за состоянием ДО, полученный в ходе совместных экспедиционных исследований сотрудниками кафедры физической географии и экологии Тверского госуниверситета и ИВП РАН, НИС г. Конаково. В ходе полевых исследований изучались пробы грунта в речных и озерно-речных условиях [19, 29]. В общей сложности сделано свыше 200 полевых описаний колонок грунта.

Геохимическая оценка проводилась на основе сравнения полученных данных с кларками и фоновыми показателями химических элементов в природных средах. В качестве эталона для сравнения в настоящей работе использованы данные ИВП РАН по фоновым концентрациям ТМ в ДО водоемов Верхней Волги [4, 20]. Анализ качества грунтового комплекса региона свидетельствует о том, что фоновые содержания ТМ в ДО Волги несколько выше кларков подзолистых почв и близки к фоновым концентрациям микроэлементов в почвах на водосборе. Полевые исследования отчетливо показывают тенденцию накопления ТМ в ДО. При этом по абсолютной величине наиболее велико содержание Mn (в среднем >1700 мг/кг). Высокой степенью накопления (>50 мг/кг) характеризуются Zn, V, Cr. Средние содержания (10–50 мг/кг) в ДО у Cu, Pb, Ni, Co; низкие (1–10 мг/кг) – у Mo; в минимальном количестве (<1 мг/кг) накапливается Cd. На участке Волги выше Твери содержание металлов в ДО сегодня близко к фоновым показателям, что связано с высокой степенью промывания, проточности, с окислительным режимом водной массы и преобладанием в грунтах крупных частиц, слабо удерживающих металлы.

Ниже Твери на Волжском плесе Иваньковского водохранилища картина меняется. Концентрации ТМ в ДО не только превышает фоновые, но и в большинстве случаев выше, чем в среднем по водохранилищу. Волга ниже Твери испытывает значительное техногенное воздействие. В итоге в ДО Иваньковского водохранилища средние концентрации металлов наивысшие по Zn (234), Ni (23.8), Cu (39.7), Cr (64.8), V (142 мг/кг). В Шошинском плесе водохранилища, находящемся под меньшим техногенным прессом, концентрации металлов существенно ниже (Cd – 0.124, Pb – 16.5, Zn – 15.1 Co – 10.1, Ni – 9.3, Mo – 1.26, Cr – 33 мг/кг), и только содержание Cr и V слабо превышает средние показатели. На приплотинном участке Волги в районе г. Дубны (верхний бьеф) отмечено максимальное накопление ТМ в ДО (Cd – 0.19, Pb – 26, Zn – 203, Co – 14.8, Ni – 26.7, Mo – 1.65, Cu – 69, Cr – 72, Mn – 1857 мг/кг). Сопоставление концентраций ТМ в ДО прибрежных литоральных участков вниз по течению Волги позволяет оценить изменение содержания этих металлов по водохранилищу. При этом особо выделяются максимумы (аномалии) накопления ТМ в ДО в районах городов Твери и Конаково.

В глубоководных местах реки Волги от г. Твери до Иваньковской плотины обнаружены более высокие концентрации ТМ в ДО по сравнению с литоральными комплексами. Вероятно, это обусловлено различными процессами формирования грунтов и особенностями их механического состава. Глубоководные отложения обычно более тяжелые, чем открытые литоральные. Это под-

Таблица 2. Ряды накопления ТМ в водных растениях

Уровни содержания ТМ	Ряды накопления ТМ, мг/кг
Сильное зарастание воздушно-водной растительностью	Mn > Zn > Co > Ni > Pb > Cr > Cu > Cd 23.6 14.6 5.8 3.48 2.8 2.8 2.6 0.16
Умеренное зарастание плавающей и погруженной растительностью	Mn > Zn > Ni > Co > Pb > Cu > Cr > Cd 56 34 5.7 5.6 4.1 2.75 2.4 0.15
Слабое зарастание погруженной растительностью	Mn > Zn > Co > Ni > Cu > Pb > Cr > Cd 36 29.7 4.3 3.8 3.7 2.9 2.6 0.12
Среднее содержание для умеренного и слабого зарастания (растения)	Mn > Zn > Co > Ni > Pb > Cu > Cr > Cd 46 31.8 4.95 4.75 3.5 3.2 2.5 0.135
Среднее содержание для залива (ДО)	Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Ni > Co > Cd 1200 170 57 50–73 22–31 19 12 0.18

тверждается и авторами, исследовавшими состав ДО, придонных и поверхностных вод в сочетании с анализом содержания ТМ в наземной прибрежной растительности. Установлены участки с максимальной концентрацией ТМ в прибрежной растительности в районе Мелково, а также в створах Низовка–Шоша Волжского плеса, у баз МОЛГМИ и Плоски, расположенных рядом в Иваньковском плесе [13, 14].

Дополнительно можно констатировать, что водный поток реки в центральной части водохранилища направлен в сторону больших глубин и это обеспечивает транспортировку основной массы загрязненных вод, взвесей и микроэлементов. Тонкодисперсные фракции на глубоководных участках поглощают и удерживают значительное количество ТМ. Условия, благоприятные для осаждения взвесей и заиления дна, обеспечивают высокую степень аккумуляции всех металлов. В грунтах этих участков в 1.5 раза больше Cd, Pb, Co, Mo, Cr и V, а также в 2–4 раза больше Zn, Ni и Cu, чем на Верхней Волге. Наименьшей аккумулятивной способностью обладают открытые эрозионные мелководья. Они обеднены микроэлементами (среднее содержание в ДО: Cd – 0.125, Pb – 14.4, Zn – 46.5, Co – 9.0, Ni – 7.1, Mo – 0.85, Cu – 17.0, Cr – 24.0, V – 60, Mn – 607 мг/кг), что связано с высокой гидродинамической активностью водной массы, вымыванием тонкодисперсных частиц, преобладанием песчаных фракций и окислительной геохимической обстановкой в грунтовом комплексе.

По данным [21], наибольший интерес представляют подвижные формы ДО как наиболее биодоступные. Mn, Ba и Cd в ДО преобладают в карбонатной форме, Cu и Ni связаны с органическим веществом, а Zn, Pb и Co на половину связаны с гидроксидами Fe и Mn.

В грунтах биогенно-аккумулятивных комплексов концентрации большинства металлов выше, чем в среднем для Иваньковского водохранилища, и существенно больше по сравнению с эрозионными мелководьями (Co в 1.3 раза; Pb и Cd в 1.5; Mo, Cr и V в 2; Ni и Cu в 2.5–3 раза). Оценка уровня загрязнения ДО Иваньковского водохранилища проводилась на основе сравнения содержания ТМ в ДО с их фоновыми содержаниями в ДО Верхней Волги. Наиболее значительно превышение над естественным фоном по Zn (K = 4), Mn (K = 2.5), Cr (K = 1.9), Cd и Co (K = = 1.82), Ni (K = 1.77), V (K = 1.6). Загрязнение ДО по Cu (K = 1.1) и Pb (1.04) может оцениваться как слабое. В табл. 2 представлены ряды накопления ТМ в растительности р. Волги.

Наиболее высокие показатели накопления металлов в растительности аквальных комплексов разной степени зарастания на защищенных участках наблюдаются в местах сброса сточных вод. Так, в районе заливов Городня, Мошковичский, Федоровский, Видогощи максимальные показатели содержания Mn достигают 42–84 мкг/г (в 1.5–2 раза выше среднего), Zn – 29–46 (в 1.5–2), Ni – 4.8–7.9 (в 1.5–2), Cr – 5–5.9 (в 1–2), Pb – 4.5–5.2 (в 1.1–1.2), Co – 3.9–5.2 (в 1.2–1.5), Cd – 0.15–0.17 мг/кг (в 1–1.1 раза). ДО Верхней Волги разного происхождения по-разному концентрируют металлы. ТМ обладают, как известно, кумулятивной способностью и могут оказывать синергетическое воздействие на живые организмы. В этой связи вызывает интерес суммарный показатель загрязнения (СПЗ), определяемый как сумма превышений концентраций химических элементов над природным фоном. По значениям СПЗ выделяют пять уровней загрязнения: 1 – <16 (низкий), 2 – 16–32 (средний), 3 – 32–48 (высокий), 4 – 48–64 (очень высокий), 5 – 54–80 (чрезвычайно высокий).

Средний СПЗ для ДО Волги (ниже г. Твери), рассчитанный по десяти элементам – Σ_{10} = 18.01. Таким образом, ДО на участке от Твери до плотины относятся преимущественно к средне загрязненным, а ДО Шошинского плеса – к слабо загрязненым. Относительно большие величины СПЗ отмечены в заливах, находящихся под ак-

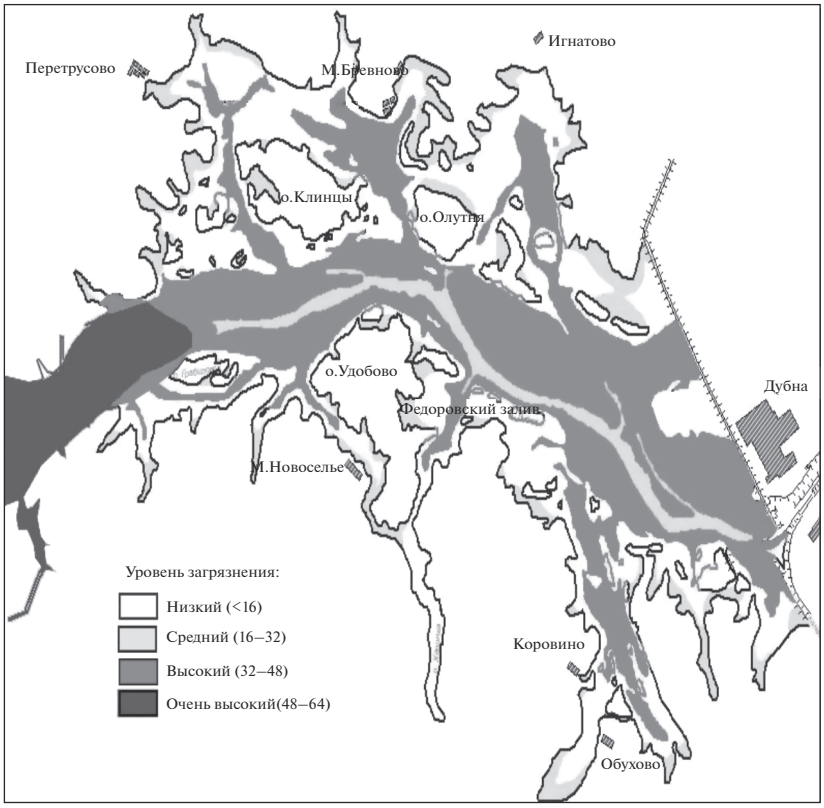


Рис. 1. Картосхема территории распределения ТМ в ДО Иваньковского плеса.

тивным антропогенным прессом (Σ_{10} = 24.7 – среднее загрязнение), и на пелагиально-профундальных долинных террасах (Σ_{10} = 35.0 – высокое загрязнение). Несколько меньше СПЗ в русловых и литоральных защищенных заливах (Σ_{10} составляет 18.3–18.7 – среднее загрязнение), в условиях развития водной растительности преобладает слабое загрязнение грунтов (Σ_{10} – 15.3–16.6). Минимальный уровень загрязнения по СПЗ характерен для грунтов открытых мелководий (Σ_{10} = 10.2). Наиболее опасные аномалии техногенного загрязнения – на пелагиальных террасных участках (Σ_{10} = 56.7 – очень высокое загрязнение) и защищенной литорали (Σ_{10} = 22.4 – средний уровень загрязнения) приплотинного плеса (рис. 1). Аномалии в ДО полиэлементарны. В них доминируют халькофильные элементы (Zn и Cu). Значение суммарного показателя концентрации ТМ в ДО реки меняется от 5 до 56, т.е. уровень загрязнения – от низкого до очень высокого. Ниже по течению Волги с удалением от источников воздействия интенсивность загрязнения снижается, хотя и остается значительной. Следует отметить, что полученные СПЗ в несколько раз меньше соответствующих величин для водоемов Московской области. Наиболее сильные аккумуляторы ТМ – пелагиально-профундальные и защищенные биогенные комплексы. Экологическая обстановка в этих аквальных комплексах неблагополучна, в них идет активное накопление Zn, Cu, Cd и Cr. Накопление и распределение металлов связаны с их миграционной способностью, во многом определяемой окислительно-восстановительным режимом и реакцией среды. Окислительный режим, кислая реакция среды способствуют миграции катионогенных элементов (Mn, Zn, Pb, Cd, Ni, Co) в условиях открытых эрозионных аквальных комплексов Волги. Восстановительная среда и слабощелочной режим пелагиально-профундальных и биогенных литоральных комплексов обеспечивают закрепление в ДО катиогенных элементов, образуя в ряде случаев аномальные зоны. На защищенных мелководных участках и в условиях профундали за счет роста содержания гумуса, подщелачивания среды в зоне погруженных растений в верхних горизонтах ДО накапливаются преимущественно катионы Zn, Cu, Co, Pb, Cd, Mo, Mn), а растворимые анионы переходят в раствор в восстановительной щелочной среде и мигрируют в потоке воды.

ВЫВОДЫ

Химический состав речной воды на Верхней Волге формируется в основном под действием

природных факторов, однако нарастание антропогенного пресса на реку и интенсификация процессов растворения минералов почвы в связи с повышением температуры на планете приводят к увеличению содержания таких основных ионов, как SO_4^{2-} и Cl^-. Кроме того, отмечается увеличение содержания ТМ в воде и ДО.

Сопоставление концентраций ТМ в прибрежных литоральных ДО вниз по течению Волги позволяет оценить изменение содержания этих металлов на разных участках водохранилища. При этом особо выделяются максимумы (аномалии) накопления ТМ в ДО в районах городов Твери и Конаково.

Максимальное накопление ТМ отмечено на приплотинном участке у г. Дубны. Такое явление связано не только со значительным объемом сточных вод в этом районе, но и с большими глубинами, замедлением скорости течения, которые и определяют высокую седиментационную активность взвешенного материала. Рассчитанный авторами статьи суммарный показатель загрязнения показывает средний уровень загрязнения ДО Волги. Ареалы наиболее опасного техногенного загрязнения ДО выявлены в заливах, находящихся в условиях антропогенного пресса, и на глубоководных участках приплотинного плеса.

Полученные авторами статьи результаты ретроспективного анализа воды и ДО Верхней Волги хорошо сочетаются с данными, полученными учеными ИВП РАН при участии специалистов Института глобального климата и экологии РАН [1]. Установлено, что Верхняя Волга и малые реки ее бассейна служат индикаторами экологического благополучия водосборной территории Иваньковского водохранилища. Региональная особенность вод Верхневолжья – высокое содержание общего железа, а формирование качества воды в бассейне происходит под влиянием как природных, так и антропогенных факторов, к которым относятся недостаточно очищенные сточные воды промышленных, сельских и коммунальных хозяйств.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов В.А., Ахметьева Н.П., Бреховских В.Ф. и др.* Иваньковское водохранилище: Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. 344 с.
2. *Алекин О.А.* К вопросу о химической классификации природных вод // Вопр. Гидрохимии. Тр. НИУ ГУГМС. 1948. Сер. 4. Вып. 32. С. 25–39.
3. *Биденко С.И., Сердитова Н.Е., Травин С.В., Михайлов Н.Б., Хренов М.М.* Информационное пространство управления региональной эколого-экономической активностью // Уч. зап. РГГМУ. 2015. № 41. С. 212–219.
4. *Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Кочарян А.Г.* Тяжелые металлы в донных отложениях и высшей водной растительности Иваньковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2001. Т. 28. № 4. С. 441–447.
5. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03 (с изменениями на 13 июля 2017 года). Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ Минздрава России, 2017.
6. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. 291с.
7. *Голотин И.М.* Водообработка в котельных установках малой мощности. М.: Росгизместпром, 1954. 127 с.
8. ГОСТ 3161-2012 “Вода. Общие требования к отбору проб ”. М.: Стандартинформ, 2013. 32 с.
9. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды в Тверской области в 2017 и 2018 гг. // Тверь: Мин-во природ. ресурсов и экологии Тверской обл., 2019. 176 с.
10. *Григорьева И.Л.* О возможности использования метода ретроспективного анализа для прогноза качества воды водохранилищ // Научное обеспечение реализации “Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года. 2015. С. 273–277.
11. *Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б.* Сравнительная гидрохимическая оценка современного состояния некоторых водных объектов верхней Волги // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 3. С. 269–283.
12. *Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Чекмарева Е.А.* Трансформация качества воды Иваньковского водохранилища и его малых притоков за многолетний период под воздействием природных и антропогенных факторов // Вопр. географии. 2018. № 145. С. 337–346.
13. *Гришанцева Е.С., Сафонова Н.С.* Эколого-геохимическая оценка состояния волжского источника водоснабжения г. Москвы // Вод. ресурсы. 2012. Т. 39. № 3. С. 304–322.
14. *Гришанцева Е.С., Сафонова Н.С., Кирпичникова Н.В., Федорова Л.П.* Распределение микроэлементов в высшей водной растительности Иваньковского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2010. № 3. С. 223–231.
15. *Дебольский В.К., Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б.* Изменение химического состава воды в Волге от истока к устью в летнюю межень 2009 года // Охрана окружающей среды и природопользование. 2011. № 3. С. 68–73.
16. *Джамалов Р.Г., Мироненко А.А., Мягкова К.Г., Решетняк О.С., Сафронова Т.И.* Пространственно-временно́й анализ гидрохимического состава и загрязнения вод в бассейне Северной Двины // Вод. ресурсы. 2019. Т. 46. № 2. С. 149–160.
17. *Законнов В.В., Григорьева И.Л., Законнова А.В.* Пространственно-временна́я трансформация грунтового комплекса водохранилищ Волги. Сообщение 5.

Донные отложения и качество воды Иваньковского водохранилища // Вод. хоз-во России. 2018. № 3. С. 35–48.

18. *Касимов Н.С.* Эколого-геохимическая оценка состояния городов // Экогеохимия городских ландшафтов. М.: Наука, 1995. С. 20–37.
19. *Ланцова И.В., Григорьева И. Л., Тихомиров О.А.* Геологические проблемы рекреационного использования Иваньковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2005. Т. 32. № 1. С. 115–122.
20. *Левченко Л.П.* Геолого-экологические исследования и картографирование территории Тверской области в масштабе 1 : 500000 // Эколого-медицинские аспекты состояния здоровья и среды обитания населения Тверской области и г. Твери. Тверь, 1999.
21. *Липатникова О.А., Гричук Д.В., Григорьева И.Л., Хасанова А.И., Шестакова Т.В., Бычков А.Ю., Ильина С.М., Пухов В.В.* Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях Иваньковского водохранилища // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2014. № 1. С. 37–48.
22. *Манихин В.И., Никаноров А.М.* Растворенные и подвижные формы тяжелых металлов в донных отложениях пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеоиздат, 2001. 182 с.
23. *Моисеенко Т.И.* Оценка качества вод и здоровья экосистем с позиций экологической парадигмы // Вод. хоз-во России. 2017. № 3. С. 104–124.
24. *Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Шарова Ю.Н., Покоева А.Г.* Экотоксикологическая оценка последствий загрязнения вод р. Волги // Вод. ресурсы. 2005. Т. 32. № 4. С 410–424.
25. *Моисеенко Т.И., Дину М.И., Гашкина Н.А., Кремлева Т.А.* Формы нахождения металлов в природных водах в зависимости от их химического состава // Вод. ресурсы. 2013. Т. 40. № 4. С. 375–385.
26. *Павлов В.Е., Сороковикова Л.М., Томберг И.В., Хвостов И.В.* Пятидесятилетние изменения в ионном составе вод малых притоков Южного Байкала // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 5. С. 541–543.
27. *Строганов Н.С., Бузинова Н.С.* Практическое руководство по гидрохимии. М.: МГУ, 1980. 196 с.
28. *Тихомиров О.А.* Аквальные комплексы как объект геоэкологического исследования. Тверь: Изд-во ТвГУ, 2003. 106 с.
29. *Тихомиров О.А.* Формирование, динамика и экологическое состояние аквальных комплексов равнинных водохранилищ. Дис. ... докт. геогр. наук. М.: МГУ, 2012. 304 с.
30. *Толкачев Г.Ю.* Влияние водосборной территории на миграцию и трансформацию тяжелых металлов в донных отложениях (на примере верхней Волги и Иваньковского водохранилища) // Мелиорация и вод. хоз-во. 2011. № 3. С. 23–26.
31. *Янин Е.П.* Полихлорированные бифенилы в окружающей среде. М.: Диалог-МГУ, 1997. 35 с.
32. *Hussain S., Naeem M., Chaudhry M.* Estimation of residual antibiotics in soil and underground water of areas affected by pharmaceutical wastewater in Lahor // J. Water Chem. Technol. 2017. V. 39. № 1. P. 56–60.
33. Upper Volga Expedition 2005 – Technical Report // Proc. Freshwater Res. Innsbruck: DAV, 2006. V. 1. 140 p.

EDN: FBCCXA
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 333–340

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.555.6:581.132

ОСАДОЧНЫЕ ПИГМЕНТЫ КАК ПОКАЗАТЕЛИ ПРОДУКТИВНОСТИ МЕЛКОВОДНОГО КОСТРОМСКОГО РАСШИРЕНИЯ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА[1]

© 2022 г. Н. А. Тимофеева[a], *, Л. Е. Сигарева[a], В. В. Законнов[a]
[a] *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, пос. Борок Ярославской обл., 152742 Россия*
**e-mail: timof@ibiw.ru*

Поступила в редакцию 29.04.2021 г.
После доработки 21.10.2021 г.
Принята к публикации 18.11.2021 г.

Представлены первые данные по содержанию растительных пигментов в верхнем слое донных отложений крупного мелководного, умеренно заросшего макрофитами (21.5%) Костромского расширения Горьковского водохранилища, полученные в период с 2009 по 2020 г. Отмечено высокое содержание продуктов деградации хлорофилла *a* – феопигментов (91 ± 3%). Пространственное распределение пигментов характеризуется умеренной степенью изменчивости (C_v < 70%) и обусловлено особенностями структуры грунтового комплекса. При содержании органического вещества (0.9–65.1%), характерном для донных отложений верхневолжских водохранилищ, преобладают низкие удельные концентрации хлорофилла *a* в сумме с феопигментами (0.1–0.3 мг/г органического вещества). В донных биотопах Костромского расширения трофические условия по содержанию осадочных пигментов (0.7–51.9 мкг/г сухого грунта) варьируют от олиготрофных до мезотрофных. Средневзвешенная концентрация осадочного хлорофилла *a* в сумме с феопигментами, рассчитанная с учетом площадей донных отложений разного типа, в Костромском расширении составила 10.2 ± 3.9 мкг/г сухого грунта. Костромское расширение характеризуется наименьшим содержанием осадочных пигментов в органическом веществе (0.19 ± 0.05 мг/г) и высокими значениями показателей деградации хлорофилла *a* по сравнению с мелководными участками водоемов бассейна Верхней Волги (Иваньковского и Рыбинского водохранилищ, озер Плещеево и Неро).

Ключевые слова: хлорофилл, феопигменты, органическое вещество, донные отложения, Костромское расширение, Горьковское водохранилище.

DOI: 10.31857/S032105962203018X

ВВЕДЕНИЕ

Изучение закономерностей первичного продуцирования органического вещества (ОВ), степени его потребления в трофической сети и накопления в донных отложениях (ДО) в разнотипных водоемах – важнейшая проблема гидроэкологии [1, 4]. Среди продукционных показателей особое значение имеют растительные пигменты в ДО. Осадочные пигменты применяются с середины XX в. для восстановления исторических изменений продукционных характеристик, а также для изучения современного трофического состояния водных экосистем [17, 23, 30–32]. Концентрации хлорофилла *a* (Хл *a*) и продуктов его деградации – феопигментов (Ф) – в ДО зависят от новообразования и утилизации ОВ и коррелируют с показателями развития фитопланктона, мейо- и макрозообентоса [22, 23, 27]. Пространственное распределение осадочных пигментов отражает экологическую зональность водоемов [17, 33, 35]. Особенности накопления осадочных пигментов на разнотипных мелководных участках водохранилищ изучены недостаточно, несмотря на то, что мелководные экосистемы наиболее подвержены воздействию климатических факторов [24, 29]. Особый интерес вызывают крупные мелководные заливы водохранилищ, характеризующиеся разнообразием растительных сообществ (фитопланктон, микрофитобентос, фитоперифитон, макрофиты) и играющие значительную роль в воспроизводстве фитофильных рыб [6, 16]. Цель работы – изучить распределение осадочного Хл *a* и его дериватов в зависимости от содержания ОВ, гранулометрических и водно-физических показателей ДО и оценить трофическое состояние Костромского расширения – крупного мелководного залива Горьковского водохранилища.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Костромское расширение (площадь – 286 км^2, объем – 0.3 км^3, средняя глубина – 1.2 м, коэффи-

[1] Работа выполнена в рамках Государственного задания (государственная регистрация 121051100099-5, 121051100104-6).

циент водообмена – 7.7 год$^{-1}$) сообщается с речным участком Горьковского водохранилища [36]. Водоем образован в 1956–1957 гг. в Костромской низине в результате перекрытия плотиной русла р. Костромы, которая изменила направление течения через Южный канал в р. Волгу. Затопленная территория состоит из многочисленных притоков и пойменных озер [12]. Экосистема залива реагирует на колебания уровня воды, вызванные функционированием Рыбинской ГЭС. Водоем имеет рыбохозяйственное значение как ценный участок нереста и нагула фитофильных рыб, их промышленного и любительского вылова [16]. На западных берегах расположен федеральный заказник зоологического профиля "Ярославский". Уровень воды в навигационный период относительно постоянный. Во время предполоводной сработки часть акватории залива осушается [16, 36]. Средняя толщина ДО составляет 9.8 см, среднегодовое осадконакопление – 1.8 мм/год, илонакопление – 3.9 мм/год [7].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

ДО отбирали в основной части акватории (ст. 1–28) в июле 2009 г. (рис. 1). В другие годы (2015–2020 гг., август) материал собирали на входе в расширение из речной части Горьковского водохранилища – на Южном канале (ст. 29, 30). Сеть станций охватывала биотопы затопленных пойм, бывших русел рек и котловин озер. Глубина на 15 станциях менялась в интервале 1.5–3 м, на 11 станциях – 4–7 м, по бывшему руслу р. Костромы (ст. 24, 25), в котловине бывшего оз. Великого (ст. 14) и ст. 30 – в интервале 8–13 м. Пробы ДО отбирали модифицированным дночерпателем Экмана–Берджа ("ДАК-250", Россия) из верхнего слоя 5 см. Концентрации Хл *a* и Ф определяли спектрофотометрическим методом в 90%-м ацетоновом экстракте и рассчитывали по уравнениям в [28] на 1 г ОВ (мг/г ОВ), на 1 г сухого грунта (мкг/г) и на 1 м^2 сырого грунта толщиной 1 мм (мг/(м^2 мм)). Соотношение каротиноидов и Хл *a* оценивали по пигментным индексам E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$ [17], содержание ОВ, гранулометрический состав и водно-физические свойства ДО (воздушно-сухая объемная масса, естественная влажность) определяли по [3, 34]. Среднюю придонную скорость течения рассчитывали исходя из среднего диаметра частиц ДО [7]. Для определения трофии использовали концентрацию Хл *a* + Ф в ДО согласно [32]: олиготрофная категория <13, мезотрофная 13–60, эвтрофная 60–120, гипертрофная >120 мкг/г сухого грунта.

Статистический анализ данных выполнен с помощью пакетов программ MS Excel и Statistica 8.0. Изменчивость показателей оценивали по коэффициенту вариации C_v, количественные связи между характеристиками – по коэффициентам парной корреляции Пирсона ($P < 0.05$), достоверность различий средних – по *t*-критерию Стьюдента ($P < 0.05$), весь массив данных по разным показателям анализировали методом главных компонент.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Характеристика ДО Костромского расширения

Сложный рельеф дна, различия участков акватории по степени зарастания и ветровому волнению обусловливают мозаичное распределение основных типов ДО. В прибрежье отложения из отмерших макрофитов чередуются с трансформированными почвами и песчаными наносами. В зонах с малыми глубинами и в местах выхода грунтовых вод по бывшему руслу р. Костромы залегают песок и илистый песок. В понижениях рельефа дна, приуроченных к затопленным руслам малых рек и пойменным озерам, распространены песчанистые и серые глинистые илы. Заболоченность территории обусловливает наличие в грунтовом комплексе торфянистого ила. По данным 2009 г., размытые и заболоченные почвы составили 26.5, песчаные наносы – 38.5, илы – 26, отложения из макрофитов – 9% площади ложа залива (табл. 1).

Средний диаметр частиц ДО менялся в пределах 0.06–0.70 мм. В песчаных наносах и торфянистом иле преобладали частицы >0.1 мм, в размытой почве и сером глинистом иле – частицы пелитовой и алевритовой фракций (табл. 2). Средняя придонная скорость течения на большинстве станций составляла 0.09–0.14 м/с, на глубоких участках по бывшему руслу р. Костромы – 0.56 (ст. 25) и 0.94 м/с (ст. 24). Содержание ОВ варьировало от 0.9% в песке до 65.1% в торфянистом иле, наиболее часто встречались концентрации 5–15% (рис. 2).

Состояние пигментного фонда ДО

В ДО Костромского расширения преобладали продукты деградации растительных пигментов. Относительное содержание Ф (от суммы Хл *a* + Ф) составляло 31–100% и наиболее часто изменялось в узком диапазоне – 84–100% (среднее 91 ± 3%, C_v = 25%). Доли Ф достоверно не различались на станциях с глубинами <3 (90 ± 5%) и 4–13 м (92 ± ± 4%). В ДО величины пигментных индексов, указывающих на соотношение каротиноидов и Хл *a*, как правило, были существенно больше характерных для планктонных водорослей и высших растений (0.8–1.0). В большинстве типов ДО средние значения E_{480}/E_{665} составляли от 3.5 до 4.5, $E_{480}/1.7E_{665к}$ – от 2.1 до 2.7 (табл. 2).

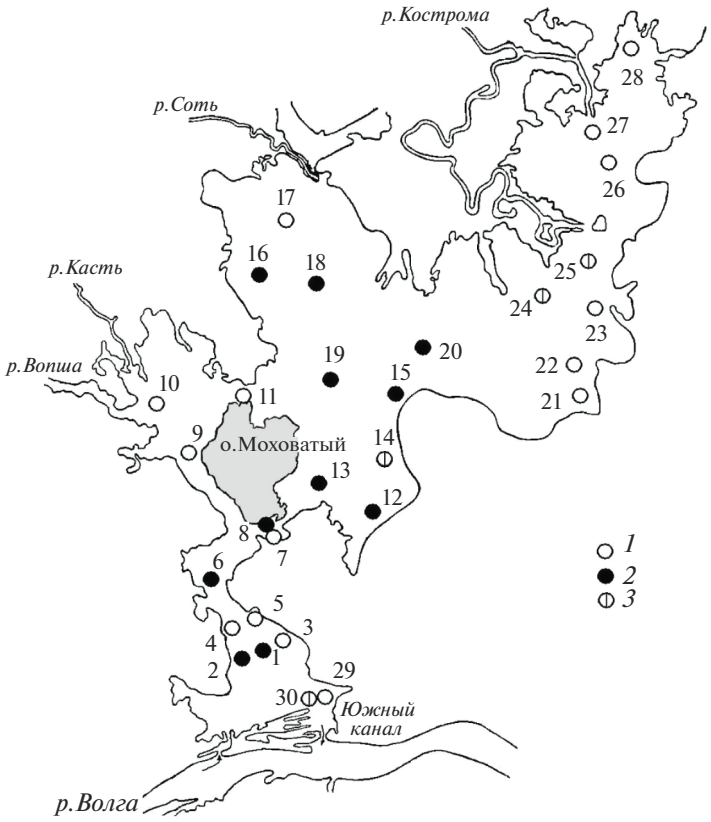


Рис. 1. Картосхема станций в Костромском расширении Горьковского водохранилища. *1*, *2*, *3* – станции с глубинами 1.5–3, 4–7 и 8–13 м соответственно.

Распределение растительных пигментов в ДО залива

Содержание Хл *a* + Ф на станциях варьировало в сравнительно небольших пределах (C_v < 70%) (рис. 2). Согласно результатам исследований, по всей акватории расширения малые концентрации Хл *a* + Ф в расчете на сухой грунт (0.7–5.8 мкг/г) отмечались в размытой почве, песке и илистом песке на узких участках Костромского расширения – на Южном канале и у крупного о. Моховатого (ст. 3, 4, 6), а также в песчаных наносах в бывшем русле р. Костромы (ст. 24, 25). Большие концентрации Хл *a* + Ф (50.7–51.9 мкг/г сухого грунта) были приурочены к торфянистому илу в районе о. Моховатого (ст. 7) и к серому глинистому илу в мелководном, сильно заросшем макрофитами разливе по долинам малых рек Вопши и Касти (ст. 10). Рассматриваемый пока-

Таблица 1. Структура грунтового комплекса Костромского расширения по результатам съемок 1999 и 2009 гг. (*S* – площадь; для ОВ приводится средняя концентрация, в скобках – пределы изменений)

Тип грунта, ДО	1999 г.		2009 г.		ОВ, %
	S, км^2	*S*, %	*S*, км^2	*S*, %	
Почвы заболоченные	21.0	7.3	27.0	9.4	23.0 (20–30)
Почвы размытые	50.0	17.5	49.0	17.1	11.0 (9–15)
Песок	65.0	22.8	62.0	21.7	0.7 (0.5–1.2)
Илистый песок	45.5	15.9	48.0	16.8	1.7 (1.2–2.7)
Песчанистый ил	42.0	14.7	40.0	14.0	4.4 (4.0–5.7)
Серый глинистый ил	30.5	10.7	28.6	10.0	9.0 (7.9–12.1)
Торфянистый ил	5.0	1.7	5.7	2.0	75.0 (65–85)
Отложения из макрофитов	27.0	9.4	25.7	9.0	71.0 (65–80)

Таблица 2. Концентрации ОВ и растительных пигментов, гранулометрические и водно-физические характеристики верхнего (5 см) слоя ДО Костромского расширения

Показатель	Почва	Песок	Илистый песок	Песчанистый ил	Глинистый ил	Торфянистый ил
ОВ, %	10.1 ± 0.9	0.9	1.8 ± 0.6	4.4 ± 0.7	12.0 ± 0.8	65.1
Хл *a* + Ф, мкг/г сухого грунта	13.7 ± 17.1	0.7	4.8 ± 1.0	10.0 ± 2.8	27.4 ± 2.9	51.9
Хл *a* + Ф, мг/г ОВ	0.13 ± 0.16	0.09	0.34 ± 0.18	0.22 ± 0.03	0.23 ± 0.02	0.08
Хл *a* + Ф, мг/(м^2 мм)	8.4 ± 9.6	1.2	6.3 ± 1.1	10.5 ± 2.2	13.5 ± 1.0	11.1
Ф, %	99 ± 1	84	74 ± 26	94 ± 4	93 ± 3	97
E_{480}/E_{665}	3.48 ± 0.30	3.54	3.81 ± 0.80	4.48 ± 0.49	3.67 ± 0.17	0.78
$E_{480}/(1.7E_{665к})$	2.06 ± 0.16	2.31	2.53 ± 0.21	2.74 ± 0.27	2.26 ± 0.12	0.47
Фракция < 0.1 мм, %	65.3 ± 4.3	2.2	32.3 ± 10.4	76.5 ± 11.9	83.9 ± 3.2	27.8
Средний диаметр, мм	0.17 ± 0.06	0.70	0.27 ± 0.17	0.12 ± 0.03	0.09 ± 0.01	0.45
Влажность грунта, %	48.3 ± 12.4	20.4	27.5 ± 2.9	36.3 ± 3.8	60.4 ± 1.9	81.1
Объемная масса воздушно-сухая, г/см^3	0.75 ± 0.23	1.70	1.26 ± 1.04	0.93 ± 0.16	0.52 ± 0.05	0.22

затель тесно коррелировал с концентрацией Хл *a* + Ф в расчете на 1 м^2, изменявшейся от 1.2 до 22.1 мг/(м^2 мм) ($r = 0.82$). Заслуживают внимания следующие особенности распределения Хл *a* + Ф в расчете на 1 г ОВ: крайне малые концентрации в размытой почве (0.02 мг/г ОВ, ст. 4) и торфянистом иле (0.08 мг/г ОВ, ст. 7); максимум (0.62 мг/г ОВ, ст. 3) в пробах илистого песка с небольшим вкладом продуктов деградации Хл *a*; преобладание величин в интервале 0.1–0.3 мг/г ОВ (рис. 2). Концентрации ОВ и Хл *a* + Ф в ДО на станциях на Южном канале сопоставимы с таковыми для основной акватории. В песчанистых илах (ст. 29) содержание ОВ варьировало в пределах 3.5–36.6%, концентрация Хл *a* + Ф – от 0.08 до 0.70 мг/г ОВ, или 11.8–29.3 мг/(м^2 мм).

Корреляционный анализ выявил довольно тесные связи концентрации Хл *a* + Ф (мкг/г сухого грунта) с содержанием ОВ ($r = 0.65$), влажностью ($r = 0.87$), воздушно-сухой объемной массой ($r = -0.82$) и процентной долей частиц ДО <0.05 мм ($r = 0.67$). Связь концентрации осадочных пигментов с глубиной станции не прослеживалась. Содержание Хл *a* + Ф (мг/(м^2 мм)) отрицательно коррелировало со скоростью течения ($r = -0.48$), а Хл *a* + Ф (мг/г ОВ) – с процентной долей Ф ($r = -0.48$).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Продуктивность – динамичная характеристика, которая зависит от структуры и функционирования биологических сообществ и отражает трофическое состояние водных экосистем [1, 4, 15, 24]. Продукционные свойства пелагиали и бентали не всегда совпадают [17]. Взаимодействие верхнего и нижнего ярусов наиболее сильно выражено в мелководных экосистемах.

Изучение структуры и функционирования мелководного Костромского расширения затруднено вследствие больших размеров акватории. Основные гидробиологические работы были выполнены до середины 1990-х гг. [11, 14, 16, 20, 21]. В последующий период исследования были немногочисленны [5, 19]. Разрозненные данные по первичным продуцентам показали, что трофическое состояние Костромского расширения варьирует от олиготрофного до эвтрофного. Так, планктонные водоросли характеризовались невысоким уровнем развития: биомасса фитопланктона весной достигала 0.76, летом – 1.8 г/м^3 [11]. Согласно единичному наблюдению, концентрация Хл *a* фитопланктона (15 мкг/л) на входе в расширение [13] относилась к эвтрофной категории [9]. По показателям развития макрофитов отмечены признаки эвтрофирования: с 1970 по 1991 г. степень зарастания увеличилась с 4.5 до 21.5%, продукция ОВ макрофитов на единицу площади акватории – с 24 до 75 г/м^2, общие запасы ОВ макрофитов – с 6222 до 13024 т [14, 20]. Выявлены процессы заболачивания (на 2%) и уменьшения площади акватории за счет перехода прибрежных топей в закустаренный и залуженный берег [14]. В результате целенаправленного поиска в 2009 г. установлено, что заболоченные почвы составили ~27 км^2, или 9.4% площади расширения [7].

Разнообразие и продуктивность донных биотопов в Костромском расширении менялись во временно́м аспекте при трансформации структуры грунтового комплекса. В заливе с 1962 по 1999 г. сократились территории, занятые почвами, и увеличились площади песчаных наносов [7]. С 1999 по 2009 г. площади вторичных отложений основных типов и трансформированных грунтов практически не изменились (табл. 1). При этом концентрация органического углерода в ДО (5.5%), по данным авторов статьи (2009–2020 гг.), превысила концентрацию (1.8%), полученную ранее

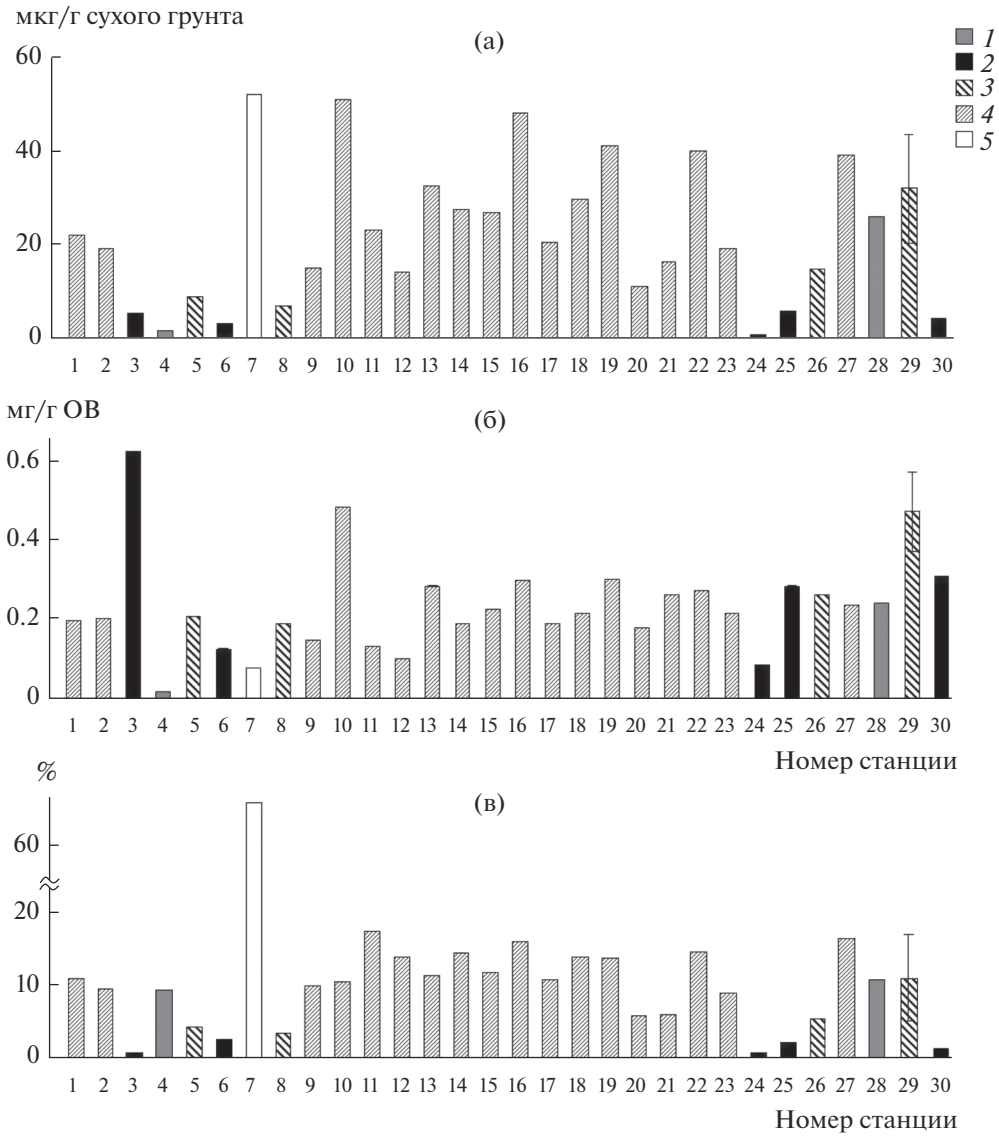


Рис. 2. Концентрации Хл *a* + Ф (а), мкг/г сухого грунта, Хл *a* + Ф (б), мг/г ОВ, и ОВ (в), % сухой массы грунта, в верхнем (5 см) слое ДО на станциях наблюдений в Костромском расширении Горьковского водохранилища. Типы ДО: *1* – размытая почва, *2* – песчаные наносы, *3* – песчанистый ил, *4* – серый глинистый ил, *5* – торфянистый ил.

(1980 г.) [8]. Современное содержание ОВ в разнотипных ДО Костромского залива (табл. 1) сходно с таковым на других участках Горьковского водохранилища и в целом Верхней Волги [18, 21].

В Костромском расширении выявлено разнообразие бентосных биотопов методом главных компонент с использованием семи показателей: содержания ОВ, концентрации Хл *a* + Ф (мкг/г сухого грунта), Хл *a* + Ф (мг/г ОВ), воздушно-сухой объемной массы, влажностии ДО, глубины, придонной скорости течения (рис. 3). Наибольший вклад в распределение станций по первой главной компоненте по оси абсцисс, описывающий 51.7% дисперсии исходных переменных, вносили содержание Хл *a* + Ф в расчете на сухой грунт, концентрация ОВ, влажность и объемная масса. Коэффициенты собственных векторов этих переменных составляли –0.89, –0.72, –0.96, 0.94 соответственно. Вторая главная компонента по оси ординат, учитывающая 23.2% вариации, определялась в основном удельным содержанием Хл *a* + Ф в ОВ, скоростью течения и глубиной с коэффициентами собственных векторов 0.69, –0.72, –0.60. На графике на рис. 3 большинство изученных участков дна (27 станций) оказались сгруппированными в один массив, характеризующийся нерезкими переходами показателей трофии ДО. Три станции, не попадающие в общую группу, характеризуются нетипичными условиями для исследуемого залива: ст. 24 – самая глубокая (13 м) на бывшем русле р. Костромы с минимальными концентрациями Хл *a* + Ф (0.7 мкг/г сухого

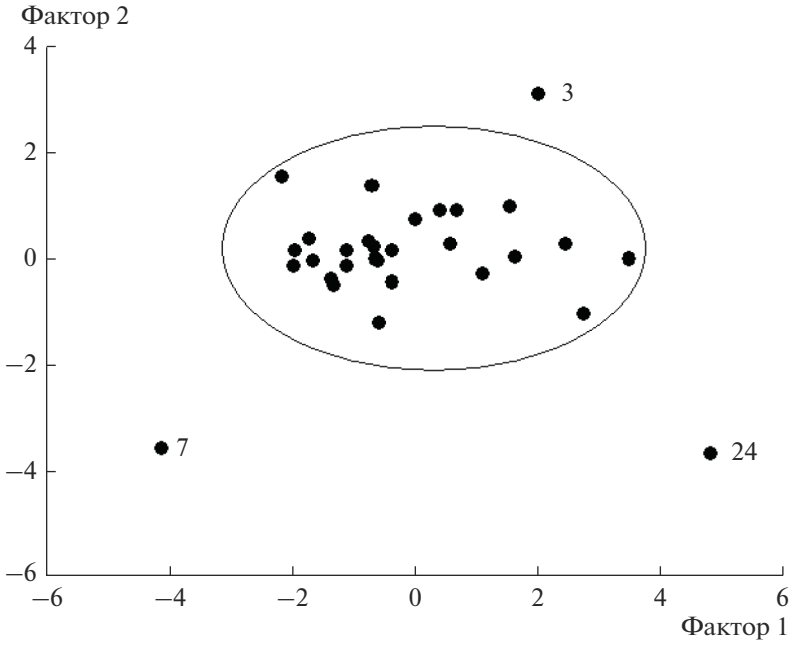


Рис. 3. Распределение станций Костромского расширения в координатах первой и второй главных компонент, обобщающих содержание осадочных пигментов и ОВ, водно-физические показатели ДО, скорость течения и глубину. Цифры – номера станций, значительно отличающихся от остальных.

грунта) и ОВ (0.9%) в песчаных отложениях; ст. 3 – мелководная зона, занятая илистым песком с максимальным удельным содержанием Хл *a* + Ф в ОВ (0.62 мг/г ОВ) при низком вкладе Ф (31%); ст. 7 – участок с торфянистым илом с концентрацией ОВ, составляющей 65.1%.

Концентрации Хл *a* + Ф в ДО Костромского расширения соответствуют олиготрофной (21% выборки) и мезотрофной (79%) категориям [32]. По среднему арифметическому значению концентрации (21.8 ± 2.8 мкг/г сухого грунта) трофические условия в донных биотопах мезотрофные. На основе данных по биомассе макрозообентоса с учетом крупных моллюсков (20.8 г/м^2) Костромское расширение относят к эвтрофной категории [19]. В то же время по средней биомассе "мягкого" макрозообентоса (~4 г/м^2 в 2013–2016 гг.) [19] этот водоем можно отнести к α-мезотрофному типу согласно [9]. Средневзвешенная концентрация Хл *a* + Ф, рассчитанная с учетом площадей грунтов разного типа (табл. 1), составила 10.2 ± 3.9 мкг/г сухого грунта, 0.19 ± 0.05 мг/г ОВ, или 7.0 ± 2.2 мг/(м^{2}мм), и характеризует трофическое состояние донной подсистемы Костромского залива как олиготрофное. Этот показатель более чем в 2 раза меньше аналогичного, рассчитанного для всей акватории Горьковского водохранилища (25.3 ± 1.5 мкг/г сухого грунта, 0.54 ± 0.06 мг/г ОВ) [18]. Причина выявленных различий – уменьшение концентраций Хл *a* + Ф в сером глинистом и песчанистом илах в Костромском расширении по сравнению с другими участками водохранилища.

Костромское расширение характеризуется наименьшим содержанием осадочных пигментов в 1 г ОВ по сравнению с мелководными участками водоемов Верхней Волги (табл. 3). При этом показатели деградации Хл *a* (относительное содержание Ф, индексы E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$) в Костромском заливе более высокие, чем в литорали оз. Плещеево, Иваньковского и Рыбинского водохранилищ. Степень разрушения пигментного комплекса в Костромском заливе сопоставима с таковой в мелководном оз. Неро (средняя глубина – 1.6 м) (табл. 3). Можно полагать, что низкое содержание осадочных пигментов в Костромском заливе в значительной степени обусловлено особенностями гидродинамики, определяющей седиментацию и трансседиментацию взвеси. Костромской залив находится в контакте с речным участком Горьковского водохранилища – нижним бьефом Рыбинской ГЭС (163 км судового хода, Южный канал – новое устье р. Костромы), который испытывает режимные суточные и недельные колебания водного стока. При расходах воды 500–3560 м^3/с средняя скорость течения на участке Ярославль–Кострома составляет 0.61–1.21 м/с, а изменения уровня достигают 1.5 м [2]. При этом колебания уровня в Костромском расширении составляют 0.5–1.5, в среднем 0.7 м. Периодически в течение суток волжские воды поступают в Костромской залив и также быстро скатываются вниз по течению, вынося минеральные и органические взвешенные вещества в основную ак-

Таблица 3. Концентрации ОВ и пигментные характеристики верхнего слоя ДО Костромского расширения и мелководий некоторых волжских водохранилищ и озер

Водоем, участок	Глубина, м	ОВ, %	Хл *a* + Ф, мг/г ОВ	Ф, %	E_{480}/E_{665}	$E_{480}/(1.7E_{665к})$
Костромское расширение, <3 м	2.5 ± 0.2	13.6 ± 4.3	0.24 ± 0.04	90 ± 5	3.34 ± 0.26	2.08 ± 0.16
Иваньковское водохранилище, литораль [33]	3.7 ± 0.7	18.5 ± 1.3	0.93 ± 0.10	74 ± 1	2.36 ± 0.22	1.63 ± 0.14
Рыбинское водохранилище, литораль [17]	1.3 ± 0.4	5.1 ± 3.4	1.50 ± 0.30	75 ± 3	1.49 ± 0.40	1.03 ± 0.29
оз. Плещеево						
литораль [17]	1.8 ± 0.1	0.9 ± 0.1	2.06 ± 0.22	32 ± 6	1.47 ± 0.07	1.22 ± 0.03
акватории [34]	1.6 ± 0.2	29.4 ± 1.4	1.09 ± 0.07	89 ± 1	3.77 ± 0.09	2.39 ± 0.05

ваторию Горьковского водохранилища. Этому благоприятствуют орографические особенности участков. В заливе коэффициент водообмена (7.7 год$^{-1}$) значительно выше, а темпы седиментации (1.8 мм/год) ниже, чем в среднем по водохранилищу (6.1 год$^{-1}$ и 2.2 мм/год соответственно) [7]. Кроме того, в Костромском расширении наблюдается ветровое перемешивание, приводящее к взмучиванию ДО на небольших глубинах. В период предполоводной сработки Горьковского водохранилища происходит осушение основной части акватории и лед ложится на грунт [16]. Весеннее наполнение приводит к размыву и перемещению вмерзших в лед частиц ДО. Водная толща залива хорошо прогревается. Все перечисленные особенности экосистемы залива способствуют интенсивной минерализации компонентов органической взвеси, в том числе растительных пигментов в воде и ДО [25, 26].

Существенная степень разрушения растительных пигментов также обусловлена интенсивным потреблением новообразованного ОВ консументами и редуцентами. Например, биомасса зоопланктона в местах, заросших высшей водной растительностью, достигает величин эвтрофной категории [9, 21]. В макрозообентосе по биомассе доминируют фитодетритофаги-фильтраторы (молодь дрейссены) [19], которые активно участвуют в минерализации ОВ. Существенную роль в деструкции ОВ играют рыбы, потребляя планктон, бентос и донный детрит. Биомасса бактериопланктона, а также доля бактерий, ассоциированных с детритными частицами, в летний период имеют в расширении бóльшие величины, чем на других участках Горьковского водохранилища [10].

На основе информации о низких концентрациях осадочных пигментов и высоких значениях показателей их деградации можно полагать, что условия мелководного залива водохранилища способствуют наиболее полной утилизации первичной продукции ОВ. При этом высокая плотность рыбного населения может быть фактором, усиливающим интенсивность деструкции новообразованного ОВ, и приводит к уменьшению содержания осадочных пигментов до олиготрофного уровня. Можно полагать, что в сложившейся ситуации развитие ихтиофауны в Костромском расширении достигло максимума и нет условий для ее дальнейшего увеличения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Получены первые данные по содержанию осадочных растительных пигментов в мелководном Костромском расширении Горьковского водохранилища. Концентрации пигментов в ДО относятся к олиготрофной и мезотрофной категориям. Концентрация Хл *a* + Ф, рассчитанная с учетом структуры грунтов (10.2 ± 3.9 мкг/г сухого грунта), характеризует трофическое состояние донной подсистемы как олиготрофное. Своеобразие Костромского расширения относительно мелководных участков водоемов бассейна Верхней Волги – низкое удельное содержание пигментов в ОВ и высокая степень деструкции пигментного фонда в нижнем ярусе экосистемы. Незначительное накопление осадочных пигментов в заливе согласуется с интенсивным потреблением новообразованного ОВ консументами и редуцентами, пониженными темпами осадконакопления и выносом органической взвеси за пределы расширения. Результаты углубляют представления о структуре и продукционных свойствах ДО и могут использоваться в мониторинге трофического состояния мелководных участков равнинных водохранилищ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
2. Атлас единой глубоководной системы Европейской части РСФСР. Река Волга от Рыбинского гидроузла до Казани. 1988. Т. 5. 94 с. http://www.rspin.com/map_atlas/a_pages.php?an=3&pg=21
3. *Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П.* Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 159 с.
4. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
5. *Воронцова Е.Л.* Зоопланктон как индикатор экологического состояния восточного участка Костромского разлива Горьковского водохранилища // Ко-

стромская земля в жизни великой России. Матер. межрегион. науч.-практ. конф. Кострома: КГУ, 2014. С. 243–244.
6. *Герасимов Ю.В., Поддубный С.А.* Роль гидрологического режима в формировании скоплений рыб на мелководьях равнинных водохранилищ. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 1999. 172 с.
7. *Законнов В.В, Костров А.В., Законнова А.В.* Пространственно-временная трансформация грунтового комплекса водохранилищ Волги. Сообщение 4. Роль берегозащиты в формировании донных отложений Горьковского водохранилища // Вод. хоз-во России. № 4. 2017. С. 60–74.
8. *Зиминова Н.А., Законнов В.В.* Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Горьковского водохранилища // Биология внутрен. вод. Информ. бюл. Л.: Наука, 1988. № 77. С. 63–66.
9. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.
10. *Копылов А.И, Косолапов Д.Б.* Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во СГУ, 2008. 377 с.
11. *Корнева Л.Г., Соловьева В.В.* Фитопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Гл. 3. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 41–65.
12. *Крайнер Н.П.* О Костромском разливе Горьковского водохранилища // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970. С. 254–272.
13. *Минеева Н.М., Макарова О.С.* Содержание хлорофилла как показатель современного (2015–2016 гг.) трофического состояния водохранилищ Волги // Биология внутрен. вод. 2018. № 3. С. 107–110.
14. *Папченков В.Г., Лисицына Л.И., Довбня И.В., Артеменко В.И.* Водная растительность Костромского расширения Горьковского водохранилища // Ботан. журн. 1994. Т. 79. № 11. С. 35–45.
15. *Перова С.Н.* Изменения структуры макрозообентоса Рыбинского водохранилища в условиях повышения температуры // Биология внутрен. вод. 2019. № 4. Вып. 2. С. 44–54.
16. *Поддубный А.Г.* Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 1971. 312 с.
17. *Сигарева Л.Е.* Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2012. 217 с.
18. *Тимофеева Н.А., Сигарева Л.Е., Законнов В.В.* Вариабельность трофии донных биотопов Горьковского водохранилища по осадочным пигментам // Вод. ресурсы. 2021. Т. 48. № 1. С. 70–79.
19. *Фролова Е.А., Баянов Н.Г., Минин А.Е., Минина Л.М.* Макрозообентос Горьковского водохранилища. Таксономическая структура и количественное развитие // Тр. Мордовского гос. природ. заповедника им. П.Г. Смидовича. 2020. Вып. 25. С. 381–392.
20. *Экзерцев В.А., Довбня И.В.* Продукция растительности Горьковского водохранилища // Биология внутрен. вод. Информ. бюл. 1974. № 24. С. 15–19.
21. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
22. *Cochrane S.K.J., Denisenko S.G., Renaud P.E., Emblow C.S., Ambrose Jr.W.G., Ellingsen I.H., Skarðhamar J.* Benthic macrofauna and productivity regimes in the Barents Sea: ecological implications in a changing Arctic // J. Sea Res. 2009. V. 61. № 4. P. 222–233.
23. *Guilizzoni P., Bonomi G., Galanti G., Ruggiu D.* Relationship between sedimentary pigments and primary production: evidence from core analyses of twelve Italian lakes // Hydrobiologia. 1983. V. 103. № 1. P. 103–106.
24. *Jeppesen E., Meerhoff M., Davidson T.A., Trolle D., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Beklioğlu M., Brucet S., Volta P., González-Bergonzoni I., Nielsen A.* Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes // J. Limnol. 2014. V. 73. № 1. P. 88–111.
25. *Leavitt P.R.* A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance // J. Paleolimnol. 1993. V. 9. P. 109–127.
26. *Leavitt P.R., Carpenter S.R.* Regulation of pigment sedimentation by photo–oxidation and herbivore grazing // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1990. V. 47. P. 1116–1176.
27. *Leavitt P.R., Findlay D.L.* Comparison of fossil pigments with 20 years of phytoplankton data from eutrophic Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1994. V. 51. № 10. P. 2286–2299.
28. *Lorenzen C.J.* Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations // Limnol. Oceanogr. 1967. V. 12. № 2. P. 343–346.
29. *Meerhoff M., Teixeira-de Mello F., Kruk C., Alonso C., González-Bergonzoni I., Pacheco J.P., Lacerot G., Arim M., Beklioğlu M., Brucet S., Goyenola G., Iglesias C., Mazzeo N., Kosten S., Jeppesen E.* Environmental warming in shallow lakes: a review of potential changes in community structure as evidenced from space-for-time substitution approaches // Adv. Ecol. Res. 2012. V. 46. P. 259–349.
30. *Michelutti N., Blais J.M., Cumming B.F., Paterson A.M., Rühland K., Wolfe A.P., Smol J.P.* Do spectrally inferred determinations of chlorophyll *a* reflect trends in lake trophic status? // J. Paleolimnol. 2010. V. 43. № 2. P. 205–217.
31. *Michelutti N., Smol J.P.* Visible spectroscopy reliably tracks trends in paleo-production // J. Paleolimnol. 2016. V. 56. № 4. P. 253–265.
32. *Möller W.A.A., Scharf B.W.* The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 327–329.
33. *Sigareva L.E., Timofeeva N.A.* Plant pigments in the Ivankovo Reservoir silts as indicators of destruction processes // Water Resour. 2003. V. 30. № 3. P. 315–324.
34. *Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., Pozdnyakov Sh.R.* Features of natural eutrophication of shallow Lake Nero based on sedimentary pigments // Inland Water Biol. 2019. V. 12. Suppl. 2. P. 33–41.
35. *Tse T.J., Doig L.E., Leavitt P.R., Quiñones-Rivera Z.J., Codling G., Lucas B.T., Liber K., Giesy J.P., Wheater H., Jones P.D.* Long-term spatial trends in sedimentary algal pigments in a narrow river-valley reservoir, Lake Diefenbaker, Canada // J. Great Lakes Res. 2015. V. 41. Suppl. 2. P. 56–66.
36. *Zakonnov V.V., Poddubnyi S.A., Zakonnova A.V., Kas'yanova V.V.* Sedimentation in variable-backwater zones of Volga chain reservoirs // Water Resour. 2010. V. 37. № 4. P. 462–470.

EDN: FJKMOX
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 341–350

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 556.114:556.04

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ ВОДОСБОРА РЕКИ ГАНЬЦЗЯН[1]

© 2022 г. Е. А. Солдатова[a, b, *], О. Г. Савичев[c], Д. Чжоу[c], И. С. Иванова[d], Ц. Ли[e], И. Дон[e], Ч. Сунь[e]

[a] *Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва, 119991 Россия*
[b] *Тюменский государственный университет, Тюмень, 625003 Россия*
[c] *Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Томск, 634050 Россия*
[d] *Томский филиал Института нефтегазовой геологии и геофизики имени А.А. Трофимука, Томск, 634055 Россия*
[e] *Восточно-Китайский Технологический Университет, Наньчан, 330013 Китай*
**e-mail: 2a61@mail.ru*

Поступила в редакцию 23.06.2021 г.
После доработки 14.10.2021 г.
Принята к публикации 14.10.2021 г.

По данным исследований 2013–2019 гг. проведена оценка современного эколого-геохимического состояния поверхностных и подземных вод в водосборе р. Ганьцзян (Ganjiang) – крупнейшего притока оз. Поянху (КНР). В качестве основных объектов исследования выбраны: р. Ганьцзян, ее притоки – реки Цзиньцзян и Юаньшуй, подземные воды четвертичных отложений в долинах р. Ганьцзян и ее притоков, хозяйственно-бытовые и производственные сточные воды, поступающие в р. Цзиньцзян. Анализ результатов включил в себя оценку фоновых концентраций веществ; сравнение химического состава поверхностных, подземных вод с фоновыми показателями и хозяйственно-питьевыми нормативами качества вод, принятыми в России и Китае; расчет индексов насыщения речных, подземных и сточных вод относительно ряда минералов и органоминеральных комплексов; корреляционный и регрессионный анализ с целью выявления взаимосвязей между геохимическими показателями. Кроме этого, проведена оценка антропогенного влияния на состояние р. Цзиньцзян и подземных вод в водосборе р. Ганьцзян путем решения уравнения диффузии и одномерного уравнения переноса соответственно. Показано, что состояние водных объектов оценивается как неудовлетворительное вследствие высоких содержаний целого ряда токсичных микроэлементов на отдельных участках рек и в подземных водах, но в многолетнем разрезе в целом оно удовлетворяет нормативам качества питьевой воды, установленным в КНР (по суммарному соотношению фактических и допустимых концентраций). Состояние изученных подземных вод хуже, чем поверхностных. Это объясняется более высокой способностью поверхностных вод района исследования к самоочищению вследствие выпадения малорастворимых соединений, соосаждения ряда микроэлементов на частицах речных наносов и донных отложений и более интенсивного водообмена.

Ключевые слова: эколого-геохимическое состояние, поверхностные водные объекты, подземные воды, загрязнение воды, сточные воды, водосбор озера Поянху, Китай.

DOI: 10.31857/S0321059622030142

ВВЕДЕНИЕ

Поянху – одно из крупнейших пресноводных озер мира, расположенное на юго-востоке Китайской Народной Республики (КНР). Озеро – часть сложной гидрографической сети р. Янцзы, с которой оно соединено протокой, и фактически регулирует сток указанной реки, а также – приемник стока рек Ганьцзян (Ganjiang), Сюшуй, Фухэ, Синьцзян и Жаохэ. Площадь водосборного бассейна озера составляет 162225 км^2 [19], площадь акватории – в среднем ~4000 км^2, но диапазон ее изменения очень широк – от 2.7–3 тыс. км^2 до >5 тыс. км^2 [24]. Ресурсы и состояние поверхностных и подземных вод бассейна оз. Поянху, в пределах которого проживает более 45.2 млн человек (средняя плотность населения в пределах

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Рамочной программы БРИКС (BRICS STI Framework Programme): РФФИ (проект 18-55-80015) и “National Natural Science Foundation of China” (проект 51861145308).

водосбора составляет около 270 чел/км^2, в крупных городских агломерациях – до нескольких тысяч человек на 1 км^2 [18]), – исключительно важный фактор социально-экономического развития региона. Одновременно озеро и его водосбор – место обитания многих видов животных, а также место зимовки большого количества видов птиц, в том числе занесенных в охранные списки Международного союза охраны природы и Красную книгу России, как, например, белый журавль. Все это определяет актуальность исследований функционирования сложной природно-антропогенной экосистемы водосбора оз. Поянху, которая, помимо прочего, является и объектом изучения опыта длительного взаимодействия природы и общества (возникновение крупнейшего города провинции – Наньчан – относится к 201 г. до н. э.).

Ухудшение эколого-геохимического состояния водных объектов (состояния водных экосистем, характеризуемого химическим составом вод и донных отложений (ДО), закономерностями их пространственно-временных изменений, геохимическим балансом и формами миграции химических элементов) как в исследуемом регионе, так и в Китае в целом связано с поступление в них больших объемов промышленных, сельскохозяйственных и бытовых сточных вод. По данным на 2011 г., годовой объем загрязнений, вносимых в оз. Поянху, составил 2.52×10^7 т [31]. До начала 1990-х гг. в Китае >90% промышленных стоков сбрасывалось непосредственно в водоемы, почти 90% городов не имели централизованных систем канализации. Хотя благоустроенность урбанизированных территорий Китая растет, в старых районах бытовые стоки нередко поступают напрямую в водные объекты [15], отсутствуют централизованные системы канализации и в сельской местности.

С учетом этого в ноябре 2019 г. коллективом российских, китайских и индийских исследователей, работающих по Рамочной программе БРИКС в сфере науки, технологий и инноваций (BRICS STI Framework programme), проведен комплекс полевых и лабораторных работ по изучению эколого-геохимического состояния поверхностных, подземных и сточных вод в бассейне оз. Поянху, являющихся продолжением ранее выполненных исследований подземных вод. Цель работы – оценка современного эколого-геохимического состояния поверхностных и подземных вод в водосборе р. Ганьцзян – крупнейшего притока оз. Поянху, определяющего ~55% водопритока в него [24].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В качестве основных объектов исследования выбраны: р. Ганьцзян, ее притоки – реки Цзиньцзян (Jinjiang) и Юаньшуй (Yuanshui), подземные воды четвертичных отложений в долинах р. Ганьцзян и ее притоков, хозяйственно-бытовые и производственные сточные воды, поступающие в р. Цзиньцзян. Объекты исследования и их местоположение выбраны таким образом, чтобы попытаться оценить: 1) общее эколого-геохимическое состояние поверхностных и подземных вод в водосборе р. Ганьцзян и на прилегающих территориях; 2) изменение химического состава вод р. Цзиньцзян по длине реки под влиянием сточных вод; 3) изменение химического состава подземных вод, связанного с загрязнением поверхности участков водосбора.

Исходная информация, в которой можно условно выделить две части, – результат исследований, проведенных в течение 2013–2019 гг. Первая часть информации представляет собой основной массив данных о химическом составе подземных вод, полученных коллективом российских и китайских специалистов при непосредственном участии Е.А. Солдатовой в 2013–2018 гг. [27–30]. Вторая часть, содержащая информацию о составе сточных вод, вод приемника стоков – р. Цзиньцзян, а также вод рек Ганьцзян и Юаньшуй и подземных вод с более широким охватом изучаемых химических элементов, – получена в ноябре 2019 г., когда фиксировались минимальные за период наблюдений отметки уровней воды в р. Ганьцзян [22, 23].

Отбор проб в ноябре 2019 г. (табл. 1; рис. 1) проводился учеными Восточно-Китайского технологического университета (г. Наньчан) совместно с коллегами из Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (г. Москва), Томского филиала Института нефтегазовой геологии и геофизики имени А.А. Трофимука СО РАН и Национального технологического института (г. Дургапур, Индия) с учетом требований [17, 21]: поверхностные воды и подземные воды в колодце – из верхнего слоя, 0.3–0.5 м от поверхности; подземные воды в скважине – с помощью ручного насоса. Одновременно с отбором проб определены удельная электропроводность *EC*, температура T_w, pH и Eh воды, содержания растворенного кислорода. Лабораторные работы выполнены в аккредитованной гидрогеохимической лаборатории Томского политехнического университета (ТПУ) с использованием потенциометрического (pH), титриметрического (Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^-, CO_3^{2-}, CO_2, Cl^-, перманганатная окисляемость (ПО)), турбидиметрического (SO_4^{2-}), фотометрического (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-) методов,

Таблица 1. Объекты исследования в меженный период 2019 г.

№	Объект	Пункт	Дата отбора
P104	р. Ганьцзян (Ganjiang)	10 км выше г. Наньчан	04.11.2019
P95	р. Цзиньцзян (Jinjiang)	0.5 км от устья, 23 км от г. Наньчан	31.10.2019
P102	р. Цзиньцзян (Jinjiang)	Ниже по течению от г. Юньянь, 86 км от г. Наньчан	01.11.2019
P100	Выпуск № 1 стоков в р. Цзиньцзян (Jinjiang)	0.09 км выше P102, 86.09 км от г. Наньчан	01.11.2019
P101	Выпуск № 2 стоков в р. Цзиньцзян (Jinjiang)	0.18 км выше P102, 86.18 км от г. Наньчан	01.11.2019
P98	р. Цзиньцзян (Jinjiang)	159 км от г. Наньчан	01.11.2019
P99	Подземные воды, колодец	Левый берег, 0.15 км от пункта P98	01.11.2019
P96	р. Юаньшуй (Yuanshui)	116 км от устья (устье в 87 км от г. Наньчан)	01.11.2019
P97	Подземные воды, скважина	Левый берег, 0.04 км от пункта P96	01.11.2019

ионной хроматографии (Na^+, K^+) с использованием ионных хроматографов “ICS 1000” и “ICS 2000” (“Dionex”, США), масс-спектрометрического метода с индуктивно-связанной плазмой с использованием масс-спектрометра “NexION 300D” (“PerkinElmer”, США) (прочие элементы, включая Si, Li, Al, P, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, Au, Hg, Pb, Bi). Также определено общее содержание углерода органических веществ $C_{орг}$ с использованием высокотемпературного каталитического окисления (анализатор TOC/TNb “Vario TOC cube”, “Elementar”, Германия). Методика отбора и анализа проб подземных вод в 2013–2018 гг. была в целом аналогична указанной выше [25, 27].

Анализ результатов полевых и лабораторных работ включал в себя следующее.

1. Оценка фоновых концентраций (в данном случае понимаемых как характеристика математического ожидания в сложившихся природно-антропогенных условиях) веществ C_b в речных водах как верхний предел определения средних геометрических значений C_g [3, 5]:

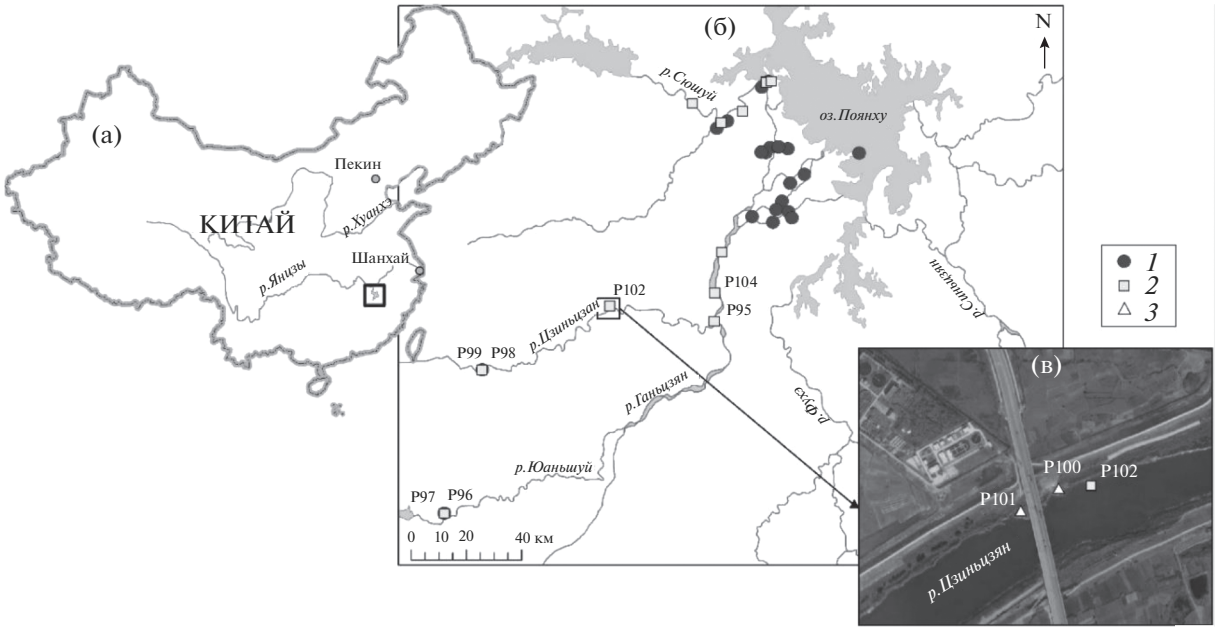


Рис. 1. Картосхема опробования: а – схема расположения района исследований на карте Китая; б –расположение точек опробования подземных (*1*) и поверхностных (*2*) вод, включенных в расчет фоновых концентраций; в – расположение выпусков сточных вод (*3*) близь р. Цзиньцзян. Пронумерованы точки, опробованные в меженный период 2019 г. (табл. 1).

$$C_b = C_g \exp\left(\frac{3\sigma_{\ln C}}{\sqrt{N}}\right), \quad (1)$$

$\sigma \ln C$ – среднее квадратическое отклонение логарифмов концентраций; N – объем выборки; для расчета C_g и C_b использованы данные исследований на водосборе оз. Поянху: речные воды – 11 проб, отобранные в 2013 и 2019 гг. (рис. 1б); подземные воды – 26 проб, отобранные в 2013, 2017–2019 гг. (рис. 1б); все концентрации – в мг/дм^3.

2. Сравнение химического состава поверхностных, подземных вод с фоновым Z_C (2) и с нормативами качества вод для хозяйственно-питьевых нужд $C_{\lim}$ (для сопоставления использованы российские [2] и китайские [20] нормативы) по соотношению (3):

$$Z_C = \sum \frac{C}{C_b} - (N_Z - 1), \quad (2)$$

$$\sum_{1-2} \frac{C}{C_{\lim}} \le 1, \quad (3)$$

N_Z – количество веществ, которые превышают фоновые значения C_b в >2 раза [3]; согласно [13], качество вод признается неудовлетворительным при невыполнении условия (3) для веществ классов опасности 1–2.

3. Расчет индексов насыщения SI речных, подземных и сточных вод относительно ряда минералов и органоминеральных комплексов:

$$SI = \lg PA - \lg K_{\text{neq}}, \quad (4)$$

PA – произведение активностей группы веществ; K_{neq} – константа неустойчивости; методика термодинамических расчетов изложена в [12].

4. Корреляционный и регрессионный анализ; коэффициент корреляции r_{xy} величин x и y (5) и коэффициенты регрессии по модулю принимались статистически значимым (с уровнем значимости 5%) при условии превышения по модулю удвоенной погрешности их определения; для регрессионной зависимости дополнительное условие – квадрат корреляционного отношения $R^2 > 0.36$:

$$|r_{xy}| \ge 2\frac{1 - r_{xy}^2}{\sqrt{N-2}}. \quad (5)$$

Кроме этого, проведена оценка антропогенного влияния на состояние р. Цзиньцзян и подземных вод в водосборе р. Ганьцзян с учетом рекомендаций [8, 11, 16]. Расчет распространения веществ в р. Цзиньцзян в результате смешения и трансформации хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод выполнен путем численного решения уравнения диффузии при следующих допущениях: 1) возможно использование двухмерного приближения; 2) преобладает адвективный перенос веществ вдоль потока (координата x); 3) преобладает диффузионный перенос по ширине потока (координата y); 4) изменение концентрации C вещества в водной среде пропорционально ее отклонению от некоторого ее равновесного значения C_{es}:

$$\vartheta \frac{\partial C}{\partial x} \sim D\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + k_{cs}(C_{es} - C), \quad (6)$$

ϑ – скорость течения, м/с; D – коэффициент гидродисперсии, м^2/с; k_{cs} – удельная скорость изменения концентрации C, с$^{-1}$; численная реализация (6) выполнена явным методом первого порядка по методике А.В. Караушева [8]:

$$\frac{q_w}{2h_a\vartheta_a} \le \Delta y \le 0.1B, \quad \Delta x = \frac{\vartheta_a \Delta y^2}{2D}, \quad (7)$$

$$C_{i+1,j} = \frac{C_{i,j+1} + C_{i,j-1}}{2} + \frac{\Delta x}{\vartheta_a} k_{cs}\left(C_{es} - \frac{C_{i,j+1} + C_{i,j} + C_{i,j-1}}{3}\right), \quad (8)$$

h_a и B – средняя глубина и ширина потока, м; ϑ_a – средняя скорость течения, м/с; q_w – расход сточных вод (или расход воды притока); i – шаг величиной Δx вдоль потока по оси x; j – шаг величиной Δy поперек потока по оси y.

Характеристики потока и расходы сточных вод вычислены гидравлическим способом по материалам полевого обследования на 01.11.2019 с учетом [14]: выпуск производственных стоков Р101: $q_{w\text{P101}} = 0.012$ м^3/с; выпуск хозяйственно-бытовых стоков Р100: $q_{w\ \text{P100}} = 0.137$ м^3/с, $h_a = 0.57$ м, $B = 150$ м, $\vartheta_a = 0.57$ м/с, $D = 0.0082$ м^2/с, $\Delta x = 9.00$ м, $\Delta y = 0.51$ м.

В качестве C_{es} использованы средние геометрические и значения C_b по уравнению (1). Подбор параметра k_{cs} выполнен по условию:

$$\frac{100 \times |\Phi_s - \Phi_o|}{\Phi_o} \to \min, \quad (9)$$

где Φ_o и Φ_s – наблюденное и вычисленное значения исследуемой величины. Апробация модели (8) показала целесообразность (при условии минимума (9)) использования средних геометрических значений для аппроксимации C_{es}.

Оценка загрязнения подземных вод первого от поверхности водоносного горизонта (грунтовых вод) выполнена с использованием аналитического решения одномерного уравнения переноса (аналогично (6), но с действующими скоростями движения грунтовых вод u) при допущении наличия на водосборной поверхности вод антропоген-

ного происхождения с повышенной концентрацией C_w:

$$C = C_{es} + (C_w - C_{es})\exp(f(u,k)z), \qquad (10)$$

z – глубина, $f(u, k)$ – функция u и удельной скорости трансформации вещества. В качестве C_{es} в (10), как и в (8), использованы средние геометрические и значения C_b (1), но вычисленные по данным о подземных водах. Подбор $f(u, k)$ для всех проб и C_w для каждой пробы выполнен по условию (11):

$$\frac{S}{\sigma} = \sqrt{\frac{\sum(\Phi_{s,k} - \Phi_{o,k})^2}{ND_\Phi}} \le 0.8, \qquad (11)$$

где Φ_o и Φ_s – наблюденное и вычисленное значения исследуемой величины; D_Φ – дисперсия наблюденного значения Φ_o; N – количество проб. Наилучшая сходимость и для речных, и для подземных вод получена при использовании среднегеометрических значений ($C_{es} = C_g$).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

По классификациям [1, 4, 6], изученные поверхностные воды – пресные с малой минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые первого и второго типов, нейтральные, от олигосапробных, “чистых” (реки Ганьцзян и Юаньшуй) до мезосапробных, “загрязненных” (р. Цзиньцзян). Подземные воды бассейна р. Ганьцзян, как показано ранее в [25, 30], – пресные с малой и средней минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые второго и третьего типов, слабокислые и нейтральные, по средним значениям мезосапробные, “загрязненные”, не соответствуют условию (3) по российским хозяйственно-питьевым нормативам, но близки к норме при использовании питьевых нормативов КНР (табл. 2). При этом необходимо отметить, что средние арифметические значения суммы $\sum_{1-2}\frac{C}{C_{\lim}} < 1$ для речных и подземных вод за весь период наблюдений и по российским, и по китайским нормативам < 1, причем для подземных вод эти значения больше, чем для речных (значение $\sum_{1-2}\frac{C}{C_{\lim}}$ для речных вод: норматив РФ – 0.45, норматив КНР – 0.13; значение $\sum_{1-2}\frac{C}{C_{\lim}}$ для подземных вод: норматив РФ – 0.90, норматив КНР – 0.42). Сточные воды одного из изученных выпусков – пресные с малой минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые, нейтральные, гиперсапробные, “грязные”; другого выпуска – пресные с высокой минерализацией, сульфатные натриевые, слабощелочные, полисапробные, “грязные” (табл. 2).

Содержания веществ в изученных речных водах в целом сопоставимы и находятся в пределах погрешности определения средних значений при уровне значимости <5%. В сравнении со значениями C_b, вычисленным по формуле (1), подземные воды характеризуются более высокими значениями Z_C, рассчитанными по формуле (2). Еще выше значения Z_C для сточных вод, особенно в производственных стоках в пункте Р101 (табл. 2). Там же отмечено и максимальное нарушение условия (3), что несколько отличается от оценки качества вод по [4]. Это связано с тем, что требования [4] в большей степени ориентированы на оценку содержаний биогенных веществ, а концентрация нитрат-иона зафиксирована в пункте Р100 в размере 44 мг/дм^3, в пункте Р101 – 2.35 мг/дм^3. При этом не учитывается превышение относительно некоторых нормативных значений фактических содержаний микроэлементов, максимумы которых как раз обнаружены в пункте Р101. Причем особо следует отметить очень высокие концентрации W (3.061 мг/дм^3), Hg (0.071), Mo (0.250), Br (0.280), As (0.089 мг/дм^3) и ряда других элементов.

Но уже в 90 м от выпуска сточных вод Р101 ниже по течению в водах р. Цзиньцзян (пункт Р102) отмечено резкое уменьшение их концентраций (табл. 2). Для объяснения этого факта выполнены расчеты распространения веществ в потоке по уравнению (8). В результате установлено, что, во-первых, использование уравнения позволяет получить достаточно высокую сходимость измеренных и расчетных значений гидрохимических показателей в пункте Р102; во-вторых, существенное снижение концентраций веществ, поступающих в р. Цзиньцзян по выпускам Р101 и Р100, происходит в пределах 200 м от выпуска даже в условиях очень низкой межени 2019 г. (рис. 2); в-третьих, даже для веществ, считающихся “консервативными”, не только разбавление сточных вод речными, но и процессы самоочищения (в частности – осаждение малорастворимых соединений и сорбция на частицах наносов и ДО) – важные факторы снижения концентрации.

Для проверки этого предположения выполнены термодинамические расчеты, показавшие, что все изученные воды, отобранные в ноябре в 2019 г., способны растворять полевые шпаты, но близки к равновесию или пересыщены относительно кварца, глинистых минералов и (ориентировочно) соединений кальция и магния с гуминовыми кислотами (ГК). В последнем случае расчет выполнен в предположении линейной связи между ПО и содержаниями ГК (ГК = 0.085 ПО; $R^2 = 0.47$; объем выборки по рекам и подземным водам Сибири – 103). Также следует отметить, что сточные воды в пункте Р101 и подземные воды в пункте Р97 несколько пересыщены относи-

Таблица 2. Химический состав поверхностных, подземных и сточных вод в 2019 г. и в среднем за период 2013–2019 гг. (C_g и C_b – среднегеометрические значения и верхний предел их определения по формуле (1); Z_C и $\sum_{1-2} \frac{C}{C_{\lim}}$ вычислены по формулам (2, 3))

Показатель	Номера пунктов опробования в 2019 г. (табл. 1)									Речные воды, 2013–2019 гг.		Подземные воды, 2013–2019 гг.	
	P104	P95	P102	P100	P101	P98	P99	P96	P97	G_g	G_b	G_g	G_b
pH	6.95	6.98	6.99	6.93	7.55	6.96	6.22	7.25	7.10	7.00	7.26	6.39	6.61
	мг/дм^3												
CO_2	3.5	7.0	3.5	7.0	3.5	3.5	18.5	3.5	5.3	5.9	13.7	29.4	48.8
ПО	1.30	2.48	1.14	2.22	2.80	1.30	0.08	1.92	0.27	1.42	2.05	0.97	4.01
$C_{орг}$	0.50	1.17	1.27	2.29	6.80	1.04	0.50	1.45	0.50	2.73	17.21	0.93	1.41
Σ_{mi}	117.9	180.8	180.3	234.1	951.7	176.8	178.1	180.5	431.4	120.7	173.2	178.6	244.8
Ca^{2+}	16.9	26.1	27.6	28.2	89.1	24.4	14.0	29.3	63.9	17.4	24.8	18.5	27.7
Mg^{2+}	4.0	3.6	3.4	3.8	9.2	3.2	4.6	3.9	16.3	3.1	4.1	5.6	8.0
Na^+	8.4	14.9	14.3	24.1	175.8	19.8	9.7	7.9	11.7	9.0	13.8	13.2	18.7
K^+	2.3	2.8	2.9	9.0	23.2	2.5	28.8	2.3	16.1	2.1	2.8	3.9	8.2
HCO_3^-	59.0	92.0	93.0	69.0	132.0	87.0	34.0	110.0	231.0	59.8	92.7	72.8	107.2
Cl^-	13.5	15.4	14.0	33.0	200.0	10.8	10.0	8.6	45.0	10.4	15.8	13.4	26.0
SO_4^{2-}	13.6	25.8	25.0	23.0	320.0	29.0	42.0	18.4	25.9	11.9	30.6	9.8	23.5
NO_3^-	0.05	0.05	0.05	44.00	2.35	0.05	35.00	0.05	21.60	0.37	2.50	5.01	18.02
NO_2^-	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.11	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03	0.06
NH_4^+	0.03	0.08	0.03	0.063	0.47	0.03	0.03	0.03	0.03	0.13	0.54	0.20	0.73
P	<0.02	0.05	0.05	0.51	0.15	0.03	<0.02	<0.02	0.06	0.02	0.04	0.02	0.04
Si	5.75	4.81	5.69	4.63	3.55	5.11	3.00	3.91	8.18	5.43	7.89	8.29	11.62
Fe	0.224	0.131	0.039	0.043	0.175	0.062	0.016	0.025	0.096	0.275	1.818	0.308	1.720

Таблица 2. Окончание

Показатель	Номера пунктов опробования в 2019 г. (табл. 1)									Речные воды, 2013–2019 гг.		Подземные воды, 2013–2019 гг.	
	P104	P95	P102	P100	P101	P98	P99	P96	P97	G_g	G_b	G_g	G_b
	мкг/дм^3												
Li	13.65	20.22	48.95	9.07	88.62	39.77	0.45	33.86	1.07	28.31	57.09	0.50	1.75
Al	34.06	37.95	11.32	7.06	167.09	16.35	7.14	5.09	3.63	16.48	50.09	4.70	8.86
V	0.63	1.40	1.34	0.84	80.20	1.05	0.13	1.42	3.13	1.12	1.78	0.16	23.54
Cu	1.18	1.12	0.71	0.43	4.12	0.95	0.51	0.48	0.91	1.25	2.40	1.26	3.47
Zn	0.68	0.43	0.49	3.87	14.23	0.87	3.96	0.05	13.57	1.68	8.90	5.39	11.50
As	1.73	2.21	1.82	1.69	89.40	1.66	0.10	2.08	0.77	1.89	2.23	0.13	2.48
Mo	1.03	0.67	1.17	0.46	250.24	0.26	0.01	1.48	0.73	0.79	1.98	0.13	6.61
Cd	0.037	0.022	0.001	0.003	0.176	0.019	0.071	0.004	0.042	0.003	0.010	0.003	0.013
Sb	0.18	0.28	0.39	0.28	32.56	0.22	0.05	0.18	0.20	0.24	0.37	0.07	0.37
W	0.35	1.05	11.44	0.07	3060.60	0.15	0.02	0.13	0.05	0.60	7.18	0.03	0.06
Pb	0.74	0.56	0.09	0.07	0.38	0.25	1.35	0.04	0.51	0.30	1.72	0.75	2.06
La	0.892	0.444	0.053	0.010	0.131	0.094	0.963	0.026	0.137	0.139	1.002	0.308	1.791
Ce	1.941	1.106	0.119	0.020	0.179	0.225	0.033	0.051	0.025	0.311	2.402	0.060	0.536
U	0.258	0.509	0.378	0.006	1.172	0.352	0.004	0.887	1.023	0.434	0.812	0.052	6.209
	Показатели загрязненности вод в относительных единицах												
Z_C	3.6	2.1	1.0	63.7*	903.2*	1.0	8.2**	1.0	6.8**	–	–	–	–
РФ : $\sum_{1-2} \frac{C}{C_{\text{lim}}}$	1.5	2.6	3.2	1.3	226.1	3.9	1.6	1.8	1.5	2.7 (0.45)***	6.6	2.3 (0.90)***	6.6
КНР : $\sum_{(1-2)} \frac{C}{C_{\text{lim}}}$	0.7	0.8	0.7	0.6	91.6	0.7	1.5	0.5	0.8	0.8 (0.13)***	6.6	2.3 (0.42)***	6.6

* Для расчета Z_C в сточных водах использовались фоновые концентрации для речных вод (11 проб).

** В подземных водах – фоновые концентрации для подземных вод (26 проб).

*** В скобках – среднее арифметическое значение отношения по всем пробам, без скобок – отношения C_g или C_b к нормативу; при расчете величины $\sum_{1-2} \frac{C}{C_{\text{lim}}}$ по нормативам РФ использованы следующие вещества: Na, NO_2^-, Li, Co, Ni, As, Se, Br, Sr, Nb, Mo, Ag, Cd, Sb, Te, I, Ba, W, Hg, Tl, Pb, Bi, U; в нормативах качества КНР классы опасности не установлены, а расчет проводился для веществ: Na, NO_2^-, Ni, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sb, Ba, Hg, Tl, Pb; ПО (перманганатная окисляемость) и $C_{орг}$ (общее содержание $C_{орг}$); Σ_{mi} – сумма ионов Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+, HCO_3^-, CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^-; содержание CO_3^{2-} во всех пробах меньше предела обнаружения (<3 мг/дм^3).

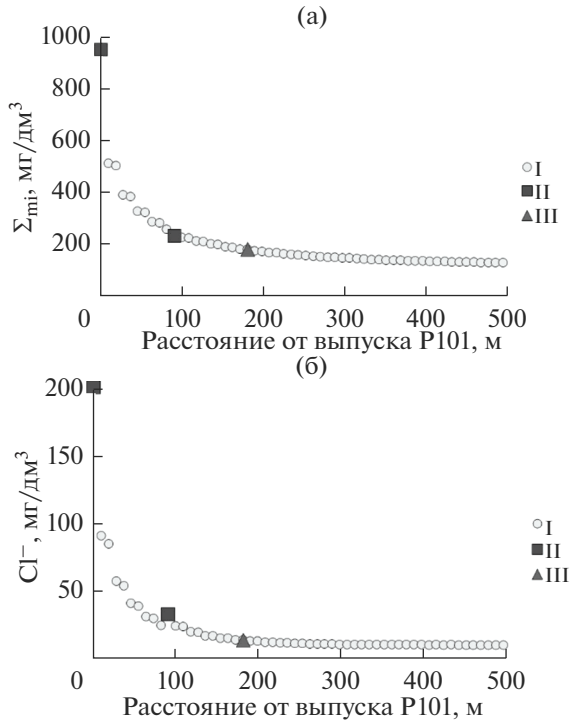


Рис. 2. Расчетные (в максимально загрязненной струе) и измеренные суммы главных ионов и NO_3^- (Σ_{mi}) (а) и содержания Cl^- (б) в р. Цзиньцзян: I – расчет по уравнению (8); концентрации измеренные: II – в сточных водах выпусков P101 и P100; III – в р. Цзиньцзян, пункт P102 (табл. 1, 2).

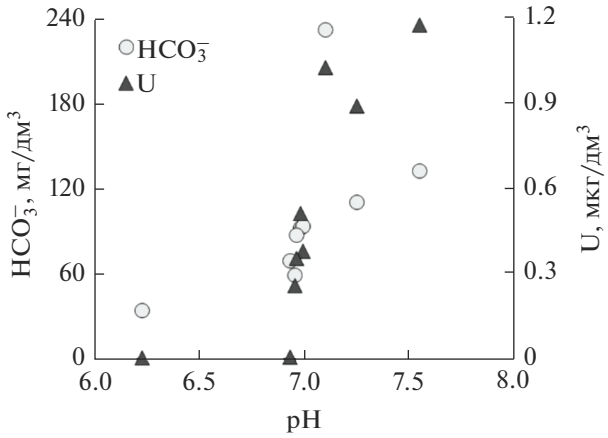


Рис. 3. Зависимость между pH, содержаниями HCO_3^- и U в поверхностных, подземных и сточных водах водосбора р. Ганьцзян в межень 2019 г.

тельно кальцита, доломита и мусковита. В прочих пунктах изученные воды были недонасыщены относительно указанных минералов. Кроме того, сточные воды в пункте P101 находились в области устойчивости к монтмориллониту, а прочие воды – к каолиниту.

В дополнение к термодинамическим расчетам проведен корреляционный и регрессионный анализ. Несмотря на незначительное количество проб, его результаты хорошо согласуются и с теоретическими выводами о равновесно-неравновесном характере эволюции системы вода–порода [26], и с результатами ранее выполненных исследований подземных вод водосбора оз. Поянху [25]. В частности, выявлены обратные связи между, с одной стороны, pH и, с другой стороны, концентрациями CO_2 и целого ряда микроэлементов: Y, Tl, Pb, La, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Er (от $r = -0.85 \pm 0.11$ для CO_2 и Tl до $r = -0.56 \pm 0.26$ для Er), – что косвенно свидетельствует о выпадении малорастворимых гидроксидов некоторых металлов и соосаждении ряда других веществ, включая редкоземельные элементы. Соответственно, установлены и прямые связи pH ($r = 0.56 \pm 0.26$) с гидрокарбонатами (рис. 3). Последние способствуют образованию гидрокарбонатных и карбонатных комплексов и накоплению ряда элементов в растворе, например U (для pH и концентраций U $r = 0.80 \pm 0.14$) в виде уранилкарбонатного комплекса [9, 10].

В целом, аналогичные выводы получены и для грунтовых вод в результате апробации модели (10), показавшей, что (при допущении поверхностного источника загрязнения выше фоновых концентраций, вычисленных по уравнению (1)) их загрязнение с большой вероятностью связано с внесением удобрений и пищевых добавок на сельскохозяйственных объектах, с трансформацией органического вещества (как удобрений, так и растительных и животных остатков), а также с поступлением веществ с хозяйственно-бытовыми стоками населенных пунктов (табл. 3). С учетом полученных данных можно предположить, что состояние грунтовых вод улучшится при уменьшении нагрузки от диффузных источников, проблема управления которыми подробно рассмотрена в [7].

ВЫВОДЫ

Поверхностные и подземные водные объекты на водосборе р. Ганьцзян испытывают значительное долговременное антропогенное влияние, вследствие чего их состояние оценивается как неудовлетворительное вследствие высоких содержаний целого ряда токсичных микроэлементов на отдельных участках рек и в подземных водах, но в многолетнем разрезе оно в целом удовлетворяет нормативам качества питьевой воды, установленным в КНР. Состояние подземных вод бассейна р. Ганьцзян несколько хуже, чем поверхностных, что объясняется более высокой способностью поверхностных вод в районе ис-

Таблица 3. Расчетные концентрации веществ C_w в водах антропогенного происхождения, предположительно поступающих в водоносный горизонт с поверхности водосбора (в скобках приведены значения $C_w < C_b$)

№	Пункт опробования подземных вод	Дата	Глубина z, м	Cl^-	NO_3^-	NH_4^+
				мг/дм^3		
P99	Колодец в долине р. Цзиньцзян, четвертичные отложения	01.11.2019	5.2	(0.0)	46.08	(0.00)
P97	Скважина в долине р. Юаньшуй, четвертичные отложения	01.11.2019	7.7	65.3	31.53	(0.00)
P93	Колодец (заброшенный) в прибрежной зоне оз. Поянху	29.10.2019	8.4	30.0	23.17	3.66
P91	Скважина в водосборе р. Ганьцзян, поселение Фэн Чжоу (Feng Zhou)	16.05.2018	10.8	(0.0)	(0.00)	6.64
P90	Скважина в водосборе р. Ганьцзян, поселение Шан Хэкоу (Shang Hekou)	16.05.2018	18.0	(0.0)	(0.00)	19.65
P83	Колодец в водосборе р. Ганьцзян, в пойме р. Техэ (Tiehe), поселение Сяншэнь (Xiangshen)	16.05.2018	12.1	58.5	101.09	(0.00)
P83	То же	12.11.2017	12.1	126.3	156.52	(0.00)
P12	Скважина в водосборе р. Ганьцзян, поселение Сяншань (Xiangshan)	19.10.2013	16.0	54.1	115.70	5.19
P11	Скважина в водосборе р. Ганьцзян, поселение Вали (Wali)	19.10.2013	10.0	80.6	76.67	(0.00)
P8	Скважина в прибрежной зоне оз. Поянху, при впадении р. Ганьцзян в озеро	18.10.2013	10.0	49.0	41.56	(0.00)

следования к самоочищению вследствие выпадения малорастворимых соединений и соосаждения ряда микроэлементов на частицах речных наносов и ДО. Важный фактор самоочищения, видимо, – и биогеохимические процессы в водной среде при ее температуре >20°C (в октябре–ноябре 2019 г. температура речных вод составляла от 21.1 до 22.8°C, грунтовых – от 21.5 до 22.5°C, сточных – 22.0, 23.3°C).

Прослеживается и влияние интенсивности водообмена на эколого-геохимическое состояние изучаемых вод. Данный параметр определяет общие условия взаимодействий в системе вода–порода (время и площадь контакта, вынос продуктов реакций) и косвенно регулирует скорость и направленность биогеохимических процессов, которые регулируют содержание растворенного CO_2, например за счет его потребления при фотосинтезе (косвенное подтверждение этого предположения – достаточно низкие значения ПО). Тем самым это оказывает существенное влияние на карбонатную систему и, соответственно, на самоочищение поверхностных и подземных вод вследствие выведения малорастворимых веществ (предположительно, глинистых минералов и гидроксидов некоторых металлов) и соосаждения ряда микроэлементов. В результате воздействия обоих факторов заметное снижение концентраций токсичных микроэлементов в водах р. Цзиньцзян наблюдается уже в ~200 м от выпуска сточных вод, а наилучшее качество вод характерно для реки с максимальным водным стоком – Ганьцзян.

Несмотря на значительную способность к самоочищению как поверхностных, так и подземных вод, следует отметить необходимость не только дальнейшего повышения эффективности очистки сточных вод, но и усиления контроля за хозяйственной деятельностью в прибрежной зоне оз. Поянху и его притоков, а также на участках водосборной территории с недостаточно защищенными водоносными горизонтами (в отсутствие водоупоров и при достаточно высоких значениях коэффициентов фильтрации грунтов).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеоиздат, 1953. 296 с.
2. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003. 94 с.
3. *Головин А.А., Москаленко Н.Н., Ачкасов А.И. и др.* Требования к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1 : 200000. М.: ИМГРЭ, 2002. 92 с.

4. ГОСТ 17.1.2.04-77 Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. М.: Госстандарт, 1977. 17 с.

5. *Григорян С.В., Соловов А.П., Кузин М.Ф.* Инструкция по геохимическим методам поисков рудных месторождений. М.: Недра, 1983. 191 с.

6. *Гусева Т.В.* Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы. М.: ФОРУМ, ИНФРА-М, 2007. 192 с.

7. *Данилов-Данильян В.И., Веницианов Е.В., Беляев С.Д.* Некоторые проблемы снижения загрязнения водных объектов от диффузных источников // Вод. ресурсы. 2020. № 47. С. 493–502.

8. *Караушев А.В.* Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. 286 с.

9. *Кондратьева И.А., Печенкин И.Г., Гаврюшов А.В.* Условия формирования инфильтрационных месторождений урана и гидрогеохимические методы их изучения // Минеральное сырье. М.: ВИМС, 2011. Вып. 24. С. 1–77.

10. *Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швец В.М.* Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: ЦентрЛитНефтеГаз, 2012. 672 с.

11. *Румынин В.Г.* Теория и методы изучения загрязнения подземных вод. СПб.: Наука, 2020. 559 с.

12. *Савичев О.Г., Колоколова О.В., Жуковская Е.А.* Состав и равновесие донных отложений р. Томь с речными водами // Геоэкология. 2003. № 2. С. 108–119.

13. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод. М.: Госэпиднадзор Минздрава России, 2000. 24 с.

14. СП 33-101-2003 Определение основных расчетных гидрологических характеристик М.: Госстрой России, 2004. 73 с.

15. *Фортыгина Е.* Экологические проблемы Китая // Отечественные зап. 2008. № 3. С. 167–175.

16. *Benedini M., Tsakiris G.* Water quality modelling for rivers and streams // Springer. 2013. 288 p.

17. *Chapman D.* Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, 2nd ed. Cambridge: Univ. Press, 1996. 651 p.

18. China: Jiangxi (Prefectures, Cities, Districts and Counties) – Population Statistics, Charts and Map // City Population – Population Statistics in Maps and Charts for Cities, Agglomerations and Administrative Divisions of all Countries of the World / Ed. *T. Brinkhoff* [Электронный ресурс]. https://www.citypopulation.de/en/china/jiangxi/admin/ (дата обращения 26.05.2021)

19. *Feng L., Hu C., Chen X., Li R., Tian L., Murch B.* MODIS observations of the bottom topography and its inter-annual variability of Poyang Lake // Remote Sens. Environ. 2011. V. 115. P. 2729–2741. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.06.013

20. GB 5749-2006. Standards for drinking water quality. National standard of the People`s Republic of China. People`s Republic of China. 2007. 16 p.

21. Guide to Hydrological Practices. V. I. Hydrology – From Measurement to Hydrological Information. Geneva: WMO, 2008.

22. Jiangxi bulletin of soil and water conservation 2019 // Official site of the Department of Water Resources of Jiangxi Province, People's Republic of China. [Электронный ресурс]. http://slt.jiangxi.gov.cn/art/2020/12/3/art_27420_2953883.html (дата обращения 26.05.2021) (на китайском)

23. Jiangxi water resources bulletin 2019 // Official site of the Department of Water Resources of Jiangxi Province. People's Republic of China. [Электронный ресурс]. http://slt.jiangxi.gov.cn/module/download/down-file.jsp?classid=0&showname=江西省水资源公报2019-定稿.pdf&filename=48d8234b39cd4d11b8ce61b5d1c6f8d0.pdf (дата обращения 26.05.2021) (на китайском)

24. *Shankman D., Keim B.D., Song J.* Flood frequency in China's Poyang lake region: Trends and teleconnections // Int. J. Climatol. 2006. V. 26. P. 1255–1266. https://doi.org/10.1002/joc.1307

25. *Shvartsev S., Shen Z., Sun Z., Wang G., Soldatova E., Guseva N.* Evolution of the groundwater chemical composition in the Poyang Lake catchment, China // Environ. Earth Sci. 2016. V. 75. 1239. https://doi.org/10.1007/s12665-016-6065-8

26. *Shvartsev S.L.* Geochemistry of fresh groundwater in the main landscape zones of the Earth // Geochem. Int. 2008. V. 46. P. 1285–1398. https://doi.org/10.1134/S0016702908130016

27. *Soldatova E., Dong Y., Li J., Liu Y., Zan J., Boeckx P., Sun Z.* Nitrogen transformation and pathways in the shallow groundwater–soil system within agricultural landscapes // Environ. Geochem. Health. 2021. V. 43. P. 441–459.

28. *Soldatova E., Sun Z., Maier S., Drebot V., Gao B.* Shallow groundwater quality and associated non-cancer health risk in agricultural areas (Poyang Lake basin, China) // Environ. Geochem. Health. 2018. V. 40. P. 2223–2242.

29. *Soldatova E.A., Guseva N.V., Sun Z., Mazurova I.S.* Size fractionation of trace elements in the surface water and groundwater of the Ganjiang River and Xiushui River basins, China // IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 2015. V. 27. 012037. https://doi.org/10.1088/1755-1315/27/1/012037

30. *Sun Z., Soldatova E.A, Guseva N.V., Shvartsev S.L.* Impact of human activity on the groundwater chemical composition of the south part of the Poyang Lake Basin // IERI Procedia. 2014. V. 8. P. 113–118.

31. *Yan B., Xing J., Tan H., Deng S., Tan Y.* Analysis on water environment capacity of the Poyang Lake // Procedia Environ. Sci. 2011. V. 10. P. 2754–2759.

EDN: CBCFJV
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2022, том 49, № 3, с. 351–360

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 597.541:591.16(262.5)

ИХТИОПЛАНКТОН ЧЕРНОГО МОРЯ В НАЧАЛЕ ЛЕТНЕГО НЕРЕСТОВОГО СЕЗОНА 2018 г.[1]

© 2022 г. Т. Н. Климова[a], П. С. Подрезова[a], *, А. А. Субботин[a], И. В. Вдодович[a], Е. Ю. Георгиева[a]

[a]*ФИЦ "Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН", Севастополь, 299011 Россия*

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

Поступила в редакцию 01.07.2021 г.
После доработки 24.11.2021 г.
Принята к публикации 21.12.2021 г.

Представлены видовой состав и численность ихтиопланктона в открытых водах шельфа и в глубоководных районах Черного моря в июне 2018 г. Идентифицировано 17 видов икры и личинок рыб из десяти семейств. Средняя численность икры колебалась от 5.8 экз/м^2 в западном секторе исследований до 20.9 экз/м^2 – в восточном, а личинок – от 1.7 до 9.7 экз/м^2 соответственно. В июне 2018 г. наблюдалась высокая эффективность нереста *Engraulis encrasicolus*: отношение численности личинок к количеству икры в море на порядок превышало данные 1970-х гг. и составляло в среднем 23.7%. Отмечено снижение минимальных размеров личинок массовых видов тепловодных рыб, что, вероятно, связано с сокращением периодов эмбрионального и постэмбрионального развития при повышении температуры воды в море >27°С. Неоднородность пространственного распределения численности ихтиопланктона и биомассы фитопланктона проявлялась в их увеличении от шельфовых к глубоководным станциям в соответствии с контрастами температуры воды и характером циркуляции на западных и восточных периферия региональных квазистационарных антициклонических круговоротов и, наоборот, в их снижении вне зоны влияния этих динамических структур.

Ключевые слова: ихтиопланктон, фитопланктон, пространственное распределение, гидрологический режим.

DOI: 10.31857/S0321059622030063

ВВЕДЕНИЕ

В морях умеренной природной зоны с хорошо выраженной сезонной изменчивостью гидрологического режима, к каковым относится Черное море, параметры гидрологических сезонов определяют многие биологические циклы. Устоявшийся в течение длительного периода (нескольких десятилетий) диапазон изменчивости основных лимитирующих факторов среды определяет время наступления и длительность биологических сезонов, в том числе и массовый нерест различных видов рыб [3–5, 27, 29].

Климатические изменения, отмеченные с начала 1990-х гг., оказали существенное влияние на сезонные гидрологические и экологические процессы в Мировом океане, изменили условия обитания и воспроизводства различных гидробионтов на всех трофических уровнях [32, 34, 36]. В Черном море повышение температуры воды (увеличение теплозапаса верхнего 100-метрового слоя) привело к изменениям в фенологии нереста как умеренноводных, так и тепловодных видов рыб, к снижению размерно-весовых характеристик рыб в период эмбрионального и постэмбрионального развития [2, 3, 14, 37, 38]. Выживание личинок рыб в период их перехода на экзогенное питание в значительной степени зависит от обеспеченности их кормом (фито- и микрозоопланктоном) [30, 31, 33, 35, 39]. Скопления личинок массовых видов рыб обычно наблюдаются в зонах конвергенции на внешних границах Основного черноморского течения (ОЧТ) и шельфовых термодинамических образований, однако в некоторых случаях – и в пределах западного и восточного циклонических круговоротов [6, 15, 16, 18, 40].

[1] Работа выполнена в рамках бюджетных тем: 121030100028-0 "Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана", 121030300149-0 "Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса", 121041400077-1 "Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом".

В последние годы исследований в летний гидрологический сезон отмечается рост видового разнообразия ихтиопланктона и в открытых водах шельфа [16, 37]. Замедление скорости ОЧТ в летний гидрологический сезон приводит к усилению его меандрирования вдоль свала глубин, к вовлечению в зону антициклонов вод из прилегающих участков моря и способствует более равномерному распределению планктона на шельфе и на прилегающих глубоководных участках [1, 2].

В настоящей статье рассмотрены особенности видового состава и пространственного распределения ихтиопланктона и фитопланктона, а также эффективность нереста и изменение размерных характеристик личинок массовых видов тепловодных рыб в связи с региональной изменчивостью гидрологического режима Черного моря в период интенсивного прогрева поверхностного слоя моря в начале летнего нерестового сезона 2018 г.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Материал собирался на шельфе и в открытых водах северной части Черного моря с 10 по 28 июня 2018 г. в 102 рейсе НИС "Профессор Водяницкий". Ихтиопланктон собирали обратноконической ихтиопланктонной сетью Богорова–Расса (80/113), выполненной из мельничного сита ячеей 400 мкм в режиме вертикальных ловов в слое от дна до поверхности на станциях, выполненных над глубиной до 100 м, и от нижней границы кислородного слоя (согласно показаниям CTD-зонда "Sea Bird 911 plus") до поверхности в глубоководных районах исследований. Ихтиопланктон фиксировался 4%-м раствором формальдегида и обрабатывался в стационарных условиях в течение месяца после сбора. Ихтиопланктон идентифицировали по монографии [7]. Индексы разнообразия рассчитаны по формулам, предложенным в [22]. Питание личинок рыб изучалось по методике [10], распределение личинок по типу питания дано по [26]. Для определения структуры фитопланктона были собраны пробы воды с различных глубин эвфотической зоны. Пробы отбирали кассетой 5-литровых батометров CTD-комплекса и сгущали методом обратной фильтрации через трековые мембранные фильтры диаметром пор 1 мкм. Обработку проб проводили по методике [25]. Видовые названия гидробионтов даны по WoRMS [42]. Всего проанализировано 60 проб ихтиопланктона и 36 проб фитопланктона.

Для анализа гидрологического режима моря в период исследований использованы данные инструментальных наблюдений за термохалинной структурой и течениями в 102 рейсе НИС "Профессор Водяницкий" [1], космические снимки поверхности моря и альтиметрические данные за период с середины апреля до середины июля 2018 г. [21], а также соответствующие по времени данные океанологических наблюдений в различных прибрежных районах Крымского п-ова [11, 12, 29].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Период выполнения съемки (июнь 2018 г.) соответствовал начальной фазе летнего гидрологического сезона. Ему предшествовал умеренно-теплый зимний гидрологический сезон с пространственной изменчивостью температуры поверхности моря (ТПМ) в период максимального выхолаживания от 8–9°С в западном секторе до 10–11°С – в восточном. В весенний гидрологический сезон увеличение ТПМ повсеместно началось в первой половине апреля и продолжалось до конца мая – начала июня, когда большая часть исследуемой акватории прогрелась до 19–20°С, а у берегов Кавказа – до 21°С [21].

Расчет геострофической циркуляции по данным [21], динамической топографии и инструментальных измерений течений за период выполнения исследований [1] показали, что основным элементом циркуляции поверхностных вод было ОЧТ, ориентированное вдоль континентального склона с двумя глубокими циклоническими меандрами, к Ю от Керченского пролива и над западным склоном Большой топографической ложбины (БТЛ), образующими в прибрежной зоне юго-восточной части акватории квазистационарный антициклонический круговорот – Кавказский антициклон (КавАЦ) и над БТЛ – Севастопольский антициклон (СевАЦ) [13]. В течение съемки положение данных динамических образований существенно менялось. Если на начальном этапе работ КавАЦ располагался на обширной акватории в районе Сочи, а СевАЦ – на стадии заполнения над северным склоном БТЛ (рис. 1а, 1г), то к концу исследований КавАЦ деформировался и сместился на СВ, а СевАЦ преобразовался в замкнутый круговорот и переместился на В в сторону Каламитского залива (рис. 1в, 1е).

В ихтиопланктонных пробах идентифицированы 351 икринка и 116 личинок рыб. Видовой состав ихтиопланктона был представлен 17 видами рыб из десяти семейств. Средняя численность икры составляла 12.4, личинок 4.3 экз/м^2. Пространственное распределение икры и личинок представлено на рис. 2.

В пробах доминировала тепловодная *E. encrasicolus*, чья икра составляла 81.5, а личинки – 55.9% общей численности всех видов. Доля мертвой икры *E. encrasicolus* в пробах составляла в среднем 73%. Такой процент погибшей икры в пробах характерен для июня – начала летнего нерестового сезона [7]. Доля икры *T. mediterraneus*

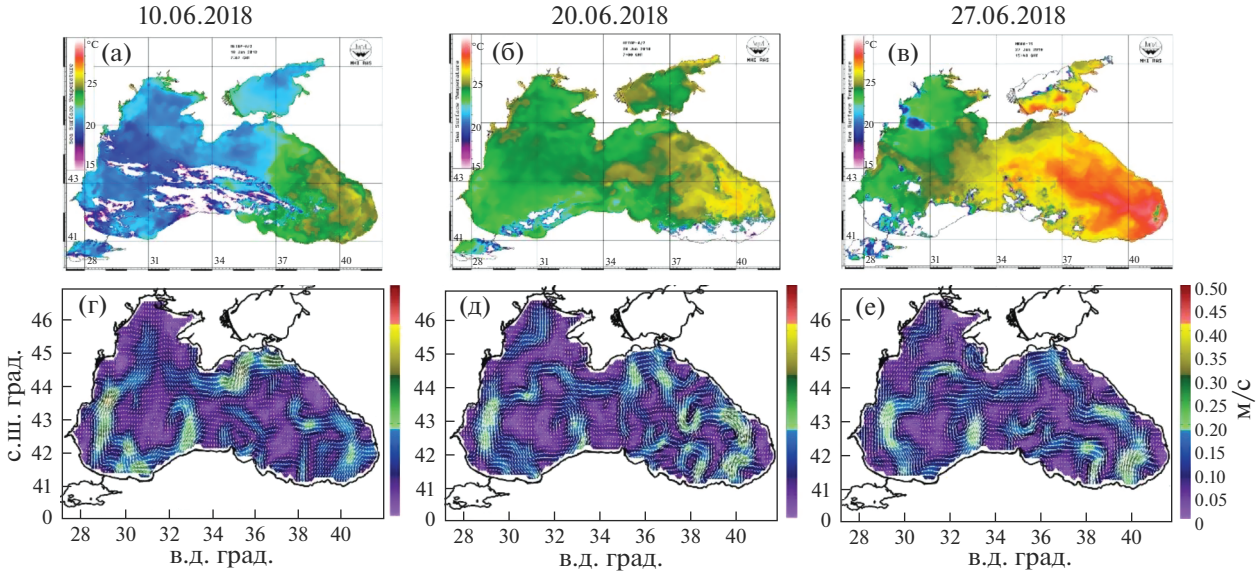


Рис. 1. Распределение ТПМ по данным космических снимков (а, б, в) и расчетные схемы геострофической циркуляции (г, д, е) [21].

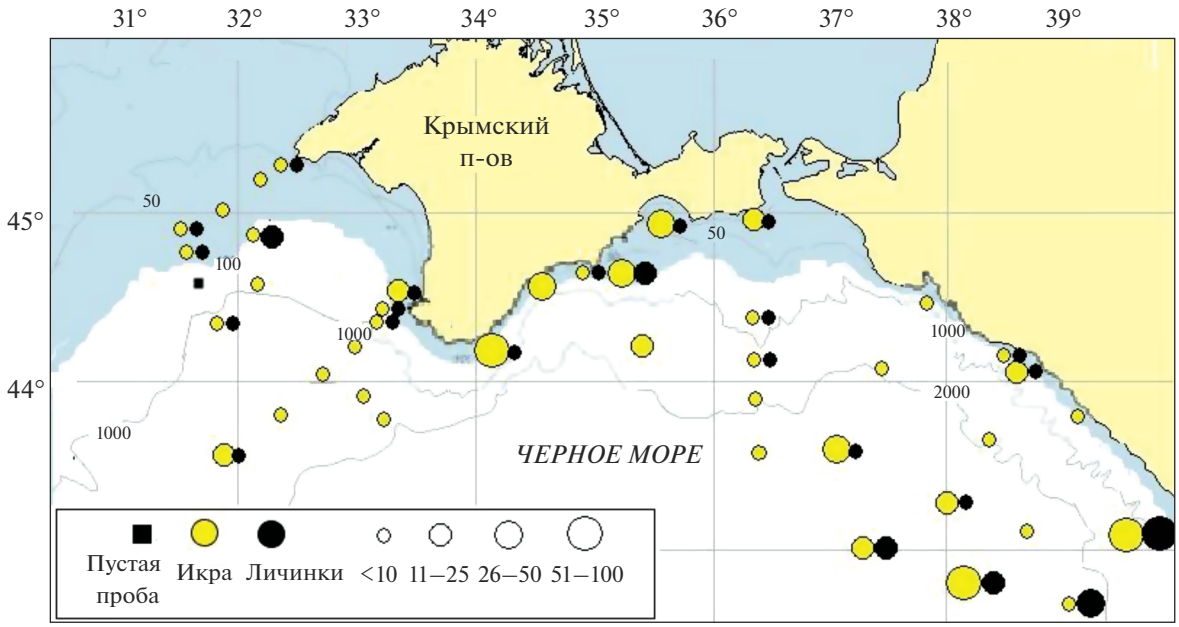


Рис. 2. Картосхема распределения икры и личинок рыб, экз/м^2, в июне 2018 г.

составляла 9.7, ее личинок ≤2.3%. Продолжался нерест трех видов умеренноводных рыб (*Sprattus sprattus*, *Merlangius merlangus, Trisopterus luscus*). Видовой состав и средняя численность ихтиопланктона различались в зависимости от глубины в районе исследований (табл. 1).

На шельфе (глубины <200 м) идентифицировано 16 видов икры и личинок рыб. Средняя численность икры составляла 13.9, личинок 3.0 экз/м^2 (табл. 1). Среди икры преобладали тепловодные *E. encrasicolus* (71.1%) и *T. mediterraneus* (15.1%). Среди личинок преобладали тепловодные виды из донной икры, составляя 56.6%. Доля личинок *E. encrasicolus* составляла 20.2%, а личинки *T. mediterraneus* в пробах отсутствовали. Умеренноводные виды были представлены икрой двух (11.6%) и личинками трех (9.9%) видов (табл. 1). В глубоководных (>200 м) районах исследований отмечено всего 10 видов икры и личинок рыб. Средняя численность икры по сравнению с шельфом сни-

Таблица 1. Структура видового состава (%) и средняя численность (экз/м^2) икры и личинок рыб на шельфе и в глубоководных районах Черного моря в июне 2018 г.

Видовой состав	Всего		Глубина <200 м		Глубина >200 м	
	икра	личинки	икра	личинки	икра	личинки
Engraulididae						
Engraulis encrasicolus Linnaeus, 1758	81.5	55.9	71.1	20.2	91.9	72.0
Clupeidae						
Sprattus sprattus (Linnaeus, 1758)	2.4	4.7	2.2	3.3	1.8	8.0
Gadidae						
Merlangius merlangus Linnaeus, 1758	4.8	2.3	9.4	3.3	0.9	–
Trisopterus luscus (Linnaeus, 1758)	–	2.3	–	3.3	–	2.0
Syngnathidae						
Syngnathus schmidti Popov, 1927	–	7.0	–	10.0	–	6.0
Hippocampus guttulatus (Cuvier, 1829)	–	2.3	–	3.3	–	–
Gobiesocidae						
Lepadogaster candolii Risso, 1810	–	2.3	–	10.0	–	–
L. lepadogaster (Bonnaterre, 1788)	–	4.7	–	13.4	–	2.0
Blenniidae						
Parablennius tentacularis (Brunnich, 1768)	–	2.3	–	3.3	–	–
Coryphoblennius galerita (Linnaeus, 1758)	–	2.3	–	3.3	–	–
Gobiidae						
Gobius niger Linnaeus, 1758	–	4.7	–	10.0	–	4.0
Pomatoschistus minutus (Pallas, 1770)	–	2.3	–	10.0	–	–
P. pictus (Malm, 1865)	–	2.3	–	3.3	–	2.0
Aphia minuta (Risso, 1810)	–	2.3	–	3.3	–	–
Mugilidae						
Mugil cephalus Linnaeus, 1758	0.8	–	–	–	0.9	–
Carangidae						
Trachurus mediterraneus Steindachner, 1868	9.7	2.3	15.1	–	4.5	4.0
Scophthalmidae						
Scophthalmus maeoticus (Pallas, 1814)	0.8	–	2.2	–	–	–
Средняя численность, экз/м^2	12.4	4.3	13.9	3.0	11.2	5.0
Стандартное отклонение	16.26	8.95	15.56	4.75	16.78	11.06
Количество видов	17		16		10	

зилась до 11.2 экз/м^2, а численность личинок, наоборот, возросла до 5.0 экз/м^2. В пробах также доминировала *E. encrasicolus*, доля ее икры возросла до 92, личинок – до 72%. Если на шельфе отношение численности личинок к количеству икры в море составляло всего 5.8% и было вполне сопоставимо с данными за 1960–1970-е гг., то в глубоководных районах исследований оно составляло 35%. Такая эффективность нереста обычно наблюдалась в июле [7]. Нерест *T. mediterraneus* здесь был результативным, доля ее личинок составляла 4% общей численности всех видов. Личинки *S. schmidti* составляли 6%, а личинки остальных тепловодных видов рыб встречались только единично. Умеренноводные рыбы были представлены икрой и личинками тех же трех видов, что и на шельфе. Доля их икры ≤2.7, личинок – 2% (табл. 1; рис. 2).

В июне 2018 г., в отличие от июня 2017 гг. [16], структура видового состава ихтиопланктона в целом была типична для начала летнего нерестового сезона в открытых водах Черного моря [7]. Несмотря на то, что количество видов в июне 2017 г. было выше, чем в 2018 г., индексы разнообразия [22] как на шельфе, так и в глубоководных районах исследований оказались вполне сопоставимы (табл. 2).

Существенно различались только индексы видового богатства на глубоководных участках исследований, где в июне 2018 г. количество видов снизилось при увеличении численности особей. В июне как 2017, так и 2018 гг. благодаря высокому доминированию *E. encrasicolus* на глубоководных участках индексы видового разнообразия (1.0) и выровненности (0.29) были одного порядка и сопоставимы с данными за 2013 г. [18]. На шельфе

Таблица 2. Индексы разнообразия ихтиопланктона

Показатели	102-й рейс НИС “Профессор Водяницкий”, 2018 г.		95-й рейс НИС “Профессор Водяницкий”, 2017 г.	
	<200 м	>200 м	<200 м	>200 м
Индекс видового разнообразия	2.22	0.97	2.06	1.0
Индекс видового богатства	12.95	7.17	13.84	10.63
Индекс доминирования	0.40	0.74	0.46	0.72
Индекс выровненности	0.54	0.29	0.47	0.29
Количество видов	16	10	22	12

Таблица 3. Структура видового состава (%) икры и личинок рыб в различных районах исследований

Видовой состав	Район Крымского п-ова						Район Кавказа	
	западный сектор		Вековой разрез		центральный сектор		восточный сектор	
	икра	личинки	икра	личинки	икра	личинки	икра	личинки
Engraulis encrasicolus	81.0	16.0	78.8	–	83.4	27.6	82.3	91.7
Sprattus sprattus	6.9	24.0	8.7	17.6	–	–	–	–
Merlangius merlangus	5.2	4.0	10.0	–	2.6	–	5.3	–
Trisopterus luscus	–	12.0	–	–	–	–	–	–
Syngnathus schmidti	–	32.0	–	11.8	–	3.4	–	2.1
Hippocampus guttulatus	–	–	–	–	–	3.4	–	–
Lepadogaster candolii	–	–	–	–	–	13.9	–	–
L. lepadogaster	–	–	–	11.8	–	20.7	–	–
Parablennius tentacularis	–	–	–	–	–	3.4	–	–
Coryphoblennius galerita	–	–	–	11.8	–	–	–	–
Gobius niger	–	12.0	–	17.6	–	13.9	–	–
Pomatoschistus minutus	–	–	–	11.8	–	10.3	–	–
P. pictus	–	–	–	17.6	–	–	–	–
Aphia minuta	–	–	–	–	–	3.4	–	–
Mugil cephalus	–	–	–	–	0.7	–	–	–
Trachurus mediterraneus	–	–	2.5	–	13.3	–	12.4	6.2
Scophthalmus maeoticus	6.9	–	–	–	–	–	–	–
Количество видов	7		10		12		4	

индексы видового разнообразия оказались почти вдвое выше, чем на глубоководных участках моря, и вполне сопоставимы с индексами разнообразия в прибрежных акваториях моря [17]. Высокие значения индекса разнообразия ихтиопланктона в шельфовых водах связаны, с одной стороны, с низкой степенью доминирования, а с другой – с увеличением количества видов личинок на шельфе.

Поскольку ихтиопланктонные исследования в июне 2018 г. проводили в течение трех недель, было выделено четыре сектора исследований, сбор проб в которых выполнялся в различные временны́е периоды (табл. 3).

Особенности пространственного распределения параметров вертикальной термической структуры: толщины верхнего квазиоднородного слоя (ВКС), глубины залегания ядра холодного промежуточного слоя (ХПС) и минимальных значений температуры в каждом из исследуемых секторов – соответствовали региональному характеру прогрева верхнего слоя моря, а также положению основных (циклонических и антициклонических) динамических образований, зон конверген-

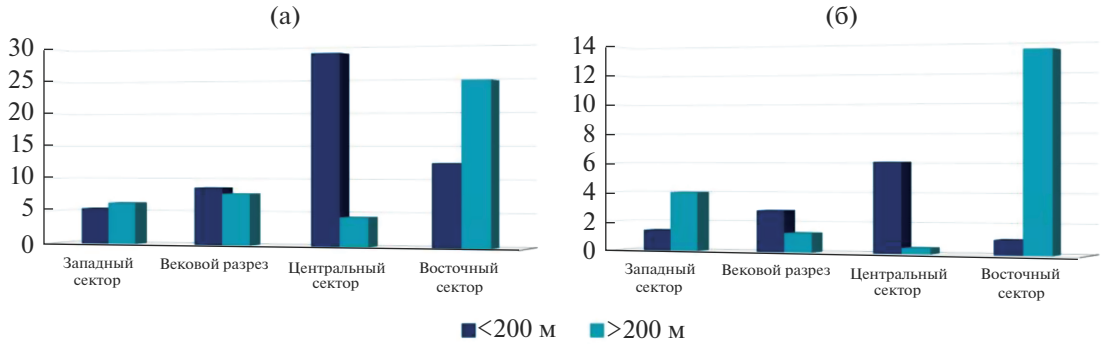


Рис. 3. Средняя численность икры (а) и личинок (б) рыб на шельфовых и глубоководных станциях в различных районах исследований.

ции и дивергенции течений. Толщина ВКС колебалась от 5–7 м в зонах циклонических меандров ОЧТ до 10–15 м в пределах СевАЦ и КавАЦ. Минимальные значения температуры в ядре ХПС по всей акватории составили 8.1–8.2°С, а глубины залегания варьировали от 40–50 м в зонах циклонических меандров до 70–80 м в области СевАЦ и 80–85 м – в КавАЦ [20].

В западном секторе исследования проводили с 10 по 16 июня 2018 г. юго-западнее м. Тарханкут в зоне влияния северо-западной периферии СевАЦ. Большая часть акватории прогрелась с 20–22 до 23–24°С, пониженные (на 1.0–1.5°С) значения ТПМ отмечались в центре СевАЦ и вдоль его восточной периферии вследствие адвекции более холодных вод из северо-западной части (СЗЧ) моря (рис. 1а). В ихтиопланктоне были отмечены икра и личинки только семи видов рыб, их средняя численность составляла 5.8 и 2.5 экз/м^2 соответственно (табл. 3; рис. 3). Икра была представлена двумя видами тепловодных (87.9%) и двумя видами умеренноводных (12.1%) рыб. В пробах доминировала икра *E. encrasicolus*, ее нерест был достаточно эффективным, отношение численности личинок к количеству икры в море составляло 8.5%, что вполне сопоставимо с данными за июнь в 1970-е гг. [7]. Личинки тепловодных видов составляли 60, а умеренноводных – 40% (табл. 3).

Средняя численность икры и личинок рыб возрастала от мелководных участков исследований к глубоководным. На шельфе средняя численность икры составляла 5.4, личинок – 1.4 экз/м^2; на глубоководных станциях (в акватории северной части БТЛ) увеличилась до 6.3 и 4.0 экз/м^2 соответственно (рис. 2, 3).

На Вековом разрезе (по направлению от м. Херсонес к Босфору) положение станций оказалось за пределами юго-восточной периферии СевАЦ – в зоне взаимодействия прибрежных вод, поступающих из Каламитского залива, и вод ОЧТ. Температура воды у поверхности была на один градус выше, чем в западном секторе района исследований, и только на ближайшей к м. Херсонес станции она была ≤20°С (рис. 1б). Здесь отмечены икра и личинки десяти видов рыб, их средняя численность составляла 8.0 и 1.7 экз/м^2 соответственно (табл. 3; рис. 3). Из теплолюбивых видов в ихтиопланктоне, кроме икры *E. encrasicolus*, которая доминировала в пробах, появилась икра *T. mediterraneus*. Личинки тепловодных видов были представлены только *S. schmidti* и видами из демерсальной икры, которые и доминировали в пробах, составляя 70.6%. Личинки умеренноводных видов были представлены только *S. sprattus*.

В отличие от западного сектора исследований, на Вековом разрезе средняя численность ихтиопланктона снижалась от шельфа к глубоководным участкам исследований (рис. 3). На шельфе средняя численность икры составляла 13.0, личинок 4.0 экз/м^2; а в глубоководных районах – 7.5 и 1.3 экз/м^2 соответственно.

На Вековом разрезе качественный состав пищевых объектов тепловодных и умеренноводных видов рыб практически не различался. В пищевом комке теплолюбивых личинок сем. Gobiidae (TL 3.1–7.0 мм) и умеренноводной *T. luscus* (TL 5.7 мм) отмечены ювенильные стадии копепод и сильно переваренные науплиусы Calanoida размером 0.20–0.35 мм в количестве от 1 до 4 экз. на один кишечник. Пищевой комок молоди *S. sprattus* (TL 30.0 и 32.0 мм), пойманной в полночь на глубоководной станции (1897 м), состоял из переваренной массы, включающей в себя многочисленные яйца гидробионтов и твердые непереваренные рога динофлагелляты *Ceratium tripos*. Ранее в кишечниках *S. sprattus* оформленные пищевые объекты редко встречались после 21 ч [19].

В центральном секторе (от м. Сарыч до Керченского п-ова) с 16 по 22 июня 2018 г. были отмечены усиление ветра и волнения в северо-восточной части моря и в глубоководном районе акватории ЮБК между 34° и 37° в.д. В связи с этим

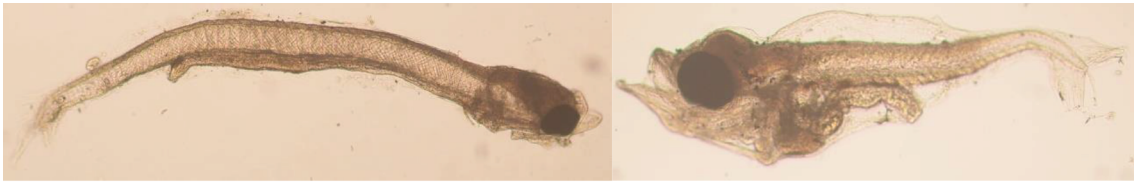


Рис. 4. Личинки *Engraulis encrasicolus* длиной 3.0 мм (слева) и *Trachurus mediterraneus* длиной 2.3 мм (справа).

ихтиопланктон собирали в основном в шельфовой зоне с глубинами до 200 м. Воды ОЧТ характеризовались повышенными до 23–24°С значениями ТПМ. Наиболее холодные воды (до 21–22°С) отмечены в узкой прибрежной зоне от Феодосийского залива до траверза Ялты как следствие ветрового сгона при сильном (до 12 м/с) северо-восточном ветре (рис. 1б, 1д). В ихтиопланктоне были отмечены 12 видов икры и личинок рыб, их средняя численность составляла 15.1 и 2.9 экз/м^2 соответственно (табл. 3; рис. 3). Икра была представлена одним видом умеренноводных и тремя видами тепловодных рыб. Доминировала *E. encrasicolus*, доля ее икры составляла 83.4%. В отличие от Векового разреза, ее нерест здесь был результативным, личинки составляли 27.6% общей численности всех видов, а отношение численности личинок к количеству икры в пробах составляло 6.3%. В пробах доминировали личинки из демерсальной икры (65%), два вида из сем. Syngnathidae составляли 6.8%, в том числе *Hippocampus guttulatus*, который обычно обитает только в узкоприбрежных биоценозах над глубинами до 20 м (табл. 3).

Количество видов и показатели средней численности ихтиопланктона в центральном секторе, как и на Вековом разрезе, снижались от шельфа к глубоководным участкам исследований (рис. 3). На глубоководных участках моря отмечено всего 3 вида, а средняя численность икры и личинок ≤4.4 и 0.4 экз/м^2 соответственно. На шельфе идентифицировано 11 видов рыб, средняя численность икры составляла 28.9, личинок – 6.1 экз/м^2. Здесь наблюдались наибольшее разнообразие личинок рыб и самый широкий их размерный диапазон. Длина личинок сем. Gobiesocidae колебалась от 5.2 до 7.3 мм, личинок сем. Gobiidae – от 2.2 до 9.5 мм. Исходя из размерного диапазона (от 2.2 до 2.8 мм), можно заключить, что личинки *E. encrasicolus* все находились на желточном типе питания, что свидетельствовало о начале результативного нереста.

В восточном секторе (Кавказ) с 23 по 28 июня на большей части акватории диапазон изменчивости ТПМ составил 26–28°С. Максимальные значения ТПМ (до 29°С) наблюдались в юго-восточной части полигона (рис. 1в). Средняя численность икры составляла 20.9, личинок – 9.7 экз/м^2. Отмечены икра и личинки трех видов тепловодных рыб, а умеренноводные представлены икрой *M. merlangus* (табл. 3). В восточном секторе распределение количества видов и средняя численность в ихтиопланктоне, как и в западном секторе, возрастали от мелководных участков исследований к глубоководным по мере увеличения ТПМ (рис. 3). Однако здесь максимальные значения параметров ихтиопланктона были приурочены к зонам конвергенции течений на внешней границе ОЧТ и глубоководной юго-восточной периферии КавАЦ (рис. 1в, 1е, 2). На шельфе в ихтиопланктоне отмечено 3 вида рыб, средняя численность икры составляла 12.5, личинок – 1.0 экз/м^2. Преобладала икра тепловодных *E. encrasicolus* и *T. mediterraneus*, составляя 76%. На икру умеренноводного *M. merlangus* приходилось 24%. Личинки представлены только *E. encrasicolus*, отношение численности ее личинок к количеству икры в море достигало 20%. На глубоководных станциях в ихтиопланктоне отмечено 4 вида. Средняя численность икры и личинок рыб составляла 24.7 и 13.5 экз/м^2 соответственно (рис. 3). Максимальная численность икры в пробах здесь достигала 80, личинок – 52 экз/м^2. Как и в центральном секторе исследований, здесь наблюдался массовый результативный нерест *E. encrasicolus*. Доля этого вида в ихтиопланктонных пробах >91% (табл. 3). Отношение численности ее личинок к количеству икры в море составляло 54%, что обычно наблюдается только к началу августа [7]. Личинки *E. encrasicolus* на желточном типе питания составляли 85, на смешанном – 13, на внешнем – 2%.

В восточном секторе исследований пойманы личинки *E. encrasicolus* длиной ~3 мм на смешанном типе питания, которые, согласно [7], по уровню развития соответствовали личинкам длиной ~5 мм на внешнем типе питания (рис. 4).

Аналогичная ситуация наблюдалась и для *T. mediterraneus* (рис. 4). Отмечены личинки длиной от 2.0 до 2.3 мм, которые по развитию соответствуют личинкам размером 4 мм, по [7]. Согласно экспериментальным исследованиям [26, 34, 41], повышение температуры воды приводит к сокращению периода эмбрионального и постэмбрионального развития рыб и к снижению размерного состава личинок. В период исследований у Кавказского побережья ТПМ уже достигала 29°С, что, вероятно, привело к ускорению эмбри-

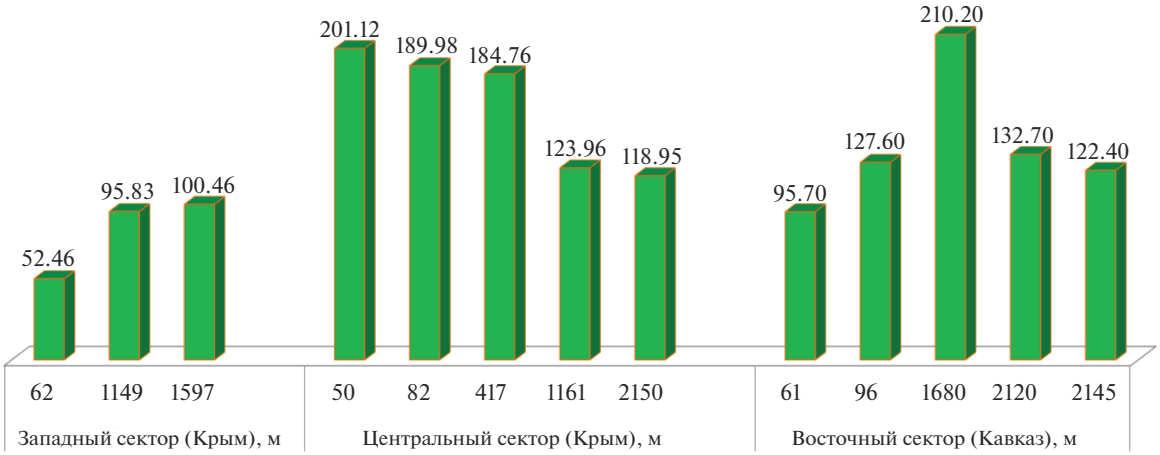


Рис. 5. Средняя биомасса, мг/м^3, фитопланктона в поверхностном слое на шельфовых и глубоководных станциях в различных районах исследований.

онального и постэмбрионального развития некоторых экземпляров личинок *E. encrasicolus* и *T. mediterraneus* (рис. 4).

Пространственное распределение икры и личинок рыб в западном, центральном и восточном районах исследований оказалось вполне сопоставимым с распределением биомассы фитопланктона в море (рис. 5). Фитопланктон – один из основных звеньев пищевой цепи водной экосистемы, присутствует в рационе всех ее обитателей. По данным [23], фитопланктон активно потребляют зоопланктонные организмы, составляющие основу кормовой базы практически всех представителей черноморской ихтиофауны на разных этапах их развития. По данным [40], темпы роста личинок *S. sprattus* положительно коррелировали с первичной продукцией (содержанием хлорофилла). Фитопланктон встречается и в пищевом комке личинок рыб на смешанном типе питания [8, 9, 28]. Так, из динофитовых в кишечниках личинок рыб отмечены *Prorocentrum cordatum* (Ostf.) J.D. Dodge, *Prorocentrum micans* Ehr., *Protoperidinium divergens* (Ehr.) Balech, из диатомовых – *Thalassionema nitzschioides* Grun, *Nitzschia longissima* (Breb.) Ralfs, *Coscinodiscus* sp. [8, 9, 28].

В период ихтиопланктонной съемки в июне 2018 г. в пробах фитопланктона были определены микроводоросли 48 наименований, относящиеся к пяти классам и одной сборной группе Flagellata. Видовой состав фитопланктона соответствовал летнему сезону с преобладанием динофитового (27 видов) и диатомового (15 видов) комплексов. В направлении от З к В отмечено изменение вклада диатомовых и динофитовых водорослей в биомассу суммарного фитопланктона. Вклад диатомовых водорослей возрастал от 28.6 (на З) до 45.2% (на В), вклад динофитовых уменьшался от 56.9 до 40.2% соответственно. При этом вклад примнезиевых водорослей существенно не менялся, составляя ~14.0%. По биомассе доминировали круглогодично вегетирующие водоросли – диатомовые *P. calcar-avis*, *Proboscia alata* (Brightw) Sundström и примнезиевая *Emiliania huxleyi* (Lohm.) Hay & Mohler. По численности во всех районах исследований преобладали примнезиевые водоросли, составляя в среднем 83% численности суммарного фитопланктона. В исследуемый период диапазон биомассы суммарного фитопланктона составлял 52.5–223.8 мг/м^3. В западном и восточном секторах исследований средняя биомасса фитопланктона последовательно возрастала от мелководных участков исследований к глубоководным (рис. 5).

В западном секторе биомасса фитопланктона возрастала от 52.5 мг/м^3 у берега до 100.5 мг/м^3 на глубоководной станции, а в восточном секторе – от 95.7 мг/м^3 над глубиной 61 м до 210.2 мг/м^3 над глубиной 1680 м, а с увеличением глубины >2000 м – снижалась до 122.4 мг/м^3. В центральном секторе наблюдалось снижение биомассы суммарного фитопланктона от прибрежных станций к глубоководным – от 201.1 мг/м^3 над глубиной 50 м до 118.9 мг/м^3 над глубиной 2150 м (рис. 5).

Особенности пространственного распределения численности ихтиопланктона и биомассы фитопланктона проявлялись в их увеличении от шельфовых станций к глубоководным в соответствии с контрастами температуры воды и характером циркуляции на западной периферии СевАЦ и на восточной периферии КавАЦ и, наоборот, в их снижении на типичных разрезах поперек ОЧТ вне зоны влияния этих динамических структур в центральном районе исследований и на Вековом разрезе [21, 24].

ВЫВОДЫ

В июне 2018 г. видовой состав ихтиопланктона был представлен 17 видами икры и личинок рыб из десяти семейств (16 видов на шельфе и 10 видов в глубоководных районах). Средняя численность икры составляла 12.4, личинок 4.3 экз/м^2. Структура видового состава ихтиопланктона была типична для начала летнего нерестового сезона в открытых водах Черного моря. На шельфе индексы видового разнообразия (~2.0), выровненности (~0.5) и видового богатства (~13.0) оказались почти вдвое больше, чем на глубоководных участках моря, и вполне сопоставимы с таковыми в прибрежных акваториях.

Несмотря на высокую смертность (73%) икры *E. encrasicolus* в пробах, характерную для начала нерестового сезона, в июне 2018 г. была отмечена высокая эффективность ее нереста: отношение численности личинок к количеству икры в море составляло в среднем 23.7%, а в восточном секторе исследований, где к концу съемки ТПМ превысила 27°С, >50%.

В восточном секторе исследований отмечалось снижение минимальных размеров личинок массовых видов промысловых рыб Черного моря (*E. encrasicolus* и *T. mediterraneus*) на смешанном типе питания, что, вероятно, связано с ускорением их эмбрионального и постэмбрионального развития при высокой температуре воды в верхнем слое моря.

Характер пространственного распределения икры и личинок рыб был сопоставим с распределением биомассы фитопланктона в море. Отмечалось увеличение численности ихтиопланктона и биомассы фитопланктона от прибрежных районов к глубоководным в соответствии с контрастами температуры воды и характером циркуляции на западной периферии СевАЦ и восточной периферии КавАЦ. Уменьшение численности ихтиопланктона и биомассы фитопланктона от берега к открытому морю наблюдалось на типичных разрезах поперек ОЧТ вне зоны влияния этих динамических структур в центральном секторе и на Вековом разрезе.

Ослабление ОЧТ в летний гидрологический сезон приводит к усилению его меандрирования, активизации квазистационарных антициклонических круговоротов и вовлечению в зону антициклонов вод из соседних, как правило более мелководных, участков моря. Это способствует более равномерному распространению планктона как в шельфовой, так и в глубоководной частях моря и создает благоприятные условия для выживания личинок рыб уже в начале летнего нерестового сезона, что подтверждается наличием широкого размерного ряда личинок с типом питания от желточного до внешнего.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артамонов Ю.В., Скрипалева Е.А., Федирко А.В., Шутов С.А., Дерюшкин Д.В., Шаповалов Р.О., Шаповалов Ю.И., Щербаченко С.В.* Циркуляция вод в северной части черного моря летом – зимой 2018 года // Экол. безоп. прибрежной и шельфовой зон моря. 2020 № 1. С. 69–90. https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-1-69-90
2. *Белокопытов В.Н.* Климатические изменения гидрологического режима Черного моря. Дис. ... докт. геогр. наук. Севастополь: Морской гидрофизический ин-т РАН, 2017. 377 с.
3. *Белокопытов В.Н.* Сезонный ход вертикальной термохалинной стратификации вод на Черноморском шельфе Крыма // Экол. безоп. прибрежной и шельфовой зон моря. 2019. Вып. 3. С. 19–24.
4. *Белокопытов В.Н., Ломакин П.Д., Субботин А.А., Щуров С.В.* Фоновая характеристика и оценка изменчивости вертикальной стратификации термохалинного поля у побережья Севастополя // Экол. безоп. прибрежной и шельфовой зон и комплексные исследования ресурсов шельфа. 2002. № 1 (6). С. 22–28.
5. *Гирагосов В.Е., Зуев Г.В., Репетин Л.Н.* Изменчивость репродуктивного *Sprattus sprattus phalericus* потенциала черноморского шпрота в связи с температурными условиями среды // Мор. экол. журн. 2006. Т. 5. № 4. С. 5–22.
6. *Гордина А.Д., Субботин А.А., Климова Т.Н.* Численность и особенности распределения ихтиопланктона в западной части Черного моря в летний период 1988 года. Севастополь: АН УССР, ИнБЮМ, 1990. 33 с.
7. *Дехник Т.В.* Ихтиопланктон Черного моря. Киев: Наук. думка, 1973. 234 с.
8. *Дука Л.А.* Питание молоди бычков (Gobiidae) // Тр. Севастопольской биол. ст. М.: Изд-во АН СССР, 1959. Т. 12. С. 297–317.
9. *Дука Л.А.* Питание личинок черноморской хамсы // Тр. Севастопольской биол. ст. М.: Изд-во АН СССР, 1961. Т. 14. С. 242–256.
10. *Дука Л.А., Синюкова В.И.* Руководство по изучению питания личинок и мальков морских рыб в естественных и экспериментальных условиях. Киев: Наук. думка, 1976. 110 с.
11. *Дьяков Н.Н., Мальченко Ю.А., Липченко А.Е., Боброва С.А., Тимошенко Т.Ю.* Особенности термохалинной структуры и гидрохимических условий прибрежных вод западной части Черного моря в 2018 г. // Тр. ГОИН. 2019. Вып. 220. С. 244–262.
12. *Дьяков Н.Н., Мальченко Ю.А., Липченко А.Е., Боброва С.А., Тимошенко Т.Ю.* Гидролого-гидрохимические характеристика прибрежных вод Крыма и необходимые мероприятия по снижению уровня загрязнения рекреационных зон // Тр. ГОИН. 2020. Вып. 221. С.163–194.
13. *Иванов В.А., Белокопытов В.Н.* Океанография Черного моря. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 212 с.
14. *Климова Т.Н., Вдодович И.В., Аннинский Б.Е., Субботин А.А., Подрезова П.С., Мельников В.В.* Влияние некоторых абиотических и биотических факторов на нерест европейского шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в Черном море в ноябре 2016–2017 гг. // Океанология. 2021. Т. 61. № 1. С. 67–78.

15. *Климова Т.Н., Вдодович И.В., Загородняя Ю.А.* Состояние ихтиопланктона у Крымского полуострова в августе 2011 г. // Вопр. ихтиол. 2018. Т. 58. № 3. С. 342–347. https://doi.org/10.7868/S0042875218030104
16. *Климова Т.Н., Вдодович И.В., Субботин А.А., Загородняя Ю.А., Подрезова П.С., Гарбазей О.А.* Распределение ихтиопланктона в связи с особенностями гидрологического режима у берегов Крыма (Черное море) в весенне-летний сезон 2017 г. // Вопр. ихтиологии. 2021. Т. 61. № 2. С. 194–204.
17. *Климова Т.Н., Подрезова П.С.* Видовое разнообразие ихтиопланктона в различных по степени антропогенной нагрузки районах прибрежной акватории Севастополя // V Балтийский морской форум. Всерос. науч. конф. "Водные биоресурсы, аквакультура и экология водоемов". Калининград: КГТУ, 2017. С. 183–187.
18. *Климова Т.Н., Субботин А.А., Мельников В.В., Серебрянников А.Н., Подрезова П.С.* Пространственное распределение ихтиопланктона у Крымского полуострова в летний нерестовый сезон 2013 г. // Морской биол. журн. 2019. Т. 4. № 1. С. 63–80.
19. *Липская Н.Я.* Суточный и сезонный ход питания черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus* Risso) // Тр. Севастопольской биол. ст. М.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. XIII. С. 190–203.
20. *Морозов А.Н., Маньковская Е.В.* Холодный промежуточный слой Черного моря по данным экспедиционных исследований 2016–2019 годов // Экол. безоп. прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 2. С. 5–16.
21. Морской портал. Архив данных по Черному морю. [Элекронный ресурс]. http://dvs.net.ru/mp/data/main_ru.shtm (дата обращения 23.04.2021)
22. *Одум Ю.* Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 376 с.
23. *Петипа Т.С.* Питание планктонных ракообразных // Биологические исследования Черного моря и его промысловых ресурсов. М.: Наука, 1968. С. 67–71.
24. *Попов Ю.П.* Распространение шельфовых вод в северо-западной части Черного моря и их обмен с водами открытого моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2010. Вып. 23. С. 117–126.
25. *Радченко И.Г., Капков В.И., Федоров В.Д.* Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона. Учебно-методическое пособие для студентов биологических специальностей университетов. М.: Мордвинцев, 2010. 60 с.
26. Размножение и экология массовых рыб Черного моря на ранних стадиях онтогенеза. Киев: Наук. думка, 1970. 211 с.
27. *Расс Т.С.* Рыбные ресурсы европейских морей СССР и возможности их пополнения акклиматизацией. М.: Наука, 1965. 107 с.
28. *Синюкова В.И.* О питании личинок некоторых литоральных рыб в Севастопольской бухте // Тр. Севастопольской биол. ст. М.: Изд-во АН СССР, 1960. Т. 13. С. 254–268.
29. *Трощенко О.А., Субботин А.А., Еремин И.Ю.* Изменчивость основных лимитирующих факторов среды в процессе выращивания двустворчатых моллюсков на ферме в районе Севастополя // Уч. зап. КФУ. Сер. география и геология. 2019. Т. 5. № 2. С. 308–321.
30. *Agostini V.N., Bakun A., Francis R.C.* Larval stage controls on Pacific sardine recruitment variability: high zooplankton abundance linked to poor reproductive success // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2007. V. 345. P. 237–244. https://doi.org/10.3354/meps 06992
31. *Asch R.G., Stock C.A., Sarmiento J.L.* Climate change impacts on mismatches between phytoplankton blooms and fish spawning phenology // Glob. Change Biol. 2019. V. 25. № 8. P. 2544–2559. https://doi.org/10.1111/ gcb.14650
32. *Auth T.D., Daly E.A., Brodeur R.D., Fisher J.L.* Phenological and distributional shifts in ichthyoplankton associated with recent warming in the northeast Pacific Ocean // Glob. Change Biol. 2018. V. 24. P. 259–272. https://doi.org/10.1111/gcb
33. *Cushing D.H.* Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis // Advances in Mar. Biol. 1990. V. 26. P. 249–293. https://doi.org/10.1016/ S0065-2881(08)60202-3
34. *Daufresne M., Lengfellner K., Sommer U.* Global warming benefits the small in aquatic ecosystems // PNAS. 2009. V. 106. № 31. P. 12788–12793. https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106
35. *Durant J.M., Hjermann D.Ø., Anker-Nilssen T., Beaugrand G., Mysterud A., Pettorelli N., Stenseth N.C.* Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments // Ecol. Lett. 2005. V. 8. P. 952–958. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00798.x
36. *Edwards M., Richardson A.J.* Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch // Nature. 2004. 430. P. 881–884. https://doi.org/10.1038/nature 02808
37. *Klimova T., Podrezova P.* Seasonal distribution of the Black Sea ichthyoplankton near the Crimean Peninsula // Regional studies Mar. Sci. 2018. № 24. P. 260–269. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.08.013
38. *Klimova T., Vdodovich I., Podrezova P.* Ichthyoplankton of the shelf and deepwater areas of the north and northeast of the Black Sea in the spring season // Turk. J. Fish. Aquat. Sci. 2021. V. 21. № 5. P. 255–263. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v21_5_05
39. *Malic M.J., Cox S.P., Mueter F.J., Peterman R.M.* Linking phytoplankton phenology to salmon productivity along a north– south gradient in the Northeast Pacific Ocean // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 2015. V. 72. P. 697–708. https://doi.org/10.1139/ cjfas-2014-0298
40. *Munk P.* Differential growth of larval sprat *Sprattus sprattus* across a tidal front in the eastern North Sea // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1993. V. 99. P. 17–27.
41. *Petereit Ch.* Influence of temperature and salinity on sprat (*Sprattus sprattus*) eggs and yolk sac larvae from contrasting environments: Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissen schaftlichen Fakultat der Christian-Albrechts-Universitat zu Kiel. 2009.
42. WoRMS. World Register of Marine Species. 2021. [Электронный ресурс]. http://www.marinespecies.org (дата обращения 15.07.2021)