

**ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И МОНИТОРИНГУ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ**

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ГИДРОХИМИИ И МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

**СБОРНИК СТАТЕЙ, ПОСВЯЩЕННЫЙ 105-ЛЕТИЮ СО ДНЯ
ОБРАЗОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА**



Ростов-на-Дону
2025

Сборник статей, посвященный 105-летию со дня образования Гидрохимического института, «Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод». – Ростов-на-Дону, 2025. – 383 с.

Главный редактор:

М.М. Трофимчук, кандидат биологических наук

Редакционная коллегия:

А.О. Даниленко, кандидат биологических наук

М.Ю. Кондакова, кандидат биологических наук

Ю.А. Андреев, кандидат химических наук

В.Е. Котова, кандидат химических наук

А.А. Назарова, кандидат химических наук

О.Л. Романюк, кандидат географических наук

Т.А. Чепурная, кандидат биологических наук

О.В. Якунина, Р.А. Аджиев, О.А. Михайленко,

Р.А. Белоусов, А.А. Коваленко

Сборник материалов опубликован при финансовой поддержке
Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды

В сборнике представлены материалы исследований по широкому кругу вопросов фундаментальной и прикладной гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод. В сборник включены статьи, касающиеся закономерностей формирования состава поверхностных вод суши в условиях антропогенного воздействия, трансформации и миграции растворенных и взвешенных веществ в водных объектах, а также экологических проблем поверхностных водных объектов и экологического нормирования состояния водных экосистем. Тематика опубликованных в сборнике материалов представляет интерес для широкого круга специалистов в области гидрохимии, гидробиологии, токсикологии, экологии. Тексты статей представлены в авторской редакции.

Компьютерная верстка: М.Ю. Кондакова, А.А. Коваленко, И.В. Коваленко, Д.Е. Коваленко

© Федеральное государственное бюджетное учреждение «Гидрохимический институт»

СОДЕРЖАНИЕ

ТРОФИМЧУК М.М. Гидрохимическому институту 105 лет!	8
--	---

СЕКЦИЯ 1. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ, ТРАНСФОРМАЦИЯ И МИГРАЦИЯ РАСТВОРЕННЫХ И ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

ГЛУХОВА С.А., ХАРИТОНОВА Н.А. Особенности формирования химического состава природных вод на участках неотектонических структур (Московский регион)	14
ГРИШАНЦЕВА Е.С., КАШУТИНА Е.А., ЯСИНСИКИЙ С.В., СИДОРОВА М.В. Оценка переноса загрязняющих веществ поверхностным склоновым стоком с территории города	21
ДУХОВА Л.А., ОГАНЕСОВА Е.В., АНИСИМОВА Е.В., ГРУЗЕВИЧ А.К., НОВИЦКИЙ К.С., ТОЛЧЕЕВА В.В., ЧЕВЫЧЕЛОВА Е.А. Соотношения гидрохимических показателей как критерии оценки изменчивости качества вод рек Москвы и Протвы	26
КЛЕЩЕНКОВ А.В., КОСТЮК В.А. Морфометрические характеристики и распределение солёности в устьевой области р. Дон	33
КОВАЛЕНКО А.А., КОНДАКОВА М.Ю., БАУМАРА М.А. Пространственно-временная изменчивость содержания тяжелых металлов в воде реки Амур	40
КОСЕНКО Ю.В., КАРТАМЫШЕВА Т.Б., ДОЛЖАНОВ П.Б., АЛЕКСЕЕВА Н.В. Условия среды обитания водных биоресурсов в реке Северский донец в 2024 г. по гидрохимическим показателям	48
КОСМЕНКО Л.С., ДАНИЛЕНКО А.О., КОВАЛЕВА В.В. Минерализация зарегулированного стока р. Волга в современных условиях изменений климата	55
ЛЕБЕДЕВА Т.Н., ИВАНЦОВА Е.А. Динамика ионно-солевого состава природных вод в пределах Арчединско-Донского песчаного массива на примере родника «Чернополянский»	64
МАХИНОВА А.Ф., МАХИНОВ А.Н. Влияние наводнений на развитие эрозионных процессов и загрязнение реки Амур	68
МЕРКУШИНА Г.А. Современное состояние озера Оброчное (г. Тюмень), в условиях антропогенного влияния	75
МИНАКОВА Е.А., ШЛЫЧКОВ А.П., КОНДРАТЬЕВ С.А. Внешняя биогенная нагрузка на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах Республики Татарстан	79

ХОММАТЛИЕВ Г.Б., ПОЛЕТАЕВА В.И., ПАСТУХОВ М.В. Применение статистических методов для обработки гидрохимических данных (на примере Иркутского водохранилища)	85
ЧЕПУРНАЯ Т.А., ЕРМАКОВИЧ Е.А., РОМАНЮК О.Л. Динамика концентраций нефтепродуктов в воде реки Камчатка	91
ШАШУЛОВСКАЯ Е.А., МОСИЯШ С.А. Динамика органического вещества и биогенных элементов в воде небольших водохранилищ разных географических зон	98
ШЕСТЕРКИН В.П. Особенности содержания нитратного азота в воде реки Амур у Хабаровска в паводки.....	104

СЕКЦИЯ 2. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

АБДИЕВА М.Ш., САДИЕВ Ф.Ф. Сезонные изменения загрязнения органическими веществами бассейна реки Зеравшан	109
АГАЕВА Р.Э., ВЕСЕЛОВА Е.В., СЕМКОВА Т.А. Роль регионального экологического надзора в минимизации негативного воздействия на поверхностные водные объекты Ленинградской области	116
БЕЛОУСОВ Р.А., ОВСЕПЯН А.Э., НАЗАРОВА А.А. О гидрохимических особенностях реки Мезень	120
ГОРГОЛА Л.Г., БУРДИНА Е.И., ПЕТРЕНКО А.А., КОСЕНКО Ю.В. Оценка содержания загрязняющих веществ и органического углерода в пробах воды рек Дон и Аксай в 2025 г.....	125
ДАНИЛЕНКО А.О. Результаты внедрения региональных нормативов качества воды на примере водных объектов Кольского полуострова.....	131
КОВАЛЕВА Г.Е., КОСМЕНКО Л.С., ЧЕРНИКОВА Г.Г., КОВАЛЕВА В.В. Особенности пигментных характеристик фитопланктона нижнего участка реки Дон	140
КОРНЕЕВ Е.С., ЖИВОГЛЯДОВА Л.А., ЛАБАЙ В.С., ШАРЛАЙ О.Б., БЕРЕЗОВА О.Н. Сиртон и бентос малой Лососевой реки Тонино-Анивского полуострова (юго-восточный Сахалин).....	150
ЛАВРЕНКО Н.Ю., РОМАНЮК О.Л., НИЧИПОРОВА И.П. К вопросу о качестве поверхностных вод суши Российской Федерации по данным мониторинга государственной наблюдательной сети Росгидромета	154
ТРОФИМЧУК М.М. Некоторые закономерности динамики состояния водных экосистем России	160

ХОРОШЕВСКАЯ В.О., ПРЕДЕИНА Л.М., ДЕРГАЧЕВ К.Ю., КИЛЕЙНОВА Е.С., ТАМБИЕВА Е.С., РЯЗАНЦЕВА И.А. К вопросу о влиянии ванадия и молибдена на фитопланктон в эксперименте на природной воде174

СЕКЦИЯ 3. НАУЧНЫЕ И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ И ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОД

КАЗМИРУК В.Д. Особенности исследования и мониторинга пластикового загрязнения зарастающих территорий и водных объектов182

НАЗАРОВА А.А., МИТЯШОВА О.Н., БЕЛОУСОВ Р.А., СЕВРЮКОВА Г.И. Анализ эффективности внутреннего контроля качества измерений при мониторинге состояния водных объектов189

ПАНИНА О.В., ДОНОВА О.Л. Геолого-геохимическая оценка состояния водной экосистемы акватории Цемесской бухты Черного моря194

СЕКЦИЯ 4. СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

АНДРЕЕВ Ю.А., ДЕРГАЧЕВ К.Ю., МИХАЙЛЕНКО О.А., КИЛЕЙНОВА Е.С. О распределении ртути в воде и донных отложениях Нижнего Дона200

БУРЫКИН И.В., АНДРЕЕВ Ю.А., КНЯЗЕВА Т.В., ДЕРГАЧЕВ К.Ю. Изучение распределения тяжелых металлов в нижнем течении р. Дон207

ЗАПЕВАЛОВ М.А., САМСОНОВ Д.П., ЛЕВШИН Д.Г., КОЧЕТКОВ А.И., ПАСЫНКОВА Е.М. Изменчивость количественного и качественного состава полихлорированных бифенилов и хлорорганических пестицидов в поверхностной и глубинной воде озера Байкал214

СЕКЦИЯ 5. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

БАКАЕВА Е.Н., АЛЬ-ГИЗЗИ М.А.Б. Новые аспекты определения качества поверхностных вод по комплексу биологических методов221

БАКАЕВА Е.Н., ЗАЙЧУК К.С., КОВАЛЕНКО И.В., КРАВЧЕНКО А.В. Альготоксичность рек дон и темерник в пределах г. Ростов-на-дону228

ГЛУЩЕНКО Г.Ю. Оценка экологического состояния Азовского моря в апреле 2024 г.234

ОГАНЕСОВА Е.В., САМОЙЛОВА Т.А., ДМИТРИЕВА Е.С., ЕРИКОВ Н.А. Изменение токсичности лаурилсульфата натрия для тест-организмов в условиях использования стандартных лабораторных сред и природной воды р. Москва	242
ПРЕДЕИНА Л.М., АНДРЕЕВ Ю.А, КОТОВА В.Е. О результатах комплексных гидрохимических и токсикологических исследований на водных объектах в черте г. Ростов-на-Дону	249
РУДНЕВА И.И., ШАЙДА В.Г., ШАЙДА О.В. Биоиндикация экологического состояния соленого озера Аджи-Байчи (Республика Крым) с помощью популяции артемии	258

СЕКЦИЯ 6. ОЦЕНКА И ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

БУКОВСКИЙ М.Е., НЕПРОКИНА К.С., ЗИНОВЬЕВА Т.И. Сравнительный анализ основных гидрохимических характеристик в реке Ворона выше и ниже по течению от города Уварово	265
ВЕДЕРНИКОВА А.А., КОРЕНЕВА Т.Г., СЫРБУ И.В., МАЗАНОВА А.Д., МАРЫЖИХИН В.Е. Современное состояние морской среды побережья у юго-западного Сахалина	271
ГОРБАЧЕВА Е.А., НОВИКОВ М.А. Современное состояние загрязнения пресноводных водоемов Мурманской области.....	279
ДАУВАЛЬТЕР В.А., СЛУКОВСКИЙ З.И. Оценка загрязненности донных отложений и экологического состояния озера Большой Вудъявр, Мурманская область.....	287
ТРОФИМЧУК М.М., КОМАРОВ Р.С. Оценка изменений качества воды и термодинамических параметров водных экосистем в районах интенсивной хозяйственной деятельности (на примере р. Оки).....	294
КОТОВА В.Е., АНДРЕЕВ Ю.А, ДЕРГАЧЕВ К.Ю., МИХАЙЛЕНКО О.А. Об углеводородном загрязнении озера Байкал.....	299
МЯЗИН В.А. Оценка экологического состояния системы Карасунских озер города Краснодар	307
НИЧИПОРОВА И.П., ЛЯМПЕРТ Н.А., РОМАНЮК О.Л. Динамика качества воды рек малой категории водности в бассейнах Оки и Камы в 2014-2023 гг.....	314
ОБОЛДИНА Г.А., АНДРЕЕВА К.И., ЗАСЫПКИН П.Д. Практика арбитражной оценки состояния водных экосистем по величине токсичной кратности разбавления	321
ПРИЛИПОВА Е.С., ТКАЧЕНКО А.Н. Содержание тяжёлых металлов и металлоидов в микрочастицах взвеси и донных отложений рек юго-западного Крыма	327

РЕЗНИКОВ С.А., ЯКУНИНА О.В., ТЕЗИКОВА Н.Б., АДЖИЕВ Р.А., РОМАНОВ А.П. Результаты комплексного мониторинга в проливе Малое море озера Байкал.....	333
РОМАНОВ А.П. Пространственное и временное распределение полициклических ароматических углеводородов (пау) в донных отложениях северной оконечности озера Байкал.....	339
СЛУКОВСКИЙ З.И., ДАУВАЛЬТЕР В.А. Основные источники загрязнения современных отложений озер фоновых районов Мурманской области (Арктика) ..	345
ЧЕРНОГАЕВА Г.М., САМОХИНА О.Ф., КУШНАРЕВА Т.Н., ЖУРАВЛЕВА Л.Р., МАЛЕВАНОВ Ю.А. О проблемах оценки речного стока и выноса химических и взвешенных веществ в Северный Ледовитый океан (р. Лена и р. Маккензи).....	352

**СЕКЦИЯ 7. СОВРЕМЕННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ СБОРА, ОБРАБОТКИ И
ПРЕДСТАВЛЕНИЯ ИНФОРМАЦИИ О КАЧЕСТВЕ ВОДЫ,
ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ. ПРИМЕНЕНИЕ
ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ
ОБЪЕКТОВ**

КОВАЛЕВА Г.Е., СЕНИН И.Н., КОСМЕНКО Л.С. Возможности дистанционных методов оценки состояния фотического слоя пресноводных объектов юга России.	359
КОНДАКОВА М.Ю., КОВАЛЕНКО А.А., БАУМАРА М.Ю. ГИС-проект «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем. Модуль «Бассейн р. Амур»»	368
ПАНИНА О.В., ДОНЦОВА О.Л. Анализ эффективности методов ликвидации УВ загрязнения поверхностных вод акватории Цемесской бухты.....	375

ГИДРОХИМИЧЕСКОМУ ИНСТИТУТУ 105 ЛЕТ!

М.М. Трофимчук

ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия

m.trofimchuk@gidrohim.com

В 2025 году Гидрохимический институт празднует 105 лет!

В России систематическое и целенаправленное изучение химического состава природных вод началось в 1914 году в Петрограде, когда по инициативе профессора, доктора химических наук, заслуженного деятеля науки и техники Павла Александровича Кашинского была организована химическая лаборатория при Гидрометрической части в Европейской России и Отделом Земельных улучшений П.А. Кашинский был назначен её заведующим. Но уже в 1917 году из охваченного революцией Петрограда лаборатория была эвакуирована в г. Новочеркасск. Главной задачей лаборатории стало изучение химического состава природных вод в Европейской части России. Павел Александрович прекрасно понимал, что для этого необходимо создать единые для всех учреждений, изучающих природные воды, методологию и методы исследования водных объектов.

В 1920 году декретом Советской власти в Новочеркасске при Донском институте сельского хозяйства и мелиорации на базе химической лаборатории создан научно-исследовательский Гидрохимический институт. Возглавил его также П.А. Кашинский. Первые годы работы института в стране, залечивающей раны после гражданской войны, проходили в очень сложных условиях. Ассигнования на научные исследования были скромны, в помещениях тесно, часто отсутствовали отопление, вода, электричество, при выполнении полевых исследований использовался гужевой транспорт.

П.А. Кашинский, в первые годы работы сосредоточил усилия института, главным образом, на исследовании лечебных грязей. Со второй половины 20-х годов институт приступил к решению проблемы засоления прудов, очень актуальной для засушливых степных районов юга России. В 1931 году вышло постановление Президиума Госплана СССР о составлении водного кадастра, и институт активно включился в эту работу.

П.А. Кашинский был инициатором организации в России печатного органа «Гидрохимические материалы», который сосредоточил публикацию работ по гидрохимии и смежным областям науки. В «Гидрохимических материалах» изъявили согласие участвовать более пятидесяти известных ученых России: среди них В.И. Вернадский, Н.С. Курнаков, В.М. Арциховский, С.П. Вологдин, И.Д. Зелинский, В.Н. Меншуткин и другие. Первый том «Гидрохимических материалов» вышел еще в 1915 г.

В 1933 г. по решению Северо-Кавказского крайисполкома Гидрохимический институт получил в центре Новочеркасска отдельную усадьбу, в главном здании которой был размещен Институт, а четыре флигеля во дворе предоставлены под квартиры его сотрудникам.

Долгие годы институт проводил планомерные исследования гидрохимического режима водных объектов, разрабатывал методы химического анализа природных вод и лечебных грязей, методологию гидрохимических наблюдений. Одним из наиболее важных направлений работы института П.А. Кашинский считал аналитические исследования. Еще в 20-х годах он поставил задачу: «проработать методику определения, по возможности, всех важнейших ингредиентов гидрохимического анализа и обеспечить быстрыми и простыми методами выполнение анализа в массовом масштабе, а также в экспедиционных условиях». За двадцатилетний период небольшой коллектив ученых института пересмотрел и существенно модифицировал существующие и разработал новые методики анализа природных вод и донных отложений (илов). Большой вклад в эти исследования внесли П.А. Кашинский, И.А. Гончарова, Н.А. Гусев, Н.В. Веселовский, В.Я. Еременко, К.Г. Лазарев, М.И. Кривенцов, Н.Г. Фесенко.

В эти же годы выполнены работы по технической гидрохимии – разработана методика по борьбе с коррозией и накипеобразованием в паровых котлах, использование которой значительно сократило число аварий на железнодорожном транспорте. В 1938 году за успешное развитие гидрохимической науки институт был включен в состав учреждений Академии наук СССР.

Выстоял институт и в годы Великой Отечественной войны, перестроив тематику работ согласно требованиям военного времени. В августе и сентябре 1941 г. было составлено краткое руководство по химическому анализу воды в экспедиционных условиях, которое использовали геолого-буровые отряды и санитарная служба Красной Армии. Проведен анализ воды более чем ста колодцев Новочеркасска на случай, если город останется без водопровода. С конца 1941 года институт регулярно снабжал дистиллированной водой лаборатории и лечебные учреждения. В годы оккупации фашистской Германией г. Новочеркасска Кашинскому удалось не только сохранить оборудование и библиотеку института, но и продолжить камеральную обработку полученных ранее результатов полевых наблюдений. Эти работы легли в основу научных докладов на первом послевоенном Гидрохимическом совещании, которое прошло в 1945 году.

С наступлением мирного времени Гидрохимический институт активно включился в работы по выполнению планов восстановления и развития страны. СССР осваивал огромные массивы орошаемых земель, создавал крупные гидротехнические сооружения для регулирования и перераспределения водного стока, что требовало больших объемов гидрохимических исследований.

До октября 1951 г. Гидрохимический институт имел небольшое число сотрудников и придерживался одного направления - разработки методологии исследования водных объектов и методов химического анализа природных вод и донных отложений (лечебных грязей). Но, понимая важность гидрохимических исследований, в 1951г. Академия Наук СССР, в ведении которой тогда находился институт, приняла решение о его значительном расширении и укреплении кадрового состава. В октябре 1951г. Президиум

Академии Наук СССР назначил директором Гидрохимического института члена-корреспондента АН СССР Олега Александровича Алекина.

Известный ученый-гидрохимик, автор уникального в те времена учебника «Общая гидрохимия» (1948 г.), О.А. Алекин отмечал «необходимость расширения теоретического фундамента гидрохимии и максимального приближения результатов исследований к запросам народного хозяйства страны». Поэтому с 1952 года штат института увеличивается, расширяется тематика исследований, приглашаются видные ученые страны: П.А. Крюков, возглавивший лабораторию генезиса природных вод, Василий Гордеевич Дацко, развивший в институте новое направление - изучение компонентного состава органического вещества природных вод.

Под руководством О.А. Алекина и при его непосредственном участии сотрудниками института были проведены масштабные гидрохимические исследования на крупных водных объектах СССР – оз. Балхаш, реках Волга и Дон, Цимлянском и Волжских водохранилищах, на трассе Главного туркменского канала в Каракумах, на прудах юго-востока европейской части страны, в районах рудных месторождений Северного Кавказа и др. В этот период были начаты исследования химического состава атмосферных осадков в различных районах СССР и Антарктиды. Продолжалась разработка и совершенствование методологии гидрохимических исследований и методов химического анализа вод. Была создана полевая гидрохимическая лаборатория.

Выполненные в этот период исследования и их результаты способствовали не только значительному углублению знаний об основных закономерностях в области гидрохимии, познанию природы химического состава различных водных объектов и их гидрохимического режима, но и позволили решать многие практические вопросы, возникающие в связи с использованием водных ресурсов для нужд народного хозяйства. Существенную роль в этом сыграли регулярные Гидрохимические совещания, в которых участвовали известные ученые страны.

В 1961 г. О.А. Алекин оставил Гидрохимический институт и возвратился в Ленинград. За время деятельности института с 1961 по 1977 гг. директорами института были Василий Гордеевич Дацко (1961-1964 гг.), Николай Григорьевич Фесенко (1964-1965 гг.), Алексей Артемович Зенин (1966-1977 гг.). В этот период (в 1963 г.) Гидрохимический институт был передан в ведение Главного Управления Гидрометеорологической службы СССР, в связи с чем институт стал ведущим научно-исследовательским, научно-методическим и координационным центром по проблеме качества поверхностных вод и их загрязнения. В сравнительно короткий срок был разработан и внедрен на сети в лабораториях Гидрометслужбы комплекс спектрофотометрических, газохроматографических, спектральных, люминесцентных и других методов анализа более 100 компонентов химического состава воды и эффективная система контроля качества аналитических работ.

В 70-е годы под научно-методическим руководством ГХИ и при его непосредственном участии выполнены работы по подготовке и созданию общегосударственной службы наблюдений и контроля за загрязнением

объектов окружающей среды в части поверхностных вод суши. На институт были возложены функции научно-методического руководства сетью наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши, осуществляемых в рамках Государственной сети наблюдений. В связи с новыми обязанностями в развитии научных исследований ГХИ значительно возросла роль прикладной гидрохимии. Одним из ведущих направлений стала разработка научно-прикладных основ мониторинга качества поверхностных вод суши и их загрязнения. С этого периода получили развитие новые направления: автоматизация анализа поверхностных вод суши, дистанционные методы наблюдений, биологические методы анализа природных вод, которые успешно развиваются и в настоящее время, в частности, при разработке методологических принципов построения системы оперативного мониторинга состояния природных вод.

В 1977 г. институт возглавил доктор геолого-минералогических наук, профессор А. М. Никаноров. Под его руководством с начала 80-х годов сотрудниками института продолжены работы по совершенствованию и развитию системы мониторинга, выполнены фундаментальные исследования внутриводоёмных процессов, созданы методы и технические средства натурального экологического моделирования. В этот период активно проводились многолетние экспедиционные исследования на водных объектах трассы БАМ, в районе строительства Канско-Ачинского топливно-энергетического комплекса (КАТЭК), в регионе развития Западно-Сибирского нефтегазового комплекса.

Даже в сложных экономических условиях 90-х годов институт продолжал обеспечивать научно-методическое сопровождение работ сетевых подразделений Росгидромета и проводить научные исследования. Основные усилия ученых были направлены на разработку нормативно-методических документов. Большое внимание уделялось вопросам гарантий качества гидрохимической информации. Были созданы компьютерные технологии сбора, хранения, обработки, обобщения режимных гидрохимических данных.

Институт принимал активное участие в международном сотрудничестве с США, Швецией, Болгарией, Польшей, Чехословакией, Германией, Венгрией, в международных программах по линии ЮНЕСКО, по унификации и стандартизации методов химического анализа, разработке систем комплексной автоматизации контроля качества природных вод. В течение 20 лет продолжались совместные научные исследования с Агентством по охране окружающей среды США в области охраны вод озер и эстуариев. И сегодня Институт является головной организацией по реализации международной программы «Глобальная система мониторинга окружающей среды: водные объекты» (ГСМОС/ВОДА) в России.

Анализ массивов многолетних режимных гидрологических, гидрохимических и гидробиологических наблюдений ГСН Росгидромета на реках Российской Федерации легли в основу монографий сотрудников института. Многие монографии авторов награждены ведомственными премиями Росгидромета как лучшие научно-исследовательские работы. За цикл статей «Перспективные методы термодинамики и экологического

моделирования при исследовании внутриводоёмных процессов в пресноводных экосистемах...», опубликованных в зарубежных изданиях в 2011-2013 гг., коллективу авторов в 2013 г. присуждена Международная премия академической издательской компании «Наука-Интерпериодика». В 2014 году издан «Словарь-справочник по гидрохимии и качеству вод суши», также удостоенный премии Росгидромета в 2015 г.

Была разработана оригинальная технология дистанционной спектрометрической съёмки водных объектов со среднего уровня для оперативной оценки загрязнения поверхностных вод суши, в которой в качестве платформы для установки измерительной техники используются мостовые сооружения.

Институт принимал участие в разработке и практической реализации «Системы комплексного экологического мониторинга Сочинского национального парка и прилегающих территорий» в процессе строительства спортивных объектов, во время проведения Зимних Олимпийских и Паралимпийских игр – 2014 года, а также после Олимпиады.

С 2014 года Гидрохимический институт возглавляет почетный работник Гидрометслужбы, кандидат биологических наук Трофимчук Михаил Михайлович. Под его руководством институт продолжает развивать научно-методологические основы организации и функционирования системы мониторинга состояния и загрязненности поверхностных вод суши.

К настоящему времени Гидрохимический институт подготовил свыше 150 нормативно-методических документов, из которых более 2/3 - методики измерений показателей состава природных вод. Их используют не только все подразделения Росгидромета, но и большинство организаций – водопользователей других министерств и ведомств Российской Федерации и стран СНГ. Разработка, совершенствование и внедрение физико-химических методов осуществляется в Гидрохимическом институте под руководством кандидата химических наук Ю.А. Андреева.

Под руководством кандидата химических наук Назаровой А.А. Гидрохимический институт регулярно проходит аккредитацию в области единства измерений, выполняет функции базовой организации по метрологии и стандартизации в области методов и технических средств получения информации о химическом составе и загрязнении поверхностных вод суши Росгидромета и Международного совета Содружества Независимых Государств по гидрометеорологии.

Одна из важнейших функций Гидрохимического института – анализ и обобщение результатов государственного мониторинга загрязнения водных объектов и подготовка информационно-аналитических материалов: Ежегодников «Качество поверхностных вод», материалов с оценкой качества поверхностных вод в ежегодные издания «Обзор состояния и загрязнения окружающей среды Российской Федерации» и «Фоновое состояние окружающей природной среды на территории стран СНГ», в Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды в Российской Федерации», в Государственный водный кадастр «Ресурсы поверхностных и

подземных вод, их использование и качество», в Государственный водный реестр, а также аналитические записки с оценкой качества воды за 3 предшествующие года, справки по запросам потребителей. Эти информационные материалы, подготавливаемые под руководством кандидата географических наук О. Л. Романюк, предназначены для своевременного обеспечения органов государственной власти, отдельных отраслей экономики и населения страны данными о состоянии и загрязнении водных объектов страны. Информационно-аналитические материалы, содержащие данные о качестве и загрязненности воды, размещаются на официальных сайтах Гидрохимического института, Института глобального климата и экологии, Государственного гидрологического института.

Для визуализации представления гидрохимической информации институт использует ГИС-технологии, позволяющие создавать интерактивные карты распределения показателей качества воды и уровня её загрязненности по всей территории страны. Разработкой интерактивных карт качества, состояния и загрязнения поверхностных вод руководит кандидат биологических наук Кондакова М.Ю.

Гидрохимический институт – одно из ключевых научных учреждений России по разработке методов биотестирования и оценки степени токсичности природных вод и донных отложений. Исследования в этой области проводятся в институте под руководством доктора биологических наук Е.Н. Бакаевой.

На современном этапе большое внимание уделяется разработке новых подходов и методов оценки состояния водных экосистем. Под руководством директора Гидрохимического института кандидата биологических наук М. М. Трофимчука разрабатывается методика оценки состояния водных объектов по термодинамическим параметрам на основе расчета энтропийного индекса.

Основным объектом научных исследований института в области гидрохимии озер является озеро Байкал. Под руководством Резникова С.А. специалисты профильной лаборатории выполняют оценку состояния и загрязнения озера Байкал по гидрохимическим, геохимическим и гидробиологическим показателям, руководят специальной сетью наблюдений за его загрязнением, изучают процессы формирования его гидрохимического режима.

Гидрохимический институт выполняет функцию специализированного центра обработки гидрохимической информации, которая является частью Единого государственно фонда данных. Прием, обработку, ведение баз данных и разработку программного обеспечения выполняют сотрудники ГХИ под руководством Соновой Г.С.

ГХИ оснащен современным аналитическим оборудованием, обладает серьезной теоретической и практической базой в области разработки методологии, методов и технических средств контроля качества поверхностных вод суши, большим опытом проведения экспериментальных и натуральных наблюдений, а также оперативных работ по расследованию чрезвычайных экологических ситуаций на водных объектах. Его кадровый состав пополняется молодыми специалистами, которые активно включаются в научную работу, что позволяет Гидрохимическому институту с оптимизмом смотреть в будущее

СЕКЦИЯ 1. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ, ТРАНСФОРМАЦИЯ И МИГРАЦИЯ РАСТВОРЕННЫХ И ВЗВЕШЕННЫХ

УДК 556.3.01

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА УЧАСТКАХ НЕОТЕКТОНИЧЕСКИХ СТРУКТУР (МОСКОВСКИЙ РЕГИОН)

С.А. Глухова¹, Н.А. Харитоновна²

¹Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия, glukhovasa@my.msu.ru

²Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия, Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Дальневосточный геологический институт Дальневосточного отделения Российской академии наук», Владивосток, Россия, tchenat@mail.ru

Аннотация: Мониторинговые исследования состава подземных и поверхностных вод выполнены с целью определения влияния структурно-тектонических гидрогеологических окон на формирование гидрогеохимических условий. На основании результатов изотопного состава выявлено, что Тростенская впадина является областью питания подземных вод подольско-мячковского водоносного комплекса. По данным изучения макрокомпонентного состава в центральной части Клепиковского прогиба происходит разгрузка подземных вод подольско-мячковского водоносного комплекса в вышележащий касимовский комплекс. Таким образом, структурно-тектонические гидрогеологические окна представляют потенциальный источник загрязнения подземных вод целевых водоносных комплексов карбона центральной части Московского артезианского бассейна. На основании изучения химического и изотопного состава, а также анализа опубликованной литературы, выдвинуто предположение, что озеро Глубокое карстового происхождения.

Ключевые слова: область высокой проницаемости, подземные воды, поверхностные воды, неотектоническая структура, Московский артезианский бассейн

FEATURES OF THE FORMATION OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF NATURAL WATERS IN AREAS OF NEOTECTONIC STRUCTURES (MOSCOW REGION)

S.A. Glukhova¹, N.A. Kharitonova²

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia, glukhovasa@my.msu.ru

Abstract: Monitoring studies of the composition of groundwater and surface waters were carried out to determine the influence of structural-tectonic hydrogeological high permeability zone on the formation of hydrogeochemical conditions. Based on the results of the isotopic composition, it was revealed that the Trostenskaya Depression is an area of groundwater recharge of the Podolsk-Myachkovsky aquifer complex. According to the study of the macrocomponent composition, in the central part of the Klepikovsky trough, there is a discharge of groundwater of the Podolsk-Myachkovsky aquifer complex into the overlying Kasimovskyaquifer complex. Thus, structural-tectonic hydrogeological high permeability zones are a potential source of groundwater pollution of the aquifer complexes of the Carboniferous central part of the Moscow artesian basin. Based on the study of the chemical and isotopic composition, as well as the analysis of published literature, it is suggested that Lake Glubokoe is of karst origin.

Key words: high permeability zone, groundwater, surface water, neotectonic structure, Moscow artesian basin

В пределах Московского региона подземные воды испытывают существенную антропогенную нагрузку, связанную с высокой величиной водоотбора и наличием большого количества потенциальных источников загрязнения (промышленные предприятия, полигоны ТКО, транспортные магистрали и т. д.). Ключевым вопросом рационального использования и охраны подземных вод на территории центральной части Московского артезианского бассейна (МAB) является взаимосвязь целевых для водоснабжения горизонтов и комплексов карбона с вышележащими комплексами и поверхностными водами. Особенностью этой взаимосвязи является наличие в разделяющих слабопроницаемых толщах фильтрационных окон различной природы, в том числе и тектонической.

По результатам линеamentного структурно-тектонического анализа в центральной части МAB выделены неотектонические структуры, Тростенская впадина и Клепиковский прогиб, образованные в условиях сдвиговых деформаций. За счет развития разрывных нарушений в слабопроницаемых отложениях сформирована ослабленная зона, представляющая собой структурно-тектоническое гидрогеологическое окно. На участках развития окон возможно относительно повышенная взаимосвязь между смежными водоносными комплексами и поверхностными водами, что приводит к формированию особых гидродинамических и гидрогеохимических условий. С целью изучения особенностей формирования химического и изотопного состава природных вод на участках тектонических структур проведены мониторинговые исследования, включающие отбор проб подземных и поверхностных вод и их лабораторные анализы.

По гидрогеологическим условиям в пределах Тростенской впадины целевой подольско-мячковский водоносный комплекс (C₂pd-мс) отделен от вышележащего мезокайнозойского водоносного комплекса келловей-кимериджской слабопроницаемой толщей (J₂₋₃k-км). Для района Тростенской впадины было отобрано 24 пробы подземных вод подольско-мячковского водоносного комплекса из водозаборных скважин, 12 проб подземных вод четвертичного водоносного комплекса из родников, 7 проб из поверхностных водных объектов (Рузское и Озернинское вдхр., оз. Глубокое, р. Москва) и 1 проба атмосферных осадков (снег).

По результатам анализа изотопного состава ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{17}\text{O}$) выявлено, что к Тростенской впадине приурочены подземные воды подольско-мячковского водоносного комплекса, характеризующиеся более тяжелым изотопным составом, чем на прилегающей территории (рисунок 1). Северо-западнее структуры также фиксируются подземные воды с более тяжелым изотопным составом, где к водораздельному пространству приурочена область питания подземных вод.

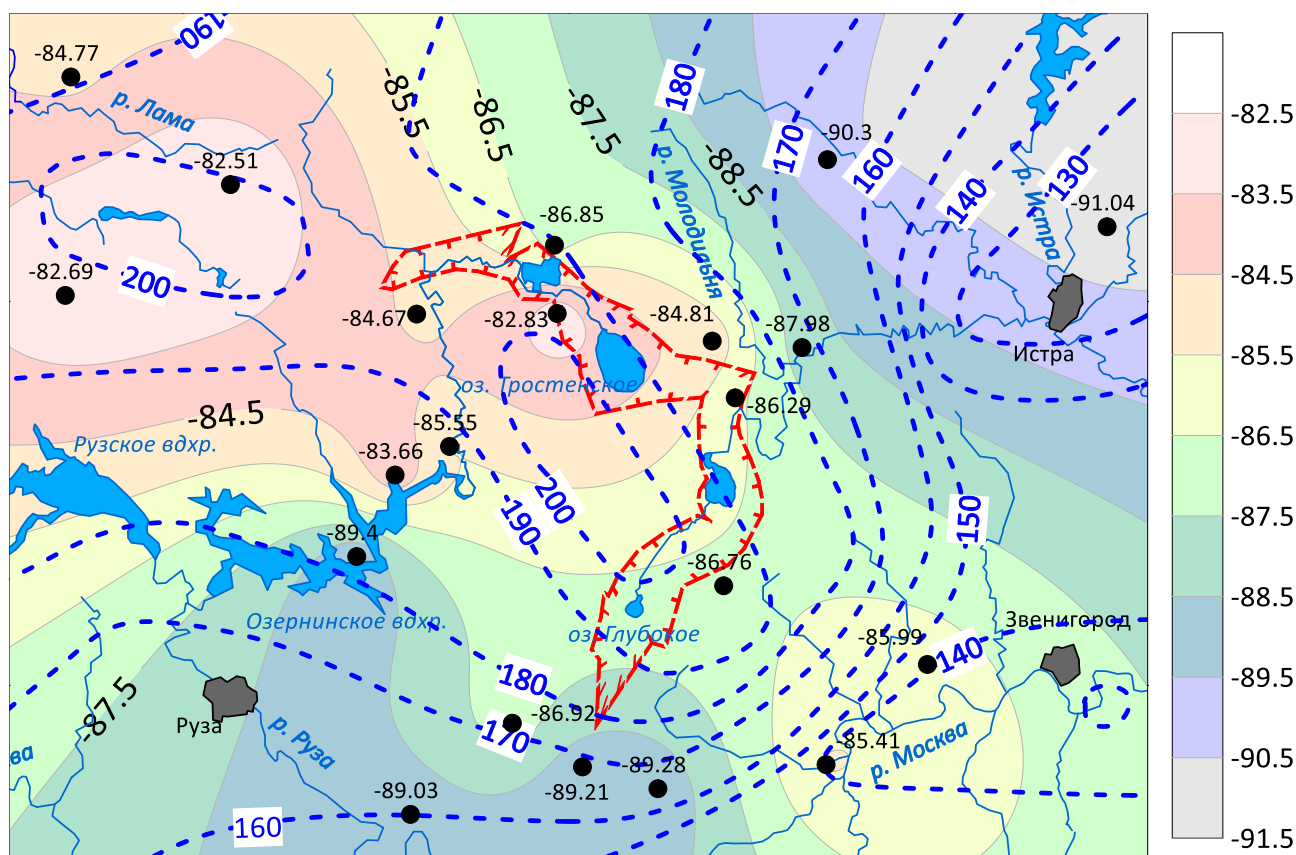


Рисунок 1 – Карта изменения $\delta^2\text{H}$ в подземных водах подольско-мячковского водоносного комплекса на территории Тростенской впадины

Облегчение изотопного состава происходит в соответствии с направлением движения подземных вод (на юг к р. Москва и на восток, юго-восток к г. Истра, г. Москва). Вероятно, облегчение изотопного состава на периферии связано с прохладным климатом ледникового периода московского

возраста. В то время, как в центральной части структуры и северо-западной нее в постледниковый период происходит поступление подземных вод из четвертичного водоносного комплекса с более тяжелым изотопным составом [2]. Подобная закономерность выявлена на территории Брянского месторождения, расположенного в юго-западной части МАБ, где в современной области питания в районе г. Рославль наблюдается некоторое «утяжеление» $\delta^{18}\text{O}$ в данково-лебедянском водоносном горизонте [8].

В пределах центральной части Клепиковского прогиба целевой касимовский водоносный комплекс верхнего карбона (C_3ksm) отделен от вышезалегающего комплекса мезокайнозоя келловей-кимериджской слабопроницаемой толщей ($\text{J}_{2-3\text{k-km}}$). На севере прогиба касимовский водоносный комплекс погружается под гжельско-ассельский водоносный комплекс ($\text{C}_3\text{g-P}_{1\text{a}}$), от которого отделен щелковской слабопроницаемой толщей (C_3sc). Снизу водоносный касимовский комплекс отделен от подольско-мячковского комплекса ($\text{C}_2\text{pd-mc}$) кривякинской слабопроницаемой толщей (C_3kr). В районе расположения Клепиковского прогиба всего было отобрано 5 проб подземных вод гжельско-ассельского водоносного комплекса, 4 пробы подземных вод касимовского водоносного комплекса из водозаборных скважин, и 6 проб из поверхностных водных объектов (р. Пра, оз. Дубовое, оз. Святое, оз. Иванковское, оз. Белое).

Анализ результатов гидрогеохимического опробования показывает, воды подольско-мячковского комплекса преимущественно гидрокарбонатно-сульфатные, значения сухого остатка составляют 0,83–3,2 г/л (ПДК 1 мг/л), общая жесткость составляет 10,2–28,7 мг-экв/л (ПДК 7 мг-экв/л), содержание сульфатов 535–1711 мг/л (ПДК 500 мг/л). В центральной части Клепиковского прогиба отмечается смена химического состава подземных вод касимовского водоносного комплекса с гидрокарбонатного на гидрокарбонатно-сульфатный. Здесь же зафиксированы максимальные значения величины сухого остатка и общей жесткости, а также содержания сульфатов. Качество подземных вод касимовского водоносного комплекса в пределах прогиба подобно качеству подземных вод при совместном оборудовании скважин на касимовский и подольско-мячковский комплексы. Таким образом, результаты изучения макрокомпонентного состава подземных вод доказывают наличие области разгрузки подземных вод подольско-мячковского комплекса в вышезалегающий касимовский в центральной части Клепиковского прогиба [3].

Весьма интересными представляются результаты опробования оз. Глубокое, расположенного на территории Тростенской впадины и оз. Белое, приуроченного к Клепиковскому прогибу. Оз. Глубокое является самым глубоким среди озер на Смоленско-Московской возвышенности. Длина озера составляет 1,2 км, ширина 0,85 км, площадь зеркала около 0,6 км² [5]. Озеро состоит из двух котловин – основной центральной воронкообразной глубиной до 32 м и малой котловины глубиной до 4 м. Стоки в озеро отсутствуют, из озера вытекает р. Малая Истра. Известны сведения о ледниковом или карстовом происхождении озера [1]. По данным исследования [6]

формирование озерной котловины произошло в гляциодепрессии во время московского оледенения, которая наполнилась водой в период последней стадии оледенения, и оз. Глубокое представляло собой более крупный водоем. В голоцене формирование озера осложнялось карстовыми процессами, иногда практически до полного спуска малой котловины и обмеления основной.

По результатам анализа поверхностных вод оз. Глубокое, его изотопный состав весьма отличается от состава других поверхностных водных объектов, опробованных в пределах исследуемой территории (р. Москва, Рузское и Озернинское вдхр.) (рисунок 2). Отношение $\delta^{18}\text{O}$ изменяется от -4,65 до -4,44‰, $\delta^2\text{H}$ от -49,22 до -48,18‰ и $\delta^{17}\text{O}$ от -2,44 до -2,32‰. Изотопный состав поверхностных вод оз. Глубокое аналогичен по отношению $\delta^{18}\text{O}$ и $\delta^2\text{H}$ составу атмосферных осадков летнего периода, что свидетельствует о преимущественном летнем питании озера [9].

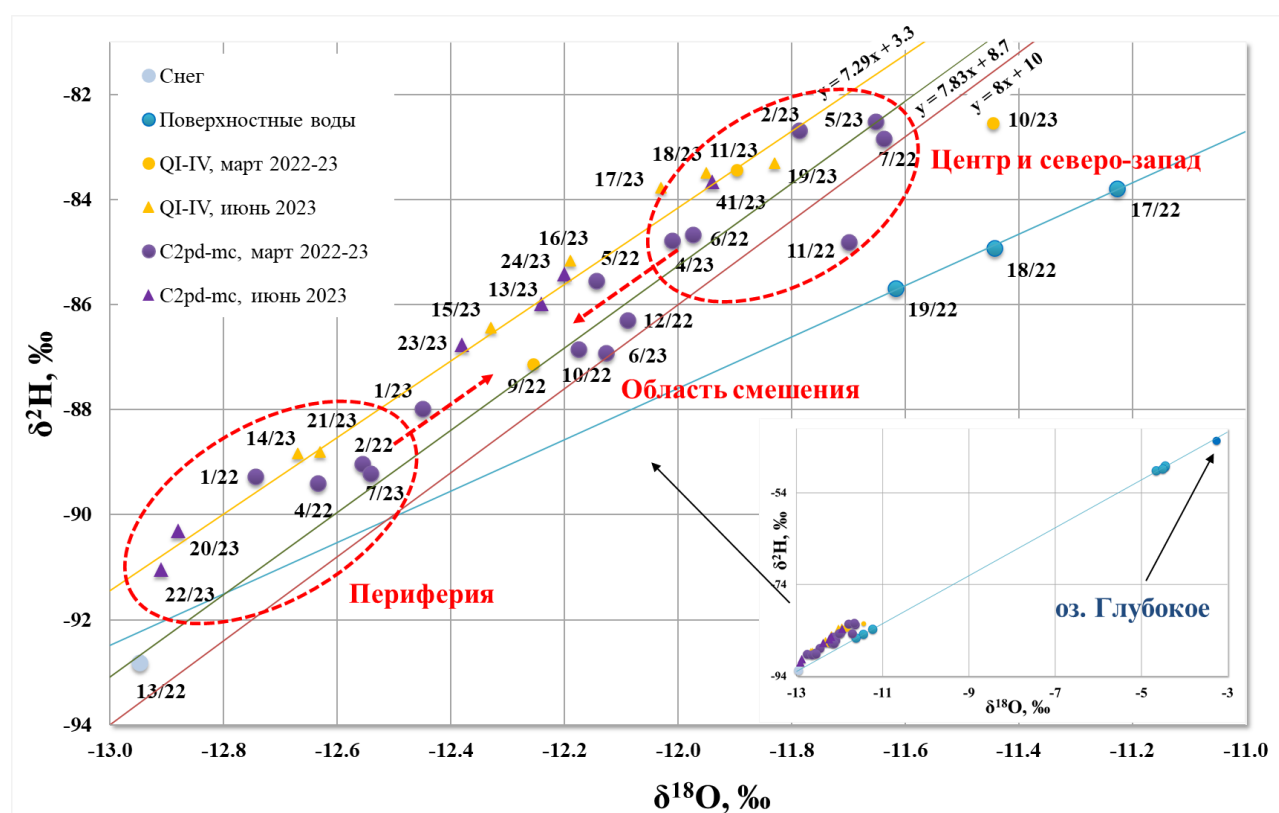


Рисунок 2 – График зависимости $\delta^2\text{H}$ от $\delta^{18}\text{O}$ в подземных водах подольско-мячковского и четвертичного водоносных комплексов, а также поверхностных вод на территории Тростенской впадины [2]

Также питание озера за счет атмосферных осадков подтверждается результатами измерения электропроводности по глубине озера [7]. За период наблюдений с 2017 по 2018 гг. электропроводность воды изменялась от 86 до 99 мкСм/см в основной толще воды и до 121 мкСм/см у дна, что свидетельствует о низкой величине питания озера за счет подземных вод. При этом сопоставление результатов опробования оз. Глубокое с результатами опробования оз. Белое карстового происхождения [4] показывает идентичный изотопный состав. Для оз. Белое содержание $\delta^{18}\text{O}$ составляет -3,25‰, $\delta^2\text{H}$ -

42,70‰ и $\delta^{17}\text{O}$ - 1,74‰. Сочетание таких признаков, как большая глубина озера (до 32 м), воронкообразная форма и преимущественное питание атмосферными осадками, позволяют предположить, что оз. Глубокое по происхождению может быть отнесено к карстовому типу. В районе озера мощность мезокайнозойских отложений составляет около 60 м, а максимальная глубина озера – 32 м. Следовательно, котловина оз. Глубокое образовалась не в карстующихся известняках, а в перекрывающих мезокайнозойских отложениях в результате механического вымывания («просасывания») рыхлого материала в растворенные карстовыми процессами трещины и может являться воронкой просасывания [4]. Аналогом оз. Глубокое является карстовое оз. Белое, расположенное на участке Клепиковского прогиба. Активизация карстового процесса в голоцене может являться одним из признаков современной тектонической активности южного сегмента Тростенской впадины.

По результатам выполненного исследования выявлено, что в пределах Тростенской впадины происходит питание подземных вод подольско-мячковского водоносного комплекса из вышележащего незащищенного мезокайнозойского комплекса. К центральной части Клепиковского прогиба приурочена область разгрузки подземных вод подольско-мячковского водоносного комплекса в касимовский водоносный комплекс. Таким образом, структурно-тектонические гидрогеологические окна представляют потенциальный источник загрязнения подземных вод целевых водоносных комплексов карбона центральной части МАБ.

Список литературы

1. Вагнер Б.Б., Дмитриева В.Т. Озера и водохранилища Московского региона: учебное пособие по курсу «География и экология Московского региона» – М.: МГПУ, 2006. – 73 с.

2. Глухова С.А., Харитонов Н.А., Ермаков А.В. Связь химического и изотопного состава природных вод с новейшей тектонической структурой в районе оз. Глубокое (Московская область) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335. – № 12. – С. 173-183.

3. Глухова С.А., Харитонов Н.А., Суханова Т.В. Влияние Клепиковского прогиба на гидрогеологические условия центральной части Мещерской впадины // Новые идеи в науках о Земле (XVII Международная научно-практическая конференция). – Т. 8. – МГРИ Москва: 2025. – С. 85–88.

4. Комаров М.М. Озеро Белое – уникальный природный объект на территории Рязанской области // Вестник Рязанского государственного университета имени С.А. Есенина. – 2013. – № 4(41). – С. 126–145.

5. Министерство экологии и природопользования Московской области. [Электронный ресурс] – Режим доступа: <https://mep.mosreg.ru/>. (Дата обращения: 27.03.2022).

6. Сапелко, Т. В., Гузиватый В.В., Кузнецов Д.Д. Комплексные палеолимнологические исследования на озере Глубоком// Гидробиологическая станция на Глубоком озере имени Н.Ю. Зографа : Труды / Под редакцией Н.М. Коровчинского. Том 11. М.: Общество с ограниченной ответственностью Товарищество научных изданий КМК. – 2017. – С. 139-148.

7. Соколов Д.И., Ерина О.Н., Терёшина М.А. и др. Современный гидроэкологический режим озера Глубокого // Труды II Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития». — Санкт-Петербург: Химиздат, 2018. – С. 590-593.

8. Субботина Л.А. Закономерности перетекания через верхнеюрскую глинистую толщу и его роль в формировании эксплуатационных запасов подземных вод Московского артезианского бассейна: дис. ... канд. геол.-мин. наук: 04.00.06/ Субботина Любовь Алексеевна. – М., 1984. – 237 с.

9. WaterIsotopes.org [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://wateriso.utah.edu/waterisotopes/pages/data_access/form_3_1.html. (Дата обращения 15.01.2024).

ОЦЕНКА ПЕРЕНОСА ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПОВЕРХНОСТНЫМ СКЛОНОВЫМ СТОКОМ С ТЕРРИТОРИИ ГОРОДА

Е.С. Гришанцева^{1,2}, Е.А. Кашутина¹, С.В. Ясинский¹, М.В. Сидорова¹

¹*Институт географии РАН, Москва, Россия*

²*Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, Москва, Россия, shes99@mail.ru*

Аннотация: Исследование посвящено оценке переноса загрязняющих веществ поверхностным склоновым стоком в Нижнем Новгороде. Анализ осадков ливневой канализации выявил высокое содержание подвижных и биодоступных форм металлов (Cd, Pb, Zn, Cu), что создает значительную экологическую угрозу для водных объектов. Используются методы ICP-MS, атомно-абсорбционный анализ и последовательные экстракции. Результаты показали опасную степень загрязнения ($Z_c = 57,4$) и высокую миграционную способность металлов, что требует усиленного мониторинга и контроля.

Ключевые слова: поверхностный склоновый сток, взвеси, металлы, биодоступность, ливневая канализация, модуль выноса загрязняющих веществ, Нижний Новгород

ASSESSMENT OF POLLUTANT TRANSFER BY SURFACE RUNOFF FROM URBAN AREAS

E.S. Grishantseva^{1,2}, E.A. Kashutina¹, S.V. Yasinsky¹, M.V. Sidorova¹

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geology, Moscow, Russia, shes99@mail.ru*

Abstract: The study assesses the transfer of pollutants by surface runoff in Nizhny Novgorod. Analysis of storm sewer sediments revealed high levels of mobile and bioavailable metals (Cd, Pb, Zn, Cu), posing a significant environmental threat to water bodies. Methods included ICP-MS, atomic absorption spectroscopy, and sequential extraction. Results indicated hazardous pollution levels ($Z_c = 57,4$) and high metal mobility, necessitating enhanced monitoring and control.

Key words: slope surface runoff, suspended solids, metals, bioavailability, storm sewer system, specific pollutant load, Nizhny Novgorod

Современные урбанизированные территории представляют собой сложные геохимические системы, характеризующиеся широким спектром загрязняющих веществ. Поверхностный склоновый сток – важный актор переноса загрязняющих веществ с территории городов в водные объекты. Несмотря на то, что в каждом крупном городе организована ливневая канализация, талые и дождевые воды, сформированные на территории городов, насыщенные взвесью

растворённых и взвешенных химических веществ, за редким исключением без очистки, поступают в водные объекты.

Автотранспорт и промышленность в городе воздействуют на химический состав водных объектов через атмосферные выбросы и неканализованный неочищенный сток [2]. Особенно характерны для поверхностных вод городов синтетические загрязнители – фенолы, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества (ПАВ), полихлорбифенилы (ПХБ). В ряде случаев они усиливают миграцию тяжёлых металлов за счёт образования растворимых комплексных соединений. В загрязнённых поверхностных водах города происходит увеличение содержания растворимых, главным образом, органических форм Cd и Ni, образующих с ПАВ устойчивые соединения. Для Hg, Cu, Zn и Pb увеличивается доля техногенной взвеси, в которой они находятся преимущественно в геохимически подвижных сорбционно-карбонатных, органических и гидроксидных формах [3].

И объёмы ливневого стока, и массы выноса ЗВ в разные по водности годы, и их влияние на качество воды этих рек и водохранилищ, принимающих сток от городских источников загрязнения, остаются во многом неизвестными в связи с практически полным отсутствием гидрологических постов и данных химического состава воды городских водных объектов. Между тем проектирование очистных сооружений и планирование водо- и природоохранных мероприятий на территории города напрямую зависят от точных оценок вида и общего объёма выноса загрязняющих веществ с поверхностным склоновым стоком во время оттепелей в зимний период, весеннего снеготаяния и в результате выпадения дождевых осадков в тёплый период года [6].

Один из способов оценки степени антропогенной трансформации городского водного цикла – изучение донных отложений городских водных объектов [7], а также осадков городской канализации ЖКХ и поверхностных ливневых вод. И если осадок очистных ЖКХ и промышленных предприятий характеризует состав сосредоточенного контролируемого стока, то состав осадка очистных ливневой канализации – интегральный показатель состояния городского склонового стока.

Материалы и методы исследования

Для проведения исследования были отобраны пробы осадка из отстойников современных очистных сооружений ливневой канализации, расположенных вблизи футбольного стадиона на Стрелке Нижнего Новгорода у слияния Оки и Волги. Осадок вывозится из отстойников один раз в год, после прохождения волны половодья. Площадь водосбора очистных сооружений ливневой канализации составляет около 7 км², или около 1,5 % территории Нижнего Новгорода. Ландшафтная структура (экспликация) водосбора очистных сооружений ливневой канализации в целом характерна для Нижнего Новгорода [9].

Отбор проб проводился в июне 2021 года, перед ежегодной очисткой отстойников, с соблюдением всех требований к сохранению исходных свойств материала.

В лабораторных условиях применялся комплекс современных аналитических методов, включающий масс-спектрометрию с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS) для определения валового содержания 48 элементов, атомно-абсорбционный анализ для определения содержания ртути, методику последовательных экстракций по Тессье для определения форм нахождения металлов [11], тест SBET для оценки биодоступности элементов [10, 12], гранулометрический анализ с использованием усовершенствованной методики Петелина-Аттерберга [1].

Основные результаты и их обсуждение

Гранулометрический анализ показал, что более 97 % частиц имеют размер менее 0,1 мм, при этом фракция <0,001 мм составляет 46 % от общей массы, что определяет высокую удельную поверхность взвесей, переносимых поверхностным склоновым стоком, и, как следствие, их значительную сорбционную емкость.

Анализ валового содержания элементов выявил значительное превышение кларков верхней части земной коры [4] для ряда металлов. Геохимическая ассоциация элементов, концентрирующихся в осадке и формирующих техногенную геохимическую аномалию имеет вид: $Cd_{16.8}-W_{8.2}-Sb_8-Ag_{7.7}-Zn_{5.8}-Cu_{5.1}-Te_{4.1}-Pb_{3.6}-Sn_3-Hg_{2.5}-Mo_{1.9}-Bi_{1.7}$. Суммарный показатель загрязнения Zc [8] составил 57,4, что соответствует опасной степени загрязнения и может вызывать существенные экологические последствия [5].

Применение метода последовательных экстракций позволило установить распределение металлов по различным геохимическим фракциям. Около 85 % железа находится в остаточной фракции. Кадмий отличается высокой долей подвижных форм (43 %), включая обменные (21 %) и карбонатные (22 %). Медь в 62 % случаев связана с органическим веществом. Цинк представлен в ассоциациях с оксидами и гидроксидами железа и марганца (62 %) и в подвижных карбонатных формах (15 %). Свинец преимущественно (в 53 % случаев) ассоциирован с оксидами и гидроксидами железа и марганца.

Такое распределение форм имеет важное значение для оценки потенциальной миграционной способности металлов при изменении физико-химических условий среды.

Результаты теста SBET показали, что биодоступность элементов варьирует в широких пределах – от 0 до почти 100 %. Наибольшей биодоступностью характеризуются высокоопасные кадмий (90 % форм) и свинец (70 % форм), чрезвычайно опасный мышьяк (>90 %), умеренно опасные цинк (70 %) и медь (60 % соединений).

Эти данные свидетельствуют о потенциальной опасности этих элементов, перемещающихся с поверхностным склоновым стоком, для человека и биоты.

На основе данных о накоплении осадков в отстойниках проведена предварительная оценка годового поступления металлов с твердой фазой поверхностного склонового стока с территории города в водные объекты. Поток железа оценивается в 1,3-2,1 т/км² в год, цинка в 15-24 кг/км² в год, свинца в 2-3 кг/км² в год, кадмия в 0,05-0,08 кг/км² в год, меди в 4,7-7,7 кг/км² в год.

Заключение

Осадки ливневой канализации Нижнего Новгорода характеризуются высоким уровнем техногенного загрязнения и значительным содержанием подвижных и биодоступных форм металлов и металлоидов. Наибольшую экологическую опасность представляют ассоциированные со взвесями кадмий, свинец, цинк, медь, ртуть. В первую очередь именно на контроль содержания этих металлов должен быть нацелен мониторинг водной среды Нижнего Новгорода.

Список литературы

1. Алексеева Т.Н., Свальнов В.Н. Усовершенствованная методика водно-механического анализа тонкозернистых осадков// Литология и полезные ископаемые. 2005. №6. С. 651–665.
2. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2017 году», 2018. Электронный ресурс: (http://www.mnr.gov.ru/docs/o_sostoyanii_i_ispolzovanii_vodnykh_resursov_rossiyskoy_federatsii/gosudarstvennyy_doklad_o_sostoyanii_i_ispolzovanii_vodnykh_resursov_rossiyskoy_federatsii_v_2017_god/)
3. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. 208 с.
4. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2015. № 2. С. 7–17.
5. Методические указания МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. 2.1.7. Почва, очистка населенных мест, бытовые и промышленные отходы, санитарная охрана почвы. Утв. Минздравом РФ 07.02.1999.
6. Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты. Москва, НИИ ВОДГЕО, 2014. 88 с.
7. Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности методы оценки). М.: Институт минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов, 2002. 52 с.
8. Янин Е.П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). М.: Институт минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов, 2004. 95 с.
9. Ясинский С.В., Сидорова М.В., Алиева М.Б., Чернов Р.А., Нарыков А.Н. Динамика и пространственное распределение снегозапасов в крупном городе в бассейне Волги (на примере Нижнего Новгорода) // Лёд и снег. 2022. Т. 62, № 2. С. 217–226.

10. Ruby M.V., Davis A., Link T.E., Schoof R., Chancy R.L., Freeman G.B., Bergstrom P. Development of an in Vitro Screening Test To Evaluate the in Vivo Bioaccessibility of Ingested Mine-Waste Lead// Environ. Sci. Technol. 1993. 27. P. 2870–2877.

11. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Annals Chem. 1979. V. 51. № 7. P. 844–851.

12. Wragg J., Cave M.R. In vitro Methods for the Measurement of the Oral Bioaccessibility of Selected Metals and Metalloids in Soils: A Critical Review. R&D Technical Report P5-062/TR/01: British Geological Survey. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD, 2002.

СООТНОШЕНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАК КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ИЗМЕНЧИВОСТИ КАЧЕСТВА ВОД РЕК МОСКВЫ И ПРОТВЫ

Л.А. Духова, Е.В. Оганесова, Е.В. Анисимова, А.К. Грузевич,
К.С. Новицкий, В.В. Толчеева, Е.А. Чевычелова
ФГБНУ Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного
хозяйства и океанографии (ФГБНУ «ВНИРО»), г. Москва, Россия,
dukhova@vniro.ru

Аннотация: Получены характеристики вод фоновых участков рек Москвы и Протвы с естественным режимом, не подверженных регулированию стока и существенному антропогенному влиянию. Показано, что индикаторами антропогенного влияния на трансформацию химического состава вод являются изменчивость соотношения концентраций главных ионов, таких как ионов кальция и натрия, сульфатов и гидрокарбонатов, хлоридов и гидрокарбонатов. Атомарные соотношения N:P и Si:P могут служить дополнительными показателями интенсивности процессов фотосинтеза.

Ключевые слова: химический состав, реки Москва и Протва, соотношения концентраций главных ионов

CHEMICAL CHARACTERISTICS RATIOS AS WATER QUALITY ASSESSMENT CRITERIA FOR RIVERS MOSKVA AND PROTVA

L.A. Dukhova, E.V. Oganeseva, E.A. Anisimova, A.K. Gruzevich,
K.S. Novitzkiy, V.V. Tolcheeva, E.A. Chevychelova
Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography,
Moscow, Russia, dukhova@vniro.ru

Abstract: Data on water composition were obtained for parts of rivers Moskva and Protva with natural regime and absence of heavy anthropogenic influence or flow regulation. The study showed that changes in main ion ratios such as, calcium and sodium ($\text{Ca}^{2+}:\text{Na}^+$), sulfates and hydrocarbonates ($\text{SO}_4^{2-}:\text{HCO}_3^-$), chlorides and hydrocarbonates ($\text{Cl}^-:\text{HCO}_3^-$) indicate anthropogenic influence on water chemical composition transformations. Atomic N:P and Si:P ratios can be used as supplemental indicators of photosynthetic activity.

Key words: chemical composition, Moskva river, Protva river, main ion concentrations ratio

Контроль качественного состояния водного объекта рыбохозяйственного значения, как среды обитания водных биоресурсов, включает в себя результаты регулярных наблюдений за изменчивостью химического состава вод. Такие наблюдения на отдельных участках русла позволяют судить о состоянии водной среды в момент исследований. Для оценки экологического состояния

водного объекта необходимо учитывать пространственно-временную изменчивость его гидрохимического режима. Известные подходы к таким оценкам до некоторой степени позволяют связать между собой различные показатели качества вод [1, 2], но не учитывают непостоянство воздействий на них различных факторов.

Особый интерес представляет анализ временной изменчивости фонового содержания веществ на участках рек с естественным режимом, не подверженных регулированию стока и существенному антропогенному влиянию. На сегодняшний день вопросы установления фоновых значений концентраций для химического состава вод одного водосбора или региона остаются дискуссионными. Этот показатель важен при оценке природной и антропогенной составляющих в концентрации веществ двойного генезиса, широко распространенных в природных водах.

Цель исследований заключалась в выявлении критериев, по которым можно отследить антропогенное влияние на пространственно-временную трансформацию гидрохимических режимов вод рек Москвы и Протвы. Изменчивость гидрохимических характеристик по длине реки – это интегральный показатель изменчивости переменных, определяющих природные и антропогенные источники питания реки. Среди компонентов химического состава вод выделяются наиболее консервативные, на которые, как правило, в речных водах минимальное влияние оказывают продукционно-деструкционные процессы и антропогенные факторы. Предполагается, что к таким показателям относится содержание растворенного кремния и ионов кальция и магния. Соотношение концентраций веществ двойного генезиса и этих ионов может служить критерием изменчивости экологического состояния водного объекта.

Материалы и методы

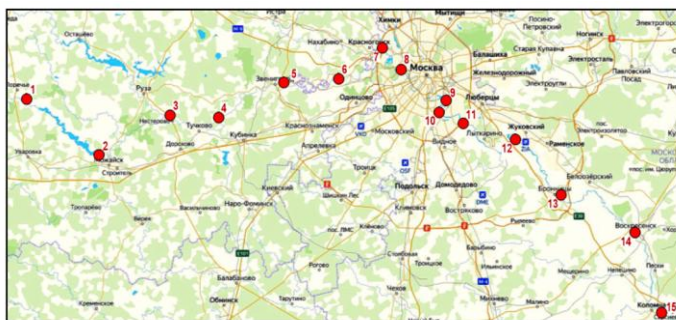
Исследование выполнено на основе анализа данных по отдельным компонентам химического состава и их соотношениям, а также степени загрязненности вод рек Москвы и Протвы, полученных во все фазы водного режима 2024 г. (половодье, летний и осенний периоды и зимняя межень) с привлечением данных гидрохимических исследований вод реки Москвы за 2021-2023 гг.

Реки Москва и Протва относятся к водным объектам рыбохозяйственного значения и являются притоками реки Оки. Расстояние между истоками р. Москвы и Протвы около 2 км. Вытекают они из разных болот – р. Москва из Старьковского, р. Протва – из Протовского. Между ними находится самая высокая точка Московской области – Замри гора. Расстояние между местами впадения этих рек в р. Оку по руслу около 130 км.

Близость расположения истоков рек позволит выявить различия, характер и индикаторы изменчивости фоновых характеристик природных вод рек Москвы и Протвы. Схемы отбора проб воды рек Москвы и Протвы приведены на рисунках 1а и 1б.

Химический состав вод рек оценивался по концентрациям главных ионов (хлоридов, сульфатов, гидрокарбонатов, калия, натрия, кальция, магния),

аммонийного, нитритного и нитратного азота, фосфатного фосфора и растворенного кремния, а также величинам общей жесткости и минерализации. Оценена изменчивость соотношений главных ионов от истока к устью. Рассчитаны атомарные соотношения биогенных элементов (N:P) и (Si:P), которые, зная соотношение Рэдфилда [4], показывают, какой элемент в период исследований лимитирует продукционные процессы.



а)

б)

Рисунок 1 – Схема расположения точек отбора проб воды в р. Москве в 2021-2024 гг.(а) и в р. Протве в 2024 г. (б).

Результаты и обсуждение

Река Москва является крупным притоком р. Оки протяженностью 497 км, из них около 1/6 части река протекает по территории города Москвы. Сток самой р. Оки можно считать условно естественным, так как только ее притоки р. Москва и р. Клязьма зарегулированы гидротехническими сооружениями, что можно отнести к антропогенному воздействию на химический состав вод. Длина реки Протва 282 км, питание смешанное, с преобладанием снегового при значительном участии подземного и дождевого. Сток р. Протвы естественный.

Поверхностные воды рек Москвы и Протвы по составу гидрокарбонатно-кальциевые. Верховья этих рек у д. Барсуки (точка 1 на рисунке 1а) и у д. Преснецово (точка 1 на рисунке 1б) можно отнести к фоновым участкам с минимальным антропогенным воздействием и с естественным соотношением главных ионов [2]. В таблицах 1 и 2 приведены диапазоны содержания основных ионов и их соотношений в реках Москве и Протве в верховьях рек Москвы и Протвы. Общая минерализация и жесткость воды, также как и содержание всех основных ионов в этих двух реках в зимний период отличается более чем в 2 раза (таблицы 1 и 2). В период половодья солевой состав вод в верховьях этих рек отличается незначительно. Это связано с резким увеличением расходов воды в период половодья за счет маломинерализованных талых вод. Доля подземного питания уменьшается. При этом соотношение главных ионов изменяется за счет увеличения содержания компонентов, как правило, не связанных с антропогенными загрязнениями (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^-).

Таблица 1 – Концентрации основных ионов и их соотношения в верховье реки Москвы (точка 1 на рисунке 1а) в 2024 г. (зима, половодье, лето, осень)

Параметры	зима	половодье	лето	осень
Ca ²⁺ , мг/дм ³	55,5	11,8	64,6	52,1
Mg ²⁺ , мг/дм ³	12,8	2,5	15,7	11,7
Na ⁺ , мг/дм ³	6,3	1,6	6,0	5,1
K ⁺ , мг/дм ³	1,3	1,7	1,1	1,4
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	7,6	3,5	9,1	11,5
Cl ⁻ , мг/дм ³	7,7	1,5	6,6	5,4
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	229,1	48,2	270,2	209,1
Жесткость, °Ж	3,82	0,79	4,5	3,6
Минерализация, мг/дм ³	320,2	70,7	373,3	296,3
Ca/Na	10,1	8,6	12,4	11,8
HCO ₃ ⁻ /SO ₄ ²⁻	23,8	10,9	29,7	18,2
HCO ₃ ⁻ /Cl ⁻	17,3	18,7	41,1	38,8

Таблица 2 – Концентрации основных ионов и их соотношения в верховье реки Протвы (точки 1 на рисунках 1б) в 2024 г. (зима, половодье, лето, осень)

Параметры	зима	половодье	лето	осень
Ca ²⁺ , мг/дм ³	23,2	10,2	77,2	61,6
Mg ²⁺ , мг/дм ³	5,3	2,4	18,9	14,3
Na ⁺ , мг/дм ³	5,8	2,2	7,1	10,1
K ⁺ , мг/дм ³	2,6	1,8	1,4	3,2
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	4,7	2,9	9,5	12,3
Cl ⁻ , мг/дм ³	10,5	2,9	10,4	16,2
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	92,6	42,8	321,1	247,9
Жесткость, °Ж	1,59	0,70	5,4	4,3
Минерализация, мг/дм ³	144,6	65,2	445,6	365,7
Ca/Na	4,6	5,2	12,6	7,0
HCO ₃ ⁻ /SO ₄ ²⁻	15,6	11,6	33,9	20,1
HCO ₃ ⁻ /Cl ⁻	17,3	18,7	30,9	15,3

Одним из обобщенных показателей изменчивости химического состава воды может служить динамика общей минерализации воды, как во времени, так и по длине рек. Диапазон изменений минерализации вод по всей длине рек и за все периоды наблюдений для р. Москвы составляет - 71-571 мг/дм³, для р. Протвы – 65-495 мг/дм³. Минерализация вод р. Москвы резко повышалась после Курьяновских ОС (точка 10 на рисунке 1а) во все сезоны, в отличие от р. Протвы, где она постепенно увеличивалась от истока к устью реки.

Трансформация гидрохимического состава вод от истока к устью прослеживалась по изменениям соотношений концентраций ионов кальция и

натрия. На рисунке 2 точками показаны средние значения соотношений Ca/Na по всей длине р. Москвы во все гидрологические сезоны 2021–2022 и 2024 гг. От истока к устью наблюдалось значительное уменьшение соотношения. Выделяется участок от места сброса вод Курьяновских ОС (точка 10 на рисунке 1а) до устья реки (точка 15 на рисунке 1а), на котором это соотношение не изменяется и составляет 1,3. Чаще всего, увеличение содержания ионов натрия относительно кальция и его доли в общей минерализации идет за счет антропогенных загрязнений.

Для р. Протвы, менее подверженной антропогенному влиянию, эти изменения менее значительны (рисунок 3).

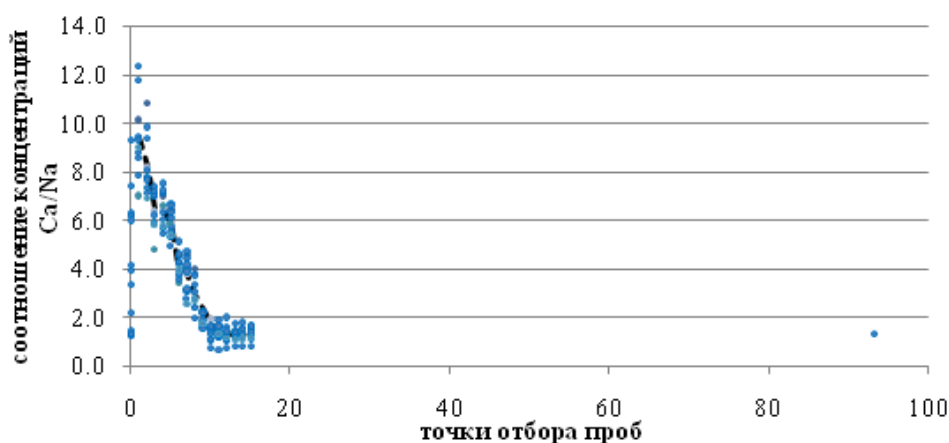


Рисунок 2 – Изменчивость значений соотношений Ca/Na по всей длине р. Москвы во все гидрологические сезоны 2021-2022 и 2024 гг. (линией отмечена изменчивость средних значений для каждой точки отбора проб)

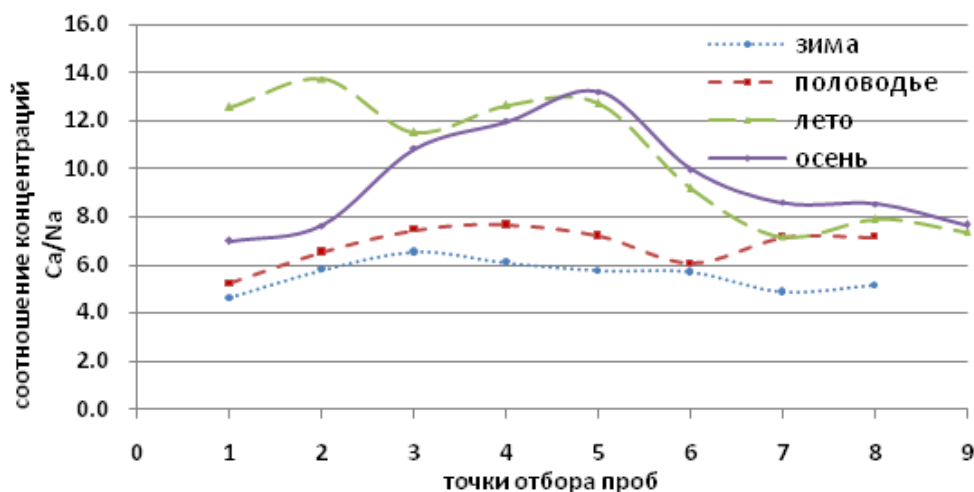


Рисунок 3 – Изменчивость значений соотношений Ca/Na по всей длине р. Протвы во все гидрологические сезоны 2024 г.

Доля хлоридов и сульфатов в общем содержании анионов в водах р. Москвы также возрастает при значимой корреляции между ионами натрия и хлоридами ($R^2 > 0,98$; $p < 0,05$), а также между ионами натрия и сульфатами ($R^2 > 0,93$; $p < 0,05$). Линейная зависимость между концентрациями ионов натрия и хлорид (или сульфат) ионами сохраняется во все гидрологические сезоны, что

говорит о постоянстве источников поступления этих ионов в воды реки Москвы. Для р. Протвы эти корреляции не наблюдаются.

Значимым фактором, определяющим эвтрофикацию водного объекта, является содержание биогенных элементов и их соотношения, в первую очередь минеральных форм азота, фосфора и кремния.

Наиболее консервативным элементом в речной системе является кремний. Его содержание, как правило, в реках велико по сравнению с концентрациями азота и фосфора, в связи с чем, оно незначительно изменяется при интенсификации процессов фотосинтеза и редко лимитирует эти процессы. Наиболее значительные изменения в содержании кремния наблюдались в летний период в р. Москве при активных продукционных процессах и при дополнительном антропогенном источнике биогенных элементов – минеральных форм фосфора и азота в виде стоков Курьяновских ОС. Концентрация растворенного кремния уменьшалась более чем в 3 раза, а в 2021 г. до значений близких к нулю.

Концентрации фосфатного фосфора после Курьяновских ОС в летний период увеличивались до 19 раз, по сравнению с верховьем реки, а минерального азота более чем в 200 раз, в то время как на р. Протве содержание фосфатного фосфора увеличивалось более чем в 5 раз в наиболее загрязненных точках, а минерального азота более чем в 13 раз.

Для р. Москвы, которая зарегулирована и сохраняет свой естественный режим только в верховьях (точка 1 на рисунке 1а, д. Барсуки), где атомарное соотношение N:P близко к соотношению Рэдфилда (1:16) в зимний период, в среднем и нижнем течении это соотношение значительно изменяется, достигая после сброса очищенных сточных вод Курьяновских ОС в осенне-зимний период значений более 100 (рисунок 4а). Значительное влияние на воды р. Москвы оказывает Можайское водохранилище, сток вод которого происходит из нижних горизонтов. В период половодья в водах р. Протвы атомарное соотношение N:P близко к соотношению Рэдфилда (16:1) на всем протяжении (рисунок 4б), а в зимний период на соотношение влияют стоки г. Обнинска (точка 6 на рисунке 1б).

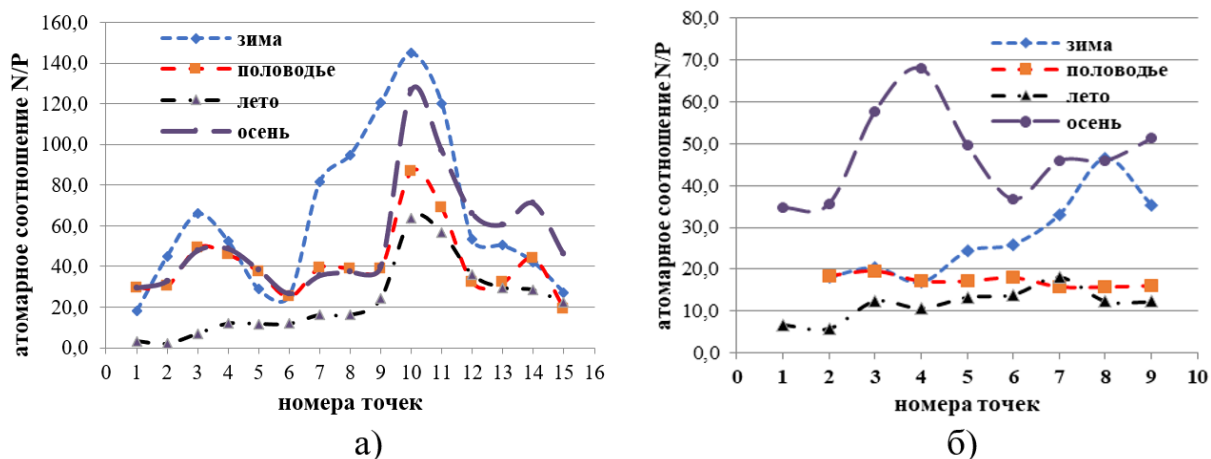


Рисунок 4 – Пространственная изменчивость соотношения N/P в водах рек Москвы (а) и Протвы (б) в различные сезоны 2024 г.

Атомарное соотношение Рэдфилда для Si:P в верховьях р. Москвы значительно больше 23, что связано с низкими концентрациями минерального фосфора и только после Курьяновских ОС это соотношение меньше 23, что свидетельствует о минимальных концентрациях кремния и поступлении минеральных форм азота и фосфора.

Таким образом, соотношение значений гидрохимических показателей характеризует условия среды обитания гидробионтов гораздо более полно, чем отдельные параметры. Анализ этих соотношений, полученных за более длительный период наблюдений, позволит выделить диапазоны значений, характеризующие благоприятную экологическую ситуацию для данных рек.

Список литературы

1. Емельянова В. П., Оленникова Н. Н. К вопросу развития технологий оценки степени загрязненности водных объектов на основе показателей комплексности загрязнения // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2023. № 6. С. 6–20. DOI: 10.35567/19994508_2023_6_1.

2. Ерина О. Н., Терешина М. А., Соколов Д. И., Пуклаков В. В. Фоновое качество воды р. Москва на единственном участке с естественным гидрохимическим режимом // Экологическая химия. – 2021 – №. 1. – С. 14–21.

3. Тимофеева Е. А., Караванова Е. И. Оценка экологического состояния Москвы - реки в районе Курьяновских очистных сооружений // Городские исследования и практики. 2018. – Т. 3, № 3 (12) – С. 99–110.

4. Redfield, A.C. On the properties of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton // James Johnstone Memorial Volume. Liverpool. 1934. P. 176-192.

МОРФОМЕТРИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СОЛЁНОСТИ В УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ Р. ДОН

А.В. Клещенко, В.А. Костюк

*Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия,
geo@ssc-ras.ru, kostyukva@ssc-ras.ru*

Аннотация: Определены характерные морфометрические точки отмелых устьевых взморьев закрытого типа. На примере Таганрогского залива рассмотрено распределение медианной солёности по оси Таганрогского залива и выделены районы разделения транзитных вод на две группы.

Ключевые слова: устьевая область, морской край дельты (МКД), морфометрические точки, солёность

MORPHOMETRIC CHARACTERISTICS AND SALINITY DISTRIBUTION IN THE MOUTH AREA OF THE RIVER DON

A.V. Kleshchenkov, V.A. Kostyuk

*Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don,
Russia, geo@ssc-ras.ru, kostyukva@ssc-ras.ru*

Abstract: The characteristic morphometric points of shallow estuarine beaches of a closed type have been determined. Using the example of the Taganrog Bay, the distribution of median salinity along the axis of the Taganrog Bay is considered and the areas of separation of transit waters into two groups are identified.

Key words: estuarine region, delta sea margin (MCD), morphometric points, salinity

Введение

Морфометрия отмелых устьевых взморьев закрытого типа формируется под воздействием стока реки – с одной стороны и влиянием моря – с другой. В случае установившихся процессов, равновесного состояния между морскими и речными факторами, морфометрия устьевых областей, в свою очередь, начинает выступать как самостоятельный фактор, определяющий процессы, происходящие в устьевой области. Устьевые области – зоны перехода поверхностных вод суши к морским, одним из определяющих факторов которых является солёность воды.

Изучение закономерностей распределения солёности в устьевых областях является одной из существенных задач в изучении природных процессов, происходящих при переходе от пресных к соленым (солонатовым) водам. Устьевая область р. Дон является типичной отмелой устьевой областью закрытого типа.

Морфометрические характеристики

Основой данной работы послужили морфометрические характеристики отмелых устьевых областей закрытого типа: Таганрогского залива, Днепровского лимана, Бугского лимана, Невской губы и Днестровского лимана снятые с навигационных карт масштаба 1:50 000 (приводятся в таблице 1).

Таблица 1 – Морфометрические характеристики отмелых устьевых взморьев закрытого типа

№ п/п	Устьевая область	Длина (L, км)	Средняя:		
			ширина (B, км)	глубина (H, м)	сечение (S, тыс.м ²)
1	Таганрогский залив	140	34,50	2,89	134,00
2	Днепровский лиман	59	13,70	2,96	40,10
3	Бугский лиман	50	8,60	4,49	39,50
4	Невская губа	35	18,00	4,02	86,00
5	Днестровский лиман	42	5,78	1,66	8,56

В характерных точках (сечениях) определялись: l – расстояние от морского края дельты (МКД, км), b – ширина залива в плоскости сечения (км), h – глубина в плоскости сечения (м), s – площадь сечения (в тыс. м³). Для сравнительного анализа было произведено нормирование всех характеристик (l/L_{max} , $b/B_{ср.}$, $h/H_{ср.}$, и $s/S_{ср.}$) и построены их профили в безразмерных координатах. Пример анализа для Таганрогского залива приводится на рисунке 1.

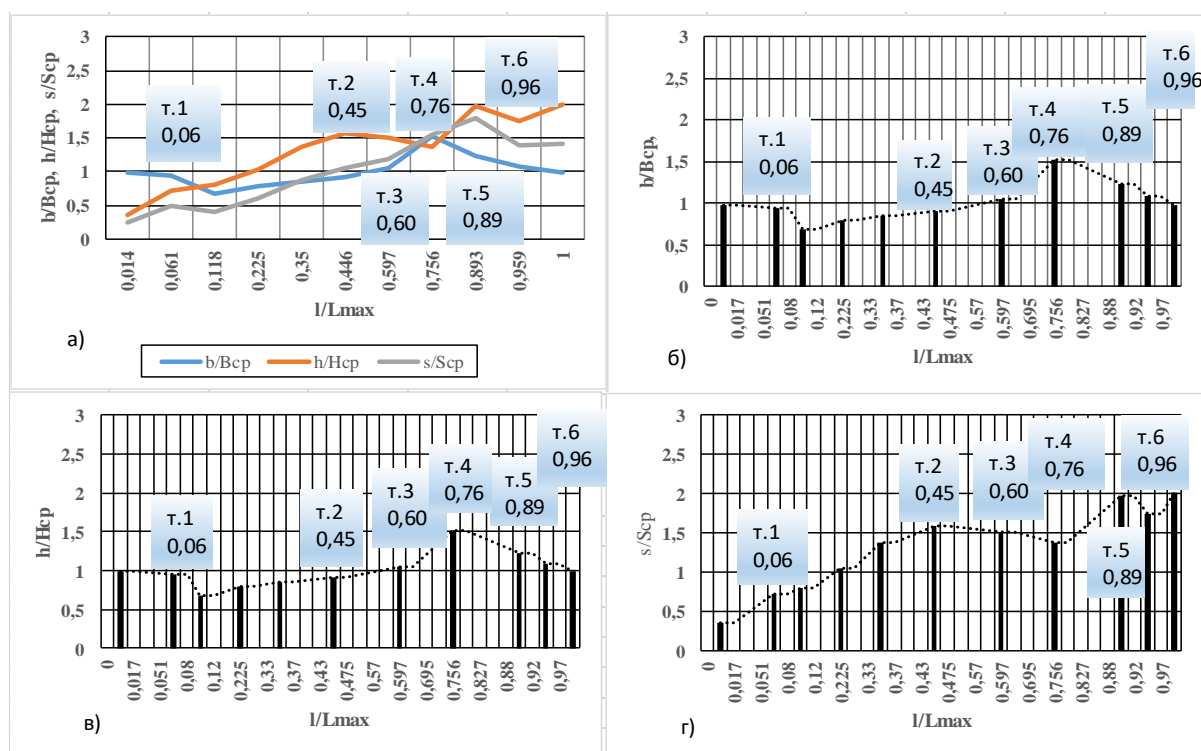


Рисунок 1– Нормированные морфометрические характеристики Таганрогского залива: комплексный график $b/B_{ср.}$, $h/H_{ср.}$, $s/S_{ср.}$ (а), нормированной: ширины (б), глубины (в), площади поперечного сечения (г)

На графиках были выделены характерные точки, совпадающие по 2-3 параметрам и соответствующие точкам перегиба кривых b/V ср., h/H ср., и s/S ср., которые приводятся в таблице 2.

Таблица 2 – Характерные морфометрические точки отмелых устьевых взморьев закрытого типа

Устьевая область	Нормированная l/L max					
Характерные морфо-метрические точки	1	2	3	4	5	6
Таганрогский залив	0,06	0,45	0,60	0,76	0,89	0,96
Днепровский лиман	0,05	0,48		0,70	0,88	
Бугский лиман	0,08	0,43-0,50			0,82-0,86	0,92
Невская губа			0,57		0,83	1,00
Днестровский лиман			0,57	0,67		1,00
Принято:	0,05-0,08	0,43-0,50	0,57-0,60	0,67-0,76	0,82-0,89	0,92-1,00
<i>Примечание: в Бугском лимане исключены точки $l/L_{max} = 0,12$ (Новый мост, 1964 г.) и $0,37$ (Турецкая или Константиновская батарея, 1855-1861 гг.) как имеющие антропогенное происхождение</i>						

Оценка изменений солености

Использовались материалы по солёности (‰) в поверхностном и придонном слоях экспедиций АзНИИРХа, ДУС СК УГМС и СО ГОИН выполненные в 1958–1989 гг. [1]. Такая выборка обеспечивает рассмотрение периодов пониженной водности Азовского моря характерной и для настоящего периода – переходного периода с преобладанием пониженной водности (до 1964 г.) и годы пониженной водности-маловодья (1965–1989 гг.) [3].

В качестве основы (см. рисунок 2) были приняты координаты и нумерация станций Донской устьевой станции (ДУС) как составляющие наиболее полную сетку станций и расположенные по судовому ходу (зона основного транзита вод), а именно точки (т./ расстояние от МКД, км).

Расположение характерных морфометрических точек в Таганрогском заливе по удалению от МКД следующее: т.1 – 8,5 км (станция 2), т.2 – 62,5 км (ст. 14-20), т.3 – 83,5 км (ст. 25), т.4 – 106 км (ст. 31), т.5 – 125 км (ст. 33) и т.6 – 134,5 км (ст.38).

Съемки АзНИИРХа и СоГОИНа «приводились» к ранее указанной схеме станций. Данные по Cl пересчитывались в S ‰ согласно [2]

$$S‰ = 0.2717 + 1,881 * Cl + 0.0141 * Cl^2 \quad (1)$$

Т.	1	2	7	8	10	13	14	20	24	25	30	31	32	33	38
КМ	4	9	10	20	29	39	52	72	78	83	92	104	117	126	136

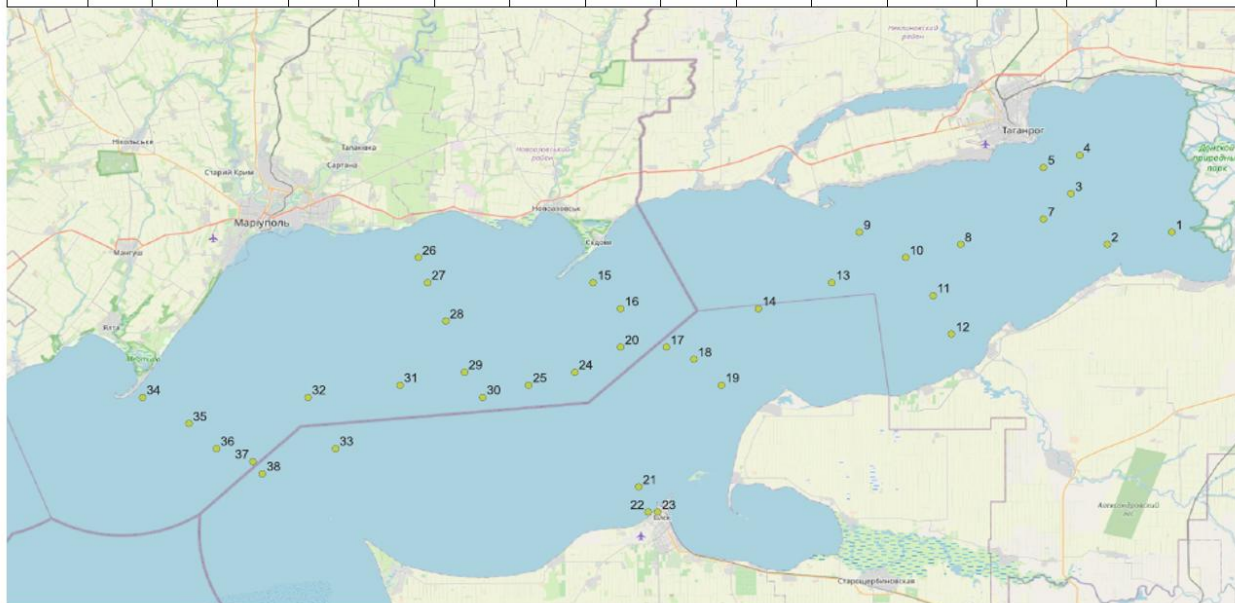


Рисунок 2 – Схема точек отбора проб Донской устьевой станции

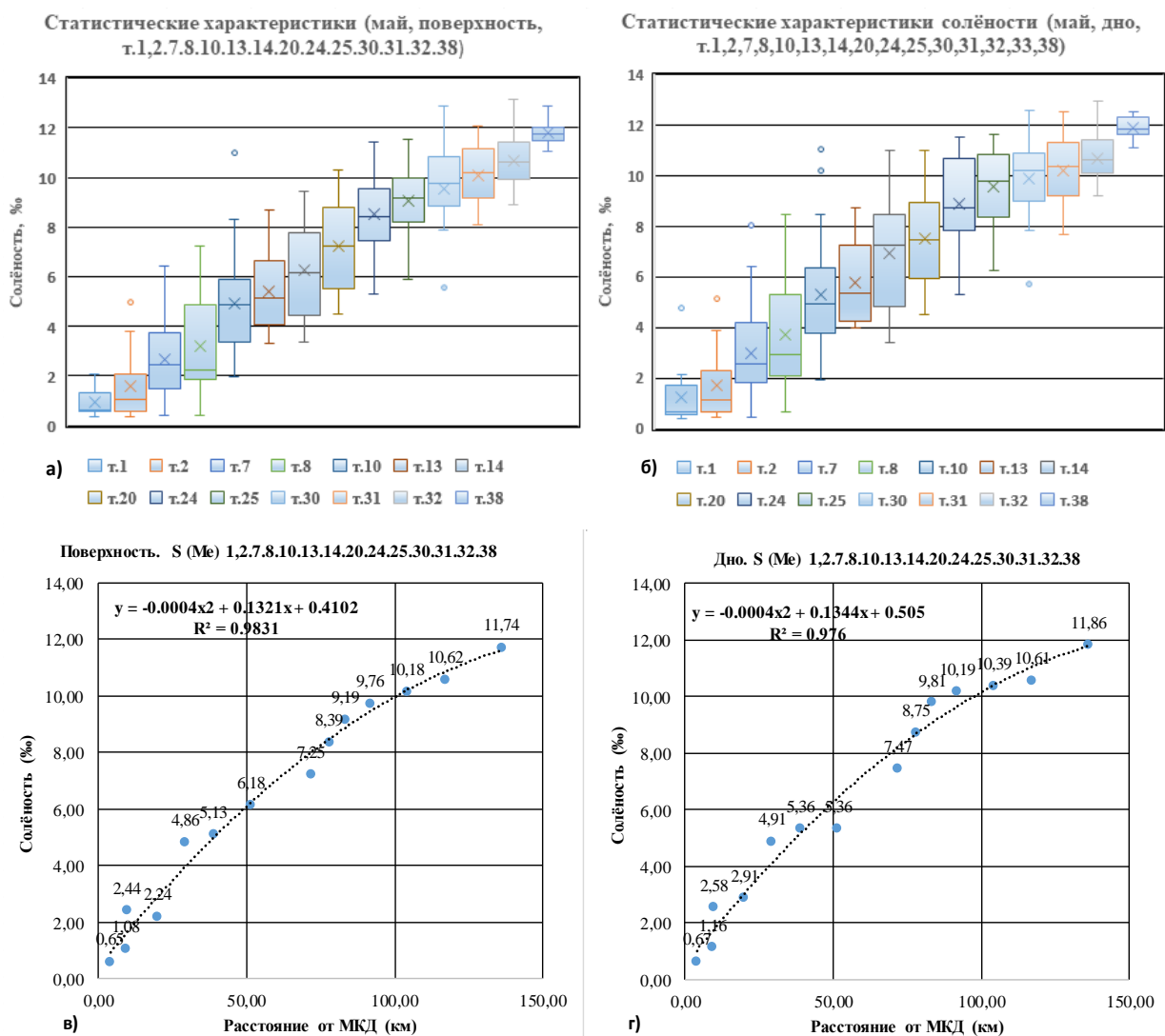
Съёмки были сгруппированы по месяцам (апрель-ноябрь) и по каждой из точек получены следующие характеристики – среднее месячное значение (Ср.), медиана (Me), верхний квартиль (X75), нижний квартиль (X25), интерквартильное расстояние (X75-X25), стандартная ошибка (Ст.ош.), стандартное отклонение (σ), дисперсия (D), эксцесс (Cv), асимметрия (Cs), интервал (A), минимум (min) и максимум (max). Длина рядов варьировалась от 5-8 до 30-32 на станциях «векового» разреза по оси залива (т. 7, 10, 14, 20, 30, 38).

Результаты

Последующий анализ показал, что пространственное распределение медианных значений солёности в точках разреза от морского края дельты (МКД) до косы Белосарайской на поверхности и в придонном слое в апреле-ноябре хорошо описываются полиномиальной кривой второго порядка с коэффициентом детерминации 0,86-0,99. Для примера ниже приводятся «пятичисловая характеристика» («ящик с усами») в мае в поверхностном и придонном горизонтах (рисунок 3а, 3б) и графики продольного распределения медианных значений солёности для этого месяца (рисунок 3в, 3г).

Районирование залива

Принятое в 1950-60 гг. районирование Таганрогского залива делит залив на 3 района: от МКД до линии коса Беглицкая – Чумбур коса (район УШа), далее до линии коса Кривая – Ейск (район УШ) и далее до линии коса Белосарайская – коса Долгая (район УП) в которых определялись средние гидролого-гидрохимические характеристики для всех станций в данном районе [1].



В настоящей статье мы будем рассматривать распределение **среднемесячной медианной солёности** по оси залива (по судовому ходу) как, основного параметра, характеризующего транзит и трансформацию вод р. Дон от МКД до выхода их из залива.

Из графиков 3а и 3б видно, что количество «выбросов» - значений Ме солёности превышающих $1,5 \sigma$, незначительно, а из графиков 3в и 3г выделяются 2 группировки данных: от МКД до 55 км (т.1-14) и от 70 до 140 км (т. 20-38).

Для проверки вышеизложенного был выполнен однофакторный дисперсионный анализ [4], который подтвердил отсутствие зависимых выборок в рассматриваемом массиве данных ($F_{\text{критическое}}$ находится в пределах 1,67–1,77, а $F_{\text{фактическое}}=29,04-83,75$) и дискриминантный анализ [5] разделивший залив на 2 района, а не на 3 как было принято ранее. Результаты разбиения на основе дискриминантного анализа приводятся в таблице 3.

Таблица 3 – Дискриминантный анализ станций Таганрогского залива

Месяц	апрель	май	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь
n0	9	9	9	9	9	9	9	9
n1	5	7	7	8	7	8	8	7
Точность классификации	0,93	1	1	1	0,88	0,94	1	0,88
Номера точек								
район 1	1-13	1-14	1-14	1-14	1-10	1-13	1-14	1-10
район 2	14-38	20-38	20-38	20-38	13-38	14-38	20-38	13-38
Примечание: где: n0 и n1 – количество объектов (станций)								

Кроме того, из таблицы 3 следует, что границы зон подвижны и имеют внутригодовой ход.

Ещё одним подтверждением разделения залива на 2 участка (зоны) может служить комплексный график распределения Me, X75, X25, D и X75-X25 где наблюдается резкое изменение дисперсии (D) и интерквартильного расстояния (X75-X25) в районе точек 13,14,20. Для иллюстрации этого ниже приводятся указанные графики для июня на горизонте «поверхность» и «дно» (рисунок 4).

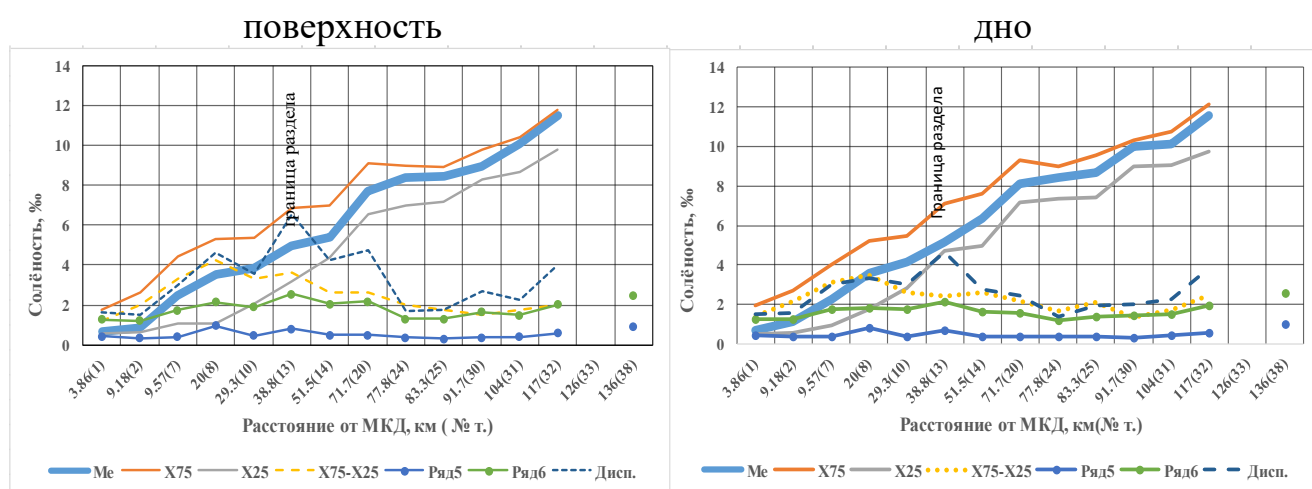


Рисунок 4 – Распределение Me, X75, X25, X75-X25 и Дисперсии по оси залива в июне

Заключение

1. При проведении исследований в отмельных устьевых областях закрытого типа желательно выполнить предварительный морфометрический анализ исследуемой области, определить характерные точки и строить дальнейшие исследования с учётом (или в районе) этих точек.

2. Таганрогский залив в зоне основного транзита вод делится на 2 района: от МКД до 55 км и от 70 до 140 км. Границы районов подвижны и изменяются в зависимости от сезона.

Список литературы

1. Автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО): СевКавНИИВХ [Электронный ресурс]. – 2014. – URL: <https://gmvo.skniivh.ru/index.php?id=1>. (дата обращения 22.11.2023).

2. Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР, т. 3, Азовское море, Л., Гидрометеиздат, 1986, 218 с.

3. Костюк В.А., Клещенко А.В. Связь стока рек в Азовское море с формами атмосферной циркуляции Вангенгейма-Гирса, в сб. Стратегические проблемы, угрозы и риски Азовского моря и Приазовья, Материалы V международной научной конференции памяти чл.-кор. РАН Д. Г. Матишова, Ростов-на-Дону, 10-14.07.2024, 495 с.

4. Малинин В.Н. Статистические методы анализа гидрометеорологической информации, т.1, Санкт-Петербург, РГГМУ, 2020, 256 с.

5. Смирнов Н. П., Войновский П. А., Титов Ю. Э. Статистический диагноз и прогноз океанологических процессов, Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 1992, 194 с.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ РЕКИ АМУР

А.А. Коваленко, М.Ю. Кондакова, М.А. Баумара
ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия
arinaa.kov@gmail.com

Аннотация: В статье приведены результаты исследований пространственно-временной изменчивости содержания соединений железа, меди и цинка в воде реки Амур за период с 2000 по 2019 гг. Проведен сравнительный анализ медианных концентраций соединений металлов по пятилетиям (2000-2004, 2005-2009, 2010-2014, 2015-2019) в верхнем, среднем и нижнем течении реки. В большинстве случаев за многолетний период наблюдалось превышение ПДК для выбранных показателей. Для верхнего течения реки Амур отмечался рост содержания соединений металлов. Вместе с тем, снижение концентрации соединений железа, меди и цинка было выявлено на всех исследуемых участках среднего и нижнего течения реки Амур в 2015–2019 гг. по сравнению с началом 2000-х годов.

Ключевые слова: река Амур, железо, медь, цинк, ПДК, уровень загрязнения

SPATIO-TEMPORAL VARIABILITY OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN THE AMUR RIVER WATER

A.A. Kovalenko, M.Yu. Kondakova, M.A. Baumara
Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia
arinaa.kov@gmail.com

Abstract: The article presents the results of a study on the spatio-temporal variability of iron, copper, and zinc compound concentrations in the water of the Amur River from 2000 to 2019. A comparative analysis of median metal compound concentrations was conducted for five-year intervals (2000–2004, 2005–2009, 2010–2014, 2015–2019) in the upper, middle, and lower reaches of the river. In most cases, long-term observations revealed exceedances of the maximum permissible concentrations (MPC) for the selected indicators. An increase in metal compound content was noted in the upper reaches of the Amur River. However, a decrease in iron, copper, and zinc compound concentrations was observed across all studied sections of the middle and lower reaches of the Amur River in 2015–2019 compared to the early 2000s.

Key words: Amur River, iron, copper, zinc, maximum permissible concentration (MPC), pollution level

Введение

Бассейн реки Амур расположен в Восточной Азии, на территории трех государств: России, Китая и Монголии. Гидрологический и гидрохимический режим Амура в основном формируется его притоками: рр. Зея и Буряя, р. Сунгари (КНР) и р. Уссури. В реку поступают вещества разного происхождения: так, с водосборов Зеи и Бурей в большей степени поступают гумусовые соединения [3, 6], а водохранилища, расположенные на этих реках, ниже плотин увеличивают количество биогенных веществ, фенольных соединений, а также содержание ионов железа [5].

В ранее проведенных для данного региона исследованиях [7-9] отмечается, что, с середины 90-х годов прошлого века произошло ухудшение качества воды реки Амур, а основными источниками негативного воздействия на водный объект являются ведущие отрасли промышленности, сточные воды которых загрязняют реку (деревообрабатывающая промышленность, машиностроение, цветная металлургия, добыча полезных ископаемых, производство электроэнергии), а также недостаточная степень очистки сточных вод [10]. По мнению ряда авторов [1, 7-9, 11], основная причина ухудшения состояния реки объясняется комплексом различных факторов, но в большей степени влияет перенос загрязняющих веществ крупными притоками реки Амур (особенно р. Сунгари). Так, развитие промышленного производства, агрохимического комплекса, горнодобывающей промышленности на территории Китая приводит к поступлению в р. Амур со стоком р. Сунгари органических веществ (ОВ) различного строения и происхождения, ионов биогенных элементов и тяжелых металлов [3, 5, 12].

В целом, за последние десятилетия качество воды реки Амур на различных участках характеризуется 3-м («загрязненная» и «очень загрязненная») и 4-м классами качества («грязная») [4]. За период с 2000 по 2019 гг. в бассейне реки критическими показателями загрязненности являлись соединения железа, меди, цинка, алюминия, марганца, свинца, а также фенолы [1].

Трансграничный статус реки Амур делает его важным объектом международного сотрудничества в области охраны окружающей среды и управления водными ресурсами, поэтому оценка многолетней пространственно-временной изменчивости содержания ряда тяжелых металлов в реке Амур является весьма актуальной.

Материалы и методы

Исследование выполнено по результатам наблюдений Государственной наблюдательной сети Росгидромета за период с 2000 по 2019 гг. за содержанием соединений железа, меди и цинка в воде р. Амур для 12 речных участков, расположенных в верхнем, среднем и нижнем течении реки (выше с. Черняево, выше и ниже г. Благовещенск, выше и ниже г. Хабаровск, выше и ниже г. Амурск, ниже и в черте г. Комсомольск-на-Амуре, в черте с. Богородское, а также выше и ниже г. Николаевск-на-Амуре) (рисунок).

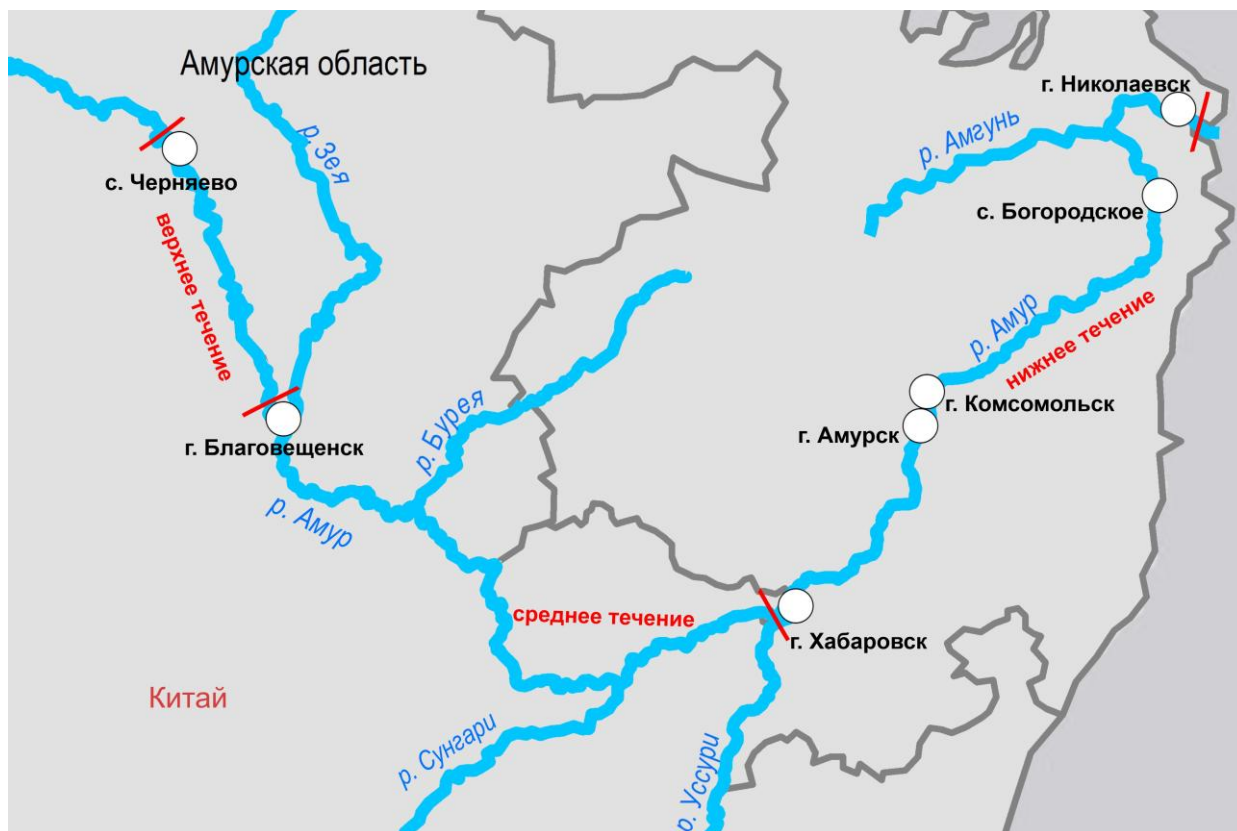


Рисунок – Картограмма пунктов наблюдений на р. Амур, рассматриваемых в данном исследовании

Период исследований был разделен на 4 пятилетия (2000–2004, 2005–2009, 2010–2014, 2015–2019), за которые были рассчитаны медианные концентрации по каждому из гидрохимических показателей, включенных в исследование. Далее полученные значения сравнивались с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов (значение ПДК_{р/х} для железа – 0,1 мг/л; меди – 1 мкг/л; цинка – 10 мкг/л).

Результаты и обсуждение

Результаты анализа гидрохимической информации о содержании соединений ряда тяжелых металлов за многолетний период в воде реки Амур показали увеличение медианных концентраций соединений железа почти в два раза вниз по течению реки от с. Черняево до г. Николаевск (таблица 1). При этом кратность превышения медианными концентрациями ПДК составляла от 2 до 5 раз. Для соединений меди подобной четкой направленности изменений содержания вниз по течению реки выявлено не было, а кратность превышения медианными концентрациями ПДК варьировала от 2,6 до 5 раз.

Для медианных концентраций соединений цинка, рассчитанных за 2000–2019 гг., в верхнем и среднем течении р. Амур превышений ПДК выявлено не было, тогда как для нижнего течения реки в большинстве случаев оно составляло от 1,1–1,4 раза (таблица 1).

Таблица 1 – Изменчивость содержания соединений железа, меди и цинка за многолетний период (2020–2019 гг.) по длине реки Амур

№	Река, пункт наблюдений	Медианные концентрации соединений металлов		
		Fe _{общ} , мг/л	Cu, мкг/л	Zn, мкг/л
<i>верхнее течение р. Амур</i>				
1	р. Амур, выше с. Черняево	0,24	3,65	9,20
<i>среднее течение р. Амур</i>				
2	р. Амур, выше г. Благовещенск	0,15	3,00	8,20
3	р. Амур, ниже г. Благовещенск	0,32	3,30	9,00
<i>нижнее течение р. Амур</i>				
4	р. Амур, выше г. Хабаровск	0,32	2,60	6,00
5	р. Амур, ниже г. Хабаровск	0,26	2,60	6,45
6	р. Амур, выше г. Амурск	0,47	5,00	14,0
7	р. Амур, ниже г. Амурск	0,45	3,70	7,70
8	р. Амур, в черте г. Комсомольск	0,46	5,00	10,8
9	р. Амур, ниже г. Комсомольск	0,49	4,20	10,0
10	р. Амур, в черте с. Богородское	0,43	3,80	11,9
11	р. Амур, выше г. Николаевск	0,46	3,40	12,5
12	р. Амур, ниже г. Николаевск	0,52	3,30	14,0

Примечание: цветом обозначена кратность превышения ПДК: голубой – 0-1 ПДК, зеленый – 1-2 ПДК, желтый – 2-10 ПДК, оранжевый 10-50 ПДК, красный – более 50 ПДК.

Далее более подробно рассмотрим пространственно-временную изменчивость содержания в воде р. Амур каждого из показателей, включенных в исследование (таблицы 2–4).

Для соединений железа пространственно-временная изменчивость содержания которого в речных водах представлена в таблице 2, установлено, что за многолетний период в целом медианные концентрации находились на уровне 2-10 ПДК.

С 2000 по 2004 гг. вниз по течению реки отмечалось увеличение медианных концентраций от 0,16 мг/л выше с. Черняево до 0,70 мг/л у с. Богородское. Резкое возрастание (почти в 2 раза) концентраций соединений железа в нижнем течении Амура (в районе г. Хабаровск) по сравнению со средним течением (в районе г. Благовещенск) может быть обусловлено влиянием притоков – рр. Сунгари и Уссури. Река Уссури используется преимущественно для обеспечения водой населенных пунктов. Города Гирин, Харбин и Цзямусы, расположенные на Сунгари, являются крупными промышленными центрами Китая. На реке находятся знаменитые ГЭС «Байшань» и «Хунши», а также предприятия тяжелой и химической промышленности, что способствует увеличению содержания химических элементов в воде [12].

Таблица 2 – Медианные концентрации соединений железа по длине реки Амур по пятилетиям за период с 2000 по 2019 гг.

№	Река, пункт наблюдений	Соединения железа, мг/л			
		2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019
<i>верхнее течение р. Амур</i>					
1	р. Амур, выше с. Черняево	0,160*	0,165	0,320	0,210
<i>среднее течение р. Амур</i>					
2	р. Амур, выше г. Благовещенск	0,320	0,130	0,220	0,107
3	р. Амур, ниже г. Благовещенск	0,370	0,068	0,353	0,331
<i>нижнее течение р. Амур</i>					
4	р. Амур, выше г. Хабаровск	0,615	0,430	0,200	0,206
5	р. Амур, ниже г. Хабаровск	0,640	0,410	0,226	0,203
6	р. Амур, выше г. Амурск	0,630	0,690	0,452	0,400
7	р. Амур, ниже г. Амурск	0,460	0,710	0,458	0,392
8	р. Амур, в черте г. Комсомольск	0,390	0,530	0,481	0,412
9	р. Амур, ниже г. Комсомольск	0,530	0,590	0,544	0,363
10	р. Амур, в черте с. Богородское	0,700	н.д.	0,500	0,227
11	р. Амур, выше г. Николаевск	0,635	0,650	0,555	0,219
12	р. Амур, ниже г. Николаевск	0,660	0,665	0,608	0,230

Примечание: цветом обозначена кратность превышения ПДК: голубой – 0-1 ПДК, зеленый – 1-2 ПДК, желтый – 2-10 ПДК, оранжевый 10-50 ПДК, красный – более 50 ПДК. н.д. - недостаточно данных.

К 2015-2019 гг. для большинства участков среднего и нижнего течения реки Амур наблюдается снижение содержания соединений железа в среднем в 2–3 раза: концентрации варьируют от 0,107 мг/л (выше г. Благовещенск) до 0,465 мг/л (в черте г. Амурск) (таблица 2).

Для соединений меди, пространственно-временная изменчивость содержания которой отражена в таблице 3, было выявлено, что в период с 2000 по 2004 гг. ее медианные концентрации вниз по течению реки изменялись от 2 мг/л (выше с. Черняево) до 17,0 мг/л (ниже г. Амурск), т.е. увеличение содержания показателя в речных водах составило 7,5 раза.

К 2010-2014 гг. для большинства участков среднего и нижнего течения р. Амур отмечалось снижение медианных концентраций соединений меди, тогда для верхнего течения реки (с. Черняево), наоборот, наблюдается рост.

Увеличение содержания соединений меди на участке реки у с. Черняево может быть связано с возрастанием антропогенной нагрузки на водоток со стороны соседнего государства [10]. Снижение концентрации меди в нижнем течении р. Амур может быть обусловлено усовершенствованием очистных сооружений и регулированием антропогенной нагрузки на водосбор реки [10].

Таблица 3 – Медианные концентрации соединений меди по длине реки Амур по пятилетиям за период с 2000 по 2019 гг.

№	Река, пункт наблюдений	Соединения меди, мкг/л			
		2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019
<i>верхнее течение р. Амур</i>					
1	р. Амур, выше с. Черняево	2,00	5,15	3,40	2,50
<i>среднее течение р. Амур</i>					
2	р. Амур, выше г. Благовещенск	3,00	4,45	2,60	2,40
3	р. Амур, ниже г. Благовещенск	3,00	0,21	3,05	2,65
<i>нижнее течение р. Амур</i>					
4	р. Амур, выше г. Хабаровск	4,80	3,40	1,20	2,90
5	р. Амур, ниже г. Хабаровск	5,50	3,80	1,40	3,20
6	р. Амур, выше г. Амурск	9,00	11,0	2,99	2,90
7	р. Амур, ниже г. Амурск	17,0	11,0	2,35	2,50
8	р. Амур, в черте г. Комсомольск	11,0	9,90	2,48	2,50
9	р. Амур, ниже г. Комсомольск	9,80	8,22	2,35	2,50
10	р. Амур, в черте с. Богородское	7,55	0,62	1,90	4,50
11	р. Амур, выше г. Николаевск	4,00	4,40	2,00	4,05
12	р. Амур, ниже г. Николаевск	3,60	4,40	2,00	4,30
Примечание: цветом обозначена кратность превышения ПДК: голубой – 0-1 ПДК, зеленый – 1-2 ПДК, желтый – 2-10 ПДК, оранжевый 10-50 ПДК, красный – более 50 ПДК.					

Для соединений цинка пространственно-временная изменчивость содержания которого отражена в таблице 4, за период с 2000 по 2004 гг. было выявлено увеличение медианных концентраций более чем в 5 вниз по течению реки от с. Черняево до с. Богородское. При этом кратность превышения медианными концентрациями ПДК была выявлена только в нижнем течении и составляла от 1,1 до 3,7 раз. Схожие направленные изменения в содержании цинка были установлены и в 2005–2009 гг., однако, увеличение содержания соединений цинка в речных водах в нижнем течении по сравнению с верхним составило около двух раз.

За период с 2010 по 2019 гг. подобной четкой направленности в изменении содержания соединений цинка вниз по течению реки выявлено не было. Стоит отметить, что в 2010-2014 гг. и 2015-2019 гг. по сравнению с 2000-2004 и 2005-2009 гг. в нижнем течении р. Амур наблюдалось снижение медианных концентраций на всех изучаемых участках, тогда как в верхнем и среднем течении – рост.

Также за период с 2010 по 2019 гг. в большинстве случаев значения медианных концентраций соединений цинка находились на уровне ниже значений ПДК (таблица 4).

Таблица 4 – Медианные концентрации соединений цинка по длине реки Амур по пятилетиям за период с 2000 по 2019 гг.

№	Река, пункт наблюдений	Соединения цинка, мкг/л			
		2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019
<i>верхнее течение р. Амур</i>					
1	р. Амур, выше с. Черняево	5,80	9,60	10,0	7,00
<i>среднее течение р. Амур</i>					
2	р. Амур, выше г. Благовещенск	6,00	10,0	8,00	11,6
3	р. Амур, ниже г. Благовещенск	6,00	5,20	9,00	7,75
<i>нижнее течение р. Амур</i>					
4	р. Амур, выше г. Хабаровск	10,5	7,00	4,10	3,60
5	р. Амур, ниже г. Хабаровск	16,0	7,00	3,85	3,25
6	р. Амур, выше г. Амурск	37,0	15,0	13,9	3,75
7	р. Амур, ниже г. Амурск	34,0	14,0	7,70	2,45
8	р. Амур, в черте г. Комсомольск	28,0	19,5	8,05	3,30
9	р. Амур, ниже г. Комсомольск	25,0	18,0	7,30	3,00
10	р. Амур, в черте с. Богородское	31,0	4,40	7,05	6,90
11	р. Амур, выше г. Николаевск	23,5	23,0	6,95	9,50
12	р. Амур, ниже г. Николаевск	22,0	21,0	6,70	7,00

Примечание: цветом обозначена кратность превышения ПДК: голубой – 0-1 ПДК, зеленый – 1-2 ПДК, желтый – 2-10 ПДК, оранжевый 10-50 ПДК, красный – более 50 ПДК.

Заключение

Таким образом, результаты анализа многолетних гидрохимических данных о содержании ряда соединений тяжелых металлов в воде р. Амур показали, что на всех исследуемых участках нижнего течения реки Амур к 2015-2019 гг. происходит снижение концентрации соединений железа, меди и цинка. При этом в верхнем течении реки Амур (с. Черняево и г. Благовещенск) наблюдается рост содержания данных компонентов.

Выявленная тенденции снижения содержания соединений железа, меди и цинка в воде р. Амур могут быть связаны с усилением контроля за сточными водами, особенно на трансграничных участках, а также проведением водоохраных мероприятий по улучшению качества воды в бассейне р. Амур.

Список литературы

1. ГИС-ПРОЕКТ «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем». Модуль «Бассейн реки Амур» // Официальный сайт Гидрохимического института. – URL: <https://gidrohim.com/node/71> (дата обращения: 30.03.2025).
2. Голобокова Я.А. Экологические проблемы бассейна реки Амур // Власть – 2008. – №3 – С.105-107.
3. Голубева Е.М. Изменение содержания общего железа в реке Амур на трансграничном участке при различном гидрологическом режиме // Международный научно-исследовательский журнал № 6 (144). С. 1-9.

4. Коваленко А.А. Многолетняя изменчивость химического состава и качества воды на всем протяжении реки Амур // Географические и геоэкологические исследования на Дальнем Востоке. – Владивосток: Федеральное государственное унитарное предприятие "Издательство Дальнаука", 2019. – С. 32-42. – DOI 10.35735/tig.2019.26.38.003. – EDN NUKXZU.

5. Кондратьева Л.М., Андреева Д.В., Голубева Е.М. Влияние крупных притоков на биогеохимические процессы в реке Амур // География и природные ресурсы. - 2013. - № 2. - с. 36 - 43.

6. Левшина С.И. Распределение марганца в поверхностных водах Среднего и Нижнего Приамурья // Тихоокеанская геология. – 2012. – Т. 31. – № 4. – с. 113 - 119.

7. Никаноров А.М., Брызгалов В.А. Реки России. Часть IV. Реки Дальнего Востока (гидрохимия и гидроэкология): монография. – Ростов-на-Дону: «НОК», 2011. – 324 с.

8. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С., Решетняк О.С. Антропогенная трансформация экологического состояния речных экосистем Дальнего Востока // Вода: химия и экология, № 3. 2012. С.10-20.

9. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С., Косменко Л.С., Даниленко А.О. Антропогенная трансформация экологического состояния и транспорт загрязняющих веществ по длине реки Амур // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. № 5, 2013. С.15-26.

10. Отчет о выполнении работ для государственных нужд «Доработка проекта СКИОВО по бассейну реки Амур». Государственный контракт № 15 от 26 июня 2012 г. Книга 1. Общая характеристика бассейна р. Амур. Екатеринбург, 2012.

11. Решетняк О.С., Даниленко А.О. Многолетняя динамика изменчивости компонентного состава водной среды устьевой области р. Амур // Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: сборник трудов Четвертой международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов / Отв. ред. Н.Н.Митина – М.: ИВП РАН, 2010. – С. 215-218.

12. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Пространственная и сезонная динамика содержания железа в водах среднего Амура // Вестник ДВО РАН. – 2016. - № 5. - с. 21-30.

УСЛОВИЯ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ ВОДНЫХ БИОРЕСУРСОВ В РЕКЕ СЕВЕРСКИЙ ДОНЕЦ В 2024 Г. ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Ю.В. Косенко¹, Т.Б. Картамышева¹, П.Б. Должанов², Н.В. Алексеева²

¹*Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (ФГБНУ «ВНИРО»), Азово-Черноморский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ»), Ростов-на-Дону, Россия
azniirkh@vniro.ru*

²*ФГБОУ ВО «Донбасская аграрная академия», Макеевка, Россия, Донецкая Народная Республика, gouvpodonagra@mail.ru*

Аннотация: целью работы явилось изучение гидрохимического режима р. Северский Донец в летний и осенний периоды 2024 г. на участке от с. Веселая Гора до пгт. Усть-Донецкий. Использованы стандартные методы анализа, принятые и утвержденные на Федеральном уровне. Установлено, что в воде р. Северский Донец содержание растворенного кислорода не лимитировало нормальную жизнедеятельность гидробионтов. Зафиксировано превышение ПДК_{р/х} нитритного азота в воде почти на всей акватории реки до 5,9 раз. Дополнительно, локальное загрязнение воды фосфатным фосфором, в концентрациях не летальных для гидробионтов, не исключает факт негативного антропогенного влияния на акваторию. Тип вод характеризовался как слабосоленоватый. В р. Северский Донец установлено превышение ПДК_{р/х} сульфатов для пресных вод. Условия среды обитания в р. Северский Донец по гидрохимическим характеристикам в 2024 г. можно считать условно благоприятными для жизнедеятельности пресноводных видов рыб.

Ключевые слова: р. Северский Донец, вода, гидрохимический режим, водные биоресурсы, антропогенное влияние

ENVIRONMENTAL CONDITIONS OF AQUATIC BIORESOURCES IN THE SEVERSKY DONETSKY RIVER IN 2024 BY HYDROCHEMICAL INDICATORS

Yu.V. Kosenko¹, T.B. Kartamysheva¹, N.V. Alekseeva², P.B. Dolzhanov²,

¹*Azov-Black Sea Branch of VNIRO, Rostov-on-Don, Russia, azniirkh@vniro.ru*

²*Donbass Agrarian Academy, Makeyevka, Russia, Donetsk People's Republic*

Abstract: The aim of the work was to study the hydrochemical regime of the Seversky Donets River in the summer and autumn periods of 2024 in the section from the village of Veselaya Gora to the urban-type settlement of Ust-Donetsky. Standard methods of analysis adopted and approved at the federal level were used. It was established that the content of dissolved oxygen in the water of the Seversky Donets River did not limit the normal life activity of aquatic organisms. An excess of MPC of nitrite nitrogen in water was recorded almost throughout the entire water area

of the river by up to 5.9 times. Additionally, local water pollution with phosphate phosphorus, in concentrations that are not lethal for aquatic organisms, does not exclude the fact of negative anthropogenic impact on the water area. The water type was characterized as slightly brackish. An excess of MPC of sulfates for fresh water was established in the Seversky Donets River. Habitat conditions in the r. In 2024, the Seversky Donets River, based on its hydrochemical characteristics, can be considered conditionally favorable for the life of freshwater fish species.

Key words: Seversky Donets River, water, hydrochemical regime, aquatic bioresources, anthropogenic impact

Введение

Исследование гидрохимического режима рек, протекающих через Донецкую и Луганскую Народные Республики, имеет важное экологическое и рыбохозяйственное значение, поскольку позволяет дать оценку условий среды обитания водных биоресурсов [4]. Одной из важнейших рек высшей рыбохозяйственной категории является р. Северский Донец – наиболее крупный приток Дона. Сток р. Северский Донец в значительной степени определяет гидрохимический режим и качество воды в р. Дон [3]. Еще во второй половине XIX века р. Северский Донец была судоходной, однако в настоящее время не отличается многоводностью [5]. Территория водосборного бассейна данной реки подвержена активному антропогенному прессингу. Значительные объемы загрязненных сточных вод характерны для промышленной отрасли (в основном угольной). К категории «загрязненные» шахтные воды относятся из-за из высокой минерализации [1].

Сочетанное влияние многих природных и антропогенных факторов на гидрохимический режим р. Северский Донец – вымывание каменноугольных терригенных комплексов Донбасса, сток ливневых, шахтных, дренажных вод, сбросы в реку недостаточно очищенных сточных вод хозяйственно-бытового и промышленного назначения, смыв минеральных удобрений с сельскохозяйственных полей и, конечно, проведение специальной военной операции, определили актуальность данного исследования.

Материалы и методы

Гидрохимические исследования р. Северский Донец проводили в августе и ноябре 2024 г. Отбор проб воды выполнен на 8 точках забора сертифицированными специалистами в соответствии с ГОСТ Р 59024–2020 (сливная проба): точка № 1 – с. Веселая Гора, ЛНР (48.712588 N, 39.248975 E); точка № 2 – с. Николаевка, ЛНР (48.585781 N, 39.529914 E); точка № 3 – с. Давыдо-Никольское, ЛНР (48.501580 N, 39.846349 E); точка № 4 – с. Большой Суходол, ЛНР (48.432575 N, 39.891155 E); точка № 5 – сл. Поповка, Ростовская область (48.374635 N, 39.923668 E); точка № 6 – г. Каменск-Шахтинский, Ростовская область (48.334766 N, 40.272009 E); точка № 7 – х. Какичев, Ростовская область (48.131540 N, 40.739568 E); точка № 8 – пгт. Усть-Донецкий, Ростовская область (47.632416 N, 40.880384 E).

Гидрохимический анализ включал определение растворенного в воде кислорода (РД 52.24.419–2019), рН воды (РД 52.24.495-2017), азота

аммонийного (РД 52.24.383–2018), азота нитритного (РД 52.24.518–2008), азота нитратного (РД 52.24.523–2009), фосфатов по фосфору (РД 52.24.382–2019), кремниевой кислоты (РД 52.24.433–2018), общей минерализации воды (РД 52.24.468–2019), ионов кальция (РД 52.24.403–2018), сульфат-ионов (РД 52.24.406–2018), хлорид-ионов (РД 52.24.407–2017).

Оценку содержания химических веществ в воде проводили в соответствии с Приказом Федерального Агентства по рыболовству от 13 декабря 2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (Приказ Федерального Агентства по рыболовству от 13 декабря 2016 г. № 552 с изменениями на 13.06.2024).

Результаты и обсуждение

Содержание растворенного кислорода в воде в летний период 2024 г. на акватории р. Северский Донец не снижалось ниже ПДК_{р/х}, по средним оценкам составило 8,7 мг/дм³ при варьировании от 6,8 до 12,3 мг/дм³. Пересыщение воды кислородом в результате фотосинтеза (105-145%) зафиксировано по течению р. Северский Донец от с. Большой Суходол до г. Каменск-Шахтинский. Реакция среды соответствовала слабощелочной, а при pH >8,5 усл.ед. отмечалось защелачивание в результате интенсивного фотосинтеза. В осенний период абсолютное содержание растворенного в воде кислорода составляло в среднем 9,6 мг/дм³ при изменении в диапазоне 8,5-11,7 мг/дм³. Насыщение воды кислородом в среднем было низкое и соответствовало 81%, изменяясь по акватории от 68 до 93 % в условиях осенней минерализации накопившегося органического вещества. Низкая величина pH воды в ноябре 2024 г. (в среднем по акватории 8,14 усл.ед.) подтверждала отсутствие фотосинтеза.

Содержание аммонийного азота в воде в оба сезона наблюдений на всей исследуемой акватории не превышало ПДК_{р/х}, в среднем составило летом 0,131 мг/дм³, осенью – 0,169 мг/дм³. Концентрация нитратного азота в воде в августе составила в среднем 0,159 мг/дм³ (при варьировании в диапазоне от 0,075 до 0,583 мг/дм³), в ноябре увеличивалась до 0,570 мг/дм³ (при варьировании в узком диапазоне 0,520-0,600 мг/дм³), что обусловлено осенней минерализацией органических веществ.

Следует обратить внимание на повышенный уровень нитритного азота в воде. В летний период его концентрация в среднем по акватории составляла 0,0469 мг/дм³ при варьировании от 0,0140 до 0,1177 мг/дм³. От устья до г. Каменска-Шахтинского ПДК_{р/х} было превышено в 3 раза, максимум содержания азота нитритного (превышение ПДК_{р/х} до 5,9 раз) зафиксирован у с. Большой Суходол. В осенний период содержание азота нитритного варьировало от 0,0122 до 0,0402 мг/дм³ при среднем значении 0,0280 мг/дм³, с максимальной концентрацией на участке от с. Давыдо-Никольское до сл. Поповка (превышение ПДК_{р/х} до 2,0 раз) (рисунок 1).

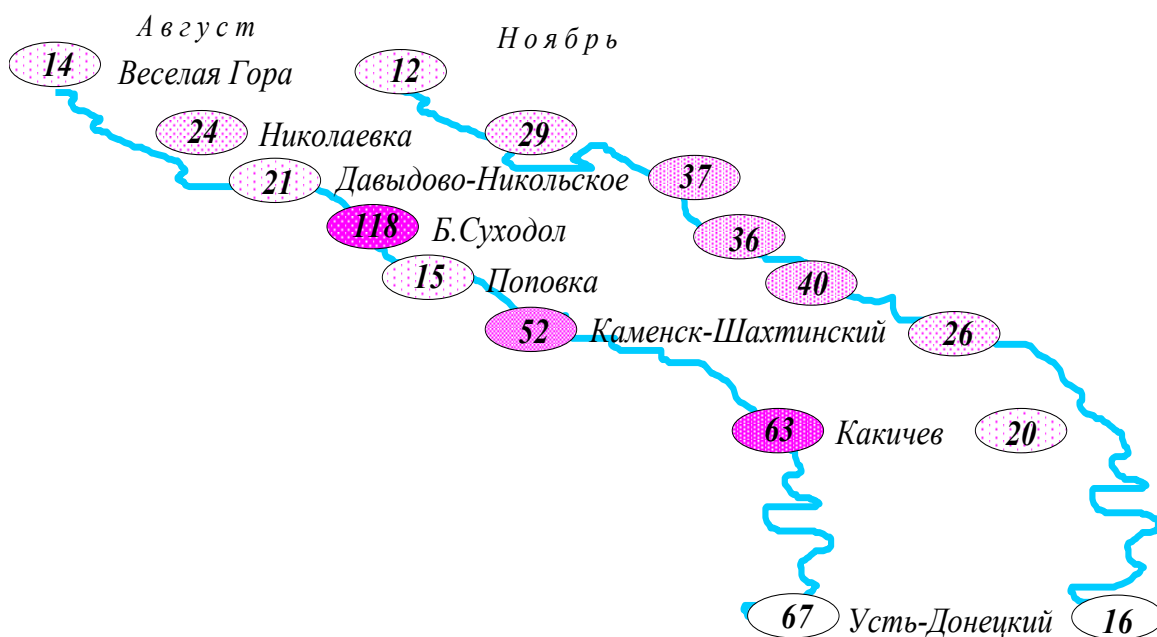


Рисунок 1 – Пространственное распределение нитритного азота в воде р. Северский Донец в 2024 г., мкг/дм³

Наличие высокого содержания нитритного азота в воде обычно свидетельствует о свежем антропогенном загрязнении акватории азотсодержащими веществами. Природным источником накопления азота нитритного в воде может быть выход родниковых вод и минерализация органического вещества при фотосинтезе.

Содержание фосфатного фосфора в воде в летний период года превышало ПДК_{р/х} в 1,1-1,6 раз для эвтрофных водоемов в верхнем течении реки (близ с. Веселая Гора, с. Николаевка и с. Давыдо-Никольское). В осенний период практически на всей исследуемой акватории отмечено превышение ПДК_{р/х} фосфатного фосфора в воде в 1,2-1,9 раз с максимумом в створе с. Давыдо-Никольское (рисунок 2). Не исключено негативное антропогенное влияние на акваторию, приводящее к загрязнению воды фосфатным фосфором. На повышенный уровень нитритного азота и фосфатного фосфора в воде р. Северский Донец указывали и другие авторы [6; 2].

Содержание кремния в воде постепенно убывало от верховья к устью. Концентрация кремниевой кислоты в воде р. Северский Донец в летний период варьировала в диапазоне 1,9-7,3 мг/дм³, в осенний – 4,1-7,8 мг/дм³. Максимальное количество кремниевой кислоты в воде фиксировалось в створе с. Веселая Гора, находящегося под влиянием притока р. Айдар. Концентрация в воде кремниевой кислоты была достаточна для развития диатомовых водорослей.



Рисунок 2 – Пространственное распределение фосфатного фосфора в воде р. Северский Донец в 2024 г., мкг/дм³

Общая минерализация воды в р. Северский Донец соответствовала слабосолоноватым водам, в среднем в летний и осенний периоды достоверно не различалась и составляла 1153 и 1195 мг/дм³, соответственно. Концентрации в воде кальция и хлоридов не превышали ПДК_{р/х} и в сезонной динамике значительно не различались. Среднее содержание сульфатов в воде в динамике года также достоверно не различалось, составило 310 мг/дм³, с превышением ПДК_{р/х} для пресных вод до 3,5-4,3 раз (рисунок 3).



Рисунок 3 – Пространственное распределение сульфатов в воде р. Северский Донец в 2024 г., мг/дм³

Исследованиями О.А. Баева и И.А. Ладыша (2024) показан сходный порядок концентраций сульфатов в р. Северский Донец в створе с. Кружиловка в 2023-2024 гг. [1]. К факторам, влияющим на повышенное содержание сульфатов в реках данного региона, относятся шахтные воды, кислотные дожди и миграция серосодержащих соединений из почвы в процессе вымывания паводками [7]. Данная концентрация сульфатов в воде р. Северский Донец не критична для жизнедеятельности водных биоресурсов, однако их опасность заключается в переходе в сероводород при формировании дефицита кислорода, что диктует необходимость мониторинга гидрохимического режима реки.

Заключение

Река Северский Донец в 2024 г. характеризовалась благоприятным для гидробионтов кислородным режимом. Было выявлено превышение ПДК_{р/х} нитритного азота в воде почти на всей акватории реки до 5,9 раз. Дополнительно, локальное накопление фосфатного фосфора, в концентрациях не летальных для гидробионтов, не исключает факт негативного антропогенного влияния на акваторию. Концентрация в воде кремниевой кислоты была достаточна для развития диатомовых водорослей. Тип вод характеризовался как слабосоленоватый, сульфатный или хлоридно-сульфатный. На всем протяжении исследуемого участка р. Северский Донец установлено превышение ПДК_{р/х} сульфатов для пресных вод, что, тем не менее, не критично для водных биоресурсов. В сезонной динамике отмечено наличие активного фотосинтеза в августе и его затухание в ноябре. В связи с активизацией сезонной минерализации накопившегося за летний период органического вещества, в ноябре отмечено увеличение концентрации нитратного азота в 3,5 раза относительно августа. Общая минерализация воды и содержание основных солеобразующих ионов не было подвержено значимой сезонной динамике. В целом, условия среды обитания в р. Северский Донец по гидрохимическим характеристикам в 2024 г. можно считать условно благоприятными для жизнедеятельности пресноводных видов рыб.

Список литературы

1. Баев О.А., Ладыш И.А. Динамика гидрохимический показателей качества воды рек Северский Донец и Лугань // Экологический вестник Донбасса. 2024. № 3 (13). С. 3–10.
2. Истомина Е.А., Корнилов А.Г. Геоэкологическая ситуация в бассейне р. Северский Донец // Геология, география и глобальная экология. 2022. № 1 (84). С. 90–97. doi 10.54398/2077-6322_2022_1_90
3. Косенко Ю.В., Кораблина И.В., Горгола Л.Г., Баскакова Т.Е., Елфимова Н.С. Условия среды обитания водных биоресурсов на акватории Нижнего Дона // Водные биоресурсы и среда обитания. 2024. Т. 7. № 4. С. 40–53. https://doi.org/10.47921/2619-1024_2024_7_4_40
4. Кулик Я.С., Косенко Ю.В., Кораблина И.В., Трушков А.В. Река Миус – условия среды обитания водных биоресурсов (по данным мониторинга 2014 г.) // Водные биоресурсы и среда обитания. 2025. № 1. Т. 8. С. 26–40. doi.org/10.47921/2619-1024_2025_8_1_26.

5. Петин А.Н., Петина М.А., Новикова Ю.И. Северский Донец: гидрологический режим и экологическое состояние вод: монография. Белгород: ИД «Белгород» НИУ «БелГУ». 2014. 184 С.

6. Петина М.А., Новикова Ю.И. Оценка качества воды в трансграничном створе реки Северский Донец // Современные проблемы науки и образования. 2014. №1. <https://science-education.ru/ru/article/view?id=12258> (дата обращения 03.07.2025)

7. Усова Е.В., Орехова Ю.В., Воробьев Е.В. Сезонные колебания содержания сульфат-ионов в реках Миус и Крынка за период с 2007–2016 гг. // Вода: Химия и Экология. 2017. № 11–12 (113). С. 14–19.

УДК: 504.45(282.247.41)

МИНЕРАЛИЗАЦИЯ ЗАРЕГУЛИРОВАННОГО СТОКА Р. ВОЛГА В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА

Л.С. Косменко, А.О. Даниленко, В.В. Ковалева

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия, info@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: проанализирована пространственно-временная изменчивость минерализации р. Волга и её водохранилищ. От истока к устью концентрации главных ионов возрастают, в том числе под влиянием более минерализованных притоков (Вазуза, Ока, Москва, Кама и др.). Рыбинское и Горьковское водохранилища действуют в направлении снижения минерализации речной воды. Изменение концентраций главных ионов в р. Волга во времени проявляется в снижении среднегодовых значений минерализации воды на Верхней Волге в зоне гумидного климата, и в возрастании – в устьевой части, расположенной в зоне аридного климата.

Ключевые слова: река Волга, водохранилище, минерализация, пространственная изменчивость, многолетняя динамика

MINERALIZATION OF THE REGULATED FLOW IN THE VOLGA RIVER UNDER CONTEMPORARY CLIMATE CHANGE CONDITIONS

L.S. Kosmenko, A.O. Danilenko, V.V. Kovaleva

Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: spatiotemporal variability of water mineralization in the Volga River and its reservoirs has been analyzed. From the source to the mouth, the concentrations of major ions increase, influenced in part by more mineralized tributaries (Vazuza, Oka, Moskva, Kama, etc.). The Rybinsk and Gorky reservoirs contribute to reducing river water mineralization. Temporal changes in major ion concentrations along the Volga River are marked by a decrease in mean annual water mineralization in the Upper Volga, located in the humid climate zone, and an increase in the estuary, which lies within the arid climate zone.

Key words: Volga River, reservoir, mineralization, spatial variability, long-term dynamics

Введение

Бассейн Волги – наиболее освоенный регион России и его экономическое значение для страны чрезвычайно огромно. В его пределах находится территория более 30 субъектов РФ, проживает более 40% населения страны, сосредоточено около 45% её промышленного и 50% сельскохозяйственного производства [2]. В XX веке величайшая водная магистраль подверглась полной реконструкции. Зарегулирование стока превратило её в систему

водохранилищ, существенно изменивших естественные гидрологические условия и водный режим реки.

Водохранилища – особый тип водного объекта с неоднозначной направленностью и интенсивностью внутриводоемных процессов. Очень велика роль процессов самоочищения, усиливающихся в водохранилище за счет процессов седиментации, отстоя, разбавления, деструкции органических веществ. Проточность водохранилищ оказывает значительное влияние на интенсивность турбулентного перемешивания вод, её температурную стратификацию, минерализацию, гидрохимические и гидробиологические процессы. Особенности водохранилищ, такие как замедление водообмена и явление термической и кислородной стратификации способствуют усилению эвтрофирования и ухудшению качества воды при интенсификации антропогенных воздействий [1].

Маркером трансформации химического состава воды в условиях зарегулирования стока является минерализация, так как её пространственная изменчивость хорошо описывается мировым законом широтной зональности. Увеличение минерализации с севера на юг на равнинных территориях происходит плавно и вызвано постепенным изменением климатических условий – температур воздуха, количества осадков, испарения и т.д. Создание водохранилищ при этом играет роль азонального фактора, так как они сужают амплитуду колебаний минерализации в сравнении с естественным гидрохимическим режимом питающих водотоков и запускают особые процессы метаморфизации химического состава воды, что приводит к изменению соотношений между отдельными ионами [4].

В настоящее время климатические условия отличаются нестационарностью, что влечет за собой последствия для всех природных процессов и явлений, подчиняющихся закону широтной зональности. Установление закономерностей трансформации гидрохимического режима водных объектов при зарегулировании их стока в условиях глобальных изменений климата можно рассматривать как меру адаптации к этим изменениям, так как вариабельность минерализации воды может характеризовать не только изменение среды обитания гидробионтов, но и такие важные с точки зрения водопользования явления, как изменение агрессивных для бетонных сооружений свойств воды, усиление или ослабление коррозии в системах водоснабжения, модификацию токсичности растворенных форм тяжелых металлов и прочее. В связи с этим темой данной работы стало исследование пространственно-временных особенностей изменчивости минерализации воды р. Волги.

Материалы и методы

Объектом исследования стала самая большая в Европе р. Волга. Её длина составляет 3530 км, а площадь бассейна равна 1360 км². Волгу принято делить на три части: Верхняя Волга от истока до впадения р. Ока, Средняя – от устья Оки до устья Камы, Нижняя – от впадения Камы до устья самой Волги. Основное питание осуществляется снеговыми (60% от годового стока), грунтовыми (30%) и дождевыми (10%) водами. Естественный режим

характеризуется весенним половодьем (апрель-июнь с максимальными расходами воды во второй половине мая), малой водностью в период зимней и летней межени и осенними дождевыми паводками (октябрь) [6]. В настоящее время водный режим реки определяется режимом крупных водохранилищ, среди которых выделяются Куйбышевское и Волгоградское. В результате зарегулирования стока каскадом водохранилищ максимальные расходы воды в реке резко снизились, а летние и зимние расходы сильно повысились. Основное зарегулирование стока реки в целом произошло после 1955 года в результате создания Куйбышевского, Горьковского, Волгоградского, Саратовского и Чебоксарского водохранилищ. Влияние ранее построенных Ивановского, Угличского и Рыбинского водохранилищ существенно сказывалось в основном на Верхней Волге в виде задержки части объема весеннего половодья [3].

Материалом исследования послужили данные наблюдательной сети Росгидромета. Государственные наблюдения за химическим составом воды в реке Волге были начаты в 1935-1938 гг. Частота наблюдений поначалу была непостоянной (от 1 до 12 раз в году в пропусками наблюдений в отдельные годы). В 1964-1970 гг. в связи с организацией новой системы контроля за качеством воды Волги практически не проводился анализ содержания в пробах гидрокарбонатов, магния, кальция, но в последующие годы стабилизировалась и частота отборов проб, и программы гидрохимических наблюдений. В связи с этим в работе анализируются данные наблюдений за два относительно стабильных периода – ранний период с 1988 до 1993 гг. (экономический кризис после этого периода вызвал существенное сокращение объема режимных гидрохимических наблюдений) и современный с 2010 до 2015 гг.

Химический состав воды р. Волга формируется главным образом под влиянием её притоков и построенных водохранилищ, в которых задерживаются маломинерализованные воды весеннего половодья. Основными факторами, определяющими химический состав воды Волги и её притоков, являются климатические, почвенные, литологические и гидрогеологические условия их бассейнов [3]. В связи с высокой зарегулированностью водного стока Волги для пространственной характеристики её солевого состава были выделены всего два периода: весеннее половодье (апрель-июнь) и остальной период года, представленный, прежде всего, зимней и летней меженью (далее для краткости будем называть его меженным периодом). В качестве контрольных створов по длине реки использованы в основном створы нижних бьефов водохранилищ (таблица 1).

Результаты и обсуждение

Продольный профиль изменения минерализации воды по течению реки представлен на рисунке 1. Использованные для рисунка данные приведены в таблице 2.

Появление высоких значений минерализации воды наиболее вероятно в меженный период на участке от впадения р. Оки до нижнего бьефа Волгоградского водохранилища. Причиной последнего, по-видимому, является то, что перед заполнением и в половодье из водохранилищ вытесняются накопленные за зимний период более минерализованные массы воды. И если в

вышерасположенных водохранилищах весенние маломинерализованные воды в период половодья преобладают над стоком предыдущих вод, то в Волгоградском водохранилище этого эффекта уже не наблюдается. По длине реки увеличение значений минерализации воды фиксируется уже ниже г. Ржев в связи с поступлением более минерализованных вод правобережного притока - р. Вазуза (291 мг/л в межень и 216 мг/л в половодье). Далее рост минерализации речной воды в период межени продолжается до Рыбинского и Горьковского водохранилищ, которые действуют в направлении снижения минерализации речной воды.

Таблица 1 - Характеристика пунктов гидрохимических наблюдений на р. Волга, информация по которым приведена в работе

№ п/п	Пункт гидрохимических наблюдений	Координатный номер створа	Часть реки Волги	Примерно е РУ1, км	Обозначение на рисунках 1-2
1	г. Ржев	561003411	Русло, н.б.2 Верхневолжского г/у3	3273	НБ ВВГУ
2	г. Тверь	564003600	Иваньковское вдхр.	3069	И ВДХР
3	г. Кимры	565003720	Угличское вдхр., н.б. Иваньковского вдхр.	2947	НБ ИГУ
4	г. Мышкин	574003820	Рыбинское вдхр., н.б. Угличского г/у	2797	НБ УГУ
5	г. Тутаев	575003930	Горьковское вдхр., н.б. Рыбинского г/у	2664	НБ РГУ
6	г. Балахна	563004325	Чебоксарское вдхр., н.б. Нижегородского г/у	2405	НБ НГУ
7	г. Ново-чебоксарск	560004728	Куйбышевское вдхр., н.б. Чебоксарского г/у	1945	НБ ЧГУ
8	г. Тольятти	532004935	Саратовское вдхр., н.б. Жигулевского г/у	1474	НБ ЖГУ
9	г. Балаково	521004740	Волгоградское вдхр., н.б. Саратовского г/у	1130	НБ СГУ
10	г. Волгоград	485004445	Русло, н.б. Волгоградского г/у	605	НБ ВГУ
11	с. Верхне-лебяжье	464004742	Устье	156	устье 156
12	г. Астрахань	462004753	Устье	115	устье 115

Примечания: 1 - расстояние от устья; 2 – нижний бьеф; 3 – гидроузла.

На Верхней Волге по объему Рыбинское водохранилище является наибольшим. Режим его заполнения и попусков в нижний бьеф изменяет внутригодовое распределение минерализации речной воды таким образом, что минерализация в сбросных водах в весенний период преобладает над её значениями в остальной период года, когда из водохранилища ведется сброс аккумулированных паводковых маломинерализованных вод. В пределах вытянутого в длину руслового Горьковского водохранилища с северной части водосбора впадает большое количество левобережных притоков с водами менее минерализованными, чем в Волге. Эта ситуация сказывается на снижении

минерализации воды в меженный период и в период половодья. После Горьковского водохранилища река течет в южном направлении и принимает воды притоков с более высокими значениями минерализации воды. Примером может служить резкий подъем минерализации на участке ниже впадения р. Ока. Кроме Оки повышение минерализации вызвано впадением рр. Кама, Москва, Клязьма, Белая. В результате влияния таких притоков, а возможно и грунтовых вод, имеющих на этом участке минерализацию до 1 г/л, вниз по течению Волги независимо от водохранилищ происходит рост минерализации воды [3].

Таблица 2 – Пространственная изменчивость минерализации воды р. Волги

№ п/п	РУ, км	Межень				Половодье			
		$X_{cp} \pm \sigma^1$ [$X_{min}-X_{max}$] ² , мг/л		CV ³ , %		$X_{cp} \pm \sigma$ [$X_{min}-X_{max}$], мг/л		CV, %	
		1988 -1993	2010 -2015	1988 -1993	2010 -2015	1988 -1993	2010 -2015	1988 -1993	2010 -2015
1	3273	183±32 [140-240]	150±36 [76-239]	18	24	137±22 [100-160]	104±45 [14-161]	16	43
2	3069	250±50 [200-320]	207±44 [121-276]	20	21	193±29 [160-230]	156±62 [57-241]	15	39
3	2947	261±51 [206-348]	214±47 [113-319]	20	22	205±24 [173-228]	162±58 [67-285]	12	36
4	2797	260±48 [198-336]	218±39 [139-342]	18	18	191±35 [146-231]	229±70 [145-331]	18	31
5	2664	199±28 [156-268]	185±20 [156-224]	14	11	226±19 [200-246]	216±33 [169-263]	8	15
6	2405	189±25 [139-257]	174±25 [130-211]	13	14	156±40 [125-226]	142±38 [90-188]	26	27
7	1945	264±53 [177-375]	299±66 [233-585]	20	22	195±45 [129-293]	218±25 [177-255]	23	11
8	1474	293±54 [210-403]	277±59 [176-442]	19	21	292±42 [237-371]	315±73 [185-389]	14	23
9	1130	289±47 [222-411]	296±81 [187-630]	16	28	300±42 [250-365]	330±66 [233-454]	14	20
10	605	306±33 [249-363]	278±30 [219-360]	11	11	345±41 [268-416]	323±29 [278-375]	12	9
11	156	260±34 [200-327]	416±124 [280-934]	13	30	349±19 [331-383]	395±91 [285-893]	6	23
12	115	299±36 [241-347]	493±78 [401-685]	12	16	350±16 [318-378]	404±48 [309-498]	5	12

Примечание: ¹ – среднее арифметическое и стандартное отклонение выборки значений минерализации за период; ² – минимальное и максимальное значения минерализации; ³ – коэффициент вариации значений минерализации.

Роль водохранилищ здесь в период 1988-1993 гг. в основном состояла в сохранении амплитуды варьирования минерализации пределах годового цикла. Однако в современный период в межень такая амплитуда вниз по течению от Чебоксарского водохранилища заметно расширилась за счет увеличения верхней границы минерализации вод (исключение составляет упомянутое ранее Волгоградское водохранилище).

Ниже Волгоградского водохранилища р. Волга образует дельту в очень засушливой области. На этом практически бесприточном участке расход реки снижается с 8013 м³/с у Волгоградского гидроузла до 7900 м³/с возле с. Верхнелебязье в результате потерь на инфильтрацию и испарение [5]. В результате минерализация довольно резко возрастает, особенно в меженный период. Для этого участка Волги обнаруживаются самые серьезные различия между среднемноголетними значениями минерализации в разные периоды времени: с 2010 по 2015 гг. среднемноголетние значения минерализации воды устьевое участка заметно выше, чем в 1988-1993 гг., что может говорить о появлении многолетней динамики главных ионов.

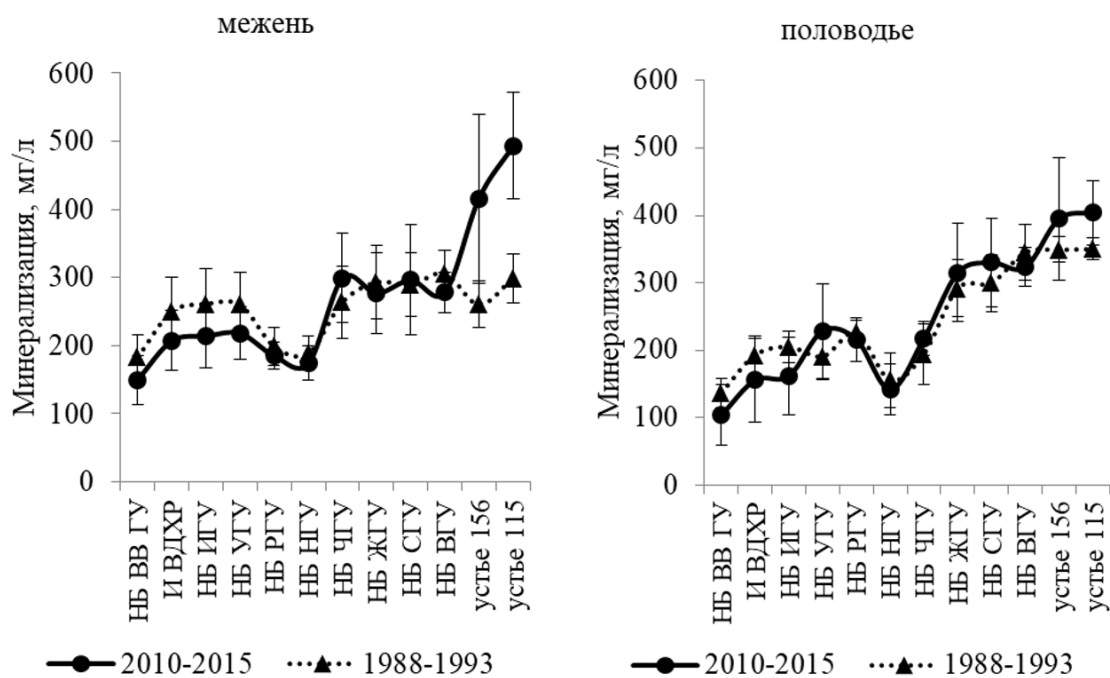


Рисунок 1 – Продольный профиль минерализации воды р. Волга (на рисунке представлены среднемноголетние значения минерализации [точки графиков] со стандартными отклонениями [планки погрешностей])

Для значений коэффициента вариации, характеризующего амплитуду значений минерализации в пределах сезона в период с 1988 по 1993 гг. была характерна тенденция снижения к устью реки, более плавная для меженного периода и имеющая особый скачок дисперсии данных после Горьковского водохранилища в период половодья. В современный период коэффициент вариации минерализации в меженный период по длине реки практически не меняется. Но в половодье амплитуда её колебаний сильно сокращается по направлению от истока к устью.

Изменение значений минерализации воды в р. Волга во времени связано с развитием зарегулирования реки и её притоков, а также с влиянием изменения климатических условий формирования химического состава поверхностных вод на водосборе.

Оценка этих изменений выполнена по углу наклона линейной регрессии для пар «год-среднегодовая концентрация». Такая величина характеризует

среднюю скорость изменений за оцениваемый интервал времени (в данном случае, с 1991 до 2015 гг.). Отрицательные значения угла наклона линии регрессии говорят о постепенном снижении среднегодовых значений минерализации, положительные, наоборот, об увеличении. Значения средней скорости изменения минерализации приведены на рисунке 2 с коэффициентами линейной корреляции r_{xy} . Невысокие значения r_{xy} говорят о том, что динамика этих процессов носит нелинейный характер, но в продолжительном временном ряду она может быть более или менее удовлетворительно аппроксимирована линейной функцией для оценки общей направленности изменений.

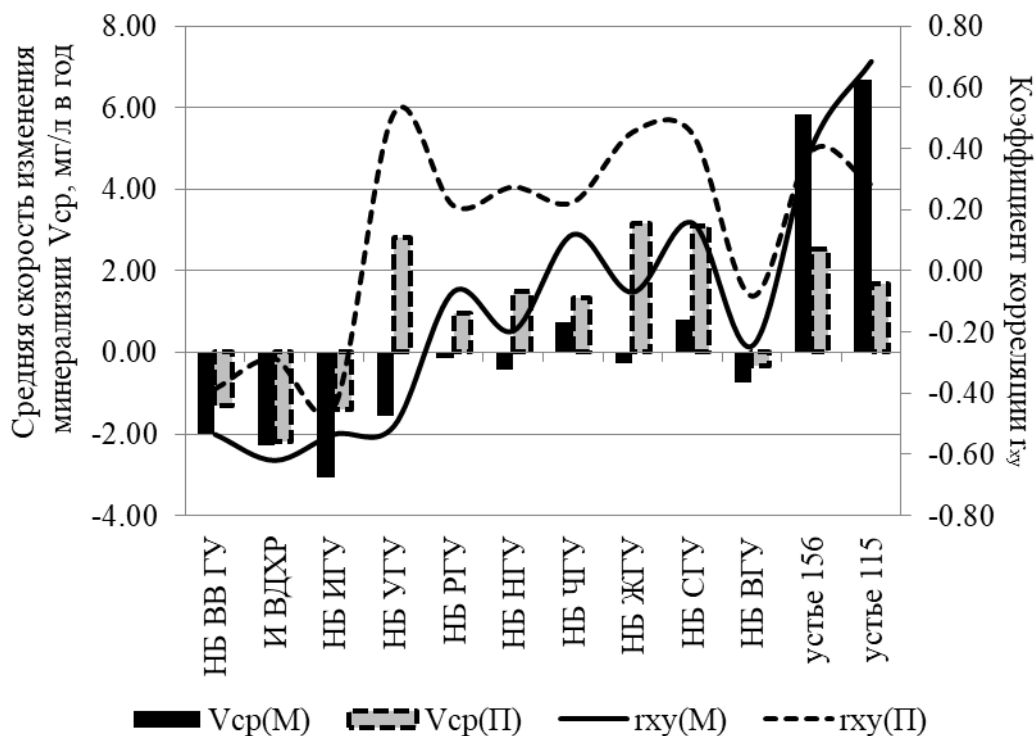


Рисунок 2 – Средняя скорость изменения минерализации воды р. Волга в период с 1991 по 2015 гг.

На Верхней Волге в зоне гумидного климата среднегодовые значения минерализации воды снижаются. До Угличского водохранилища этот процесс наблюдается и для меженного периода, и для половодья. Так уменьшение минерализации в створе ниже Верхневолжского гидроузла происходит со средней скоростью около 2,0 мг/л в год в межень и 1,3 мг/л в год половодья, в створе Иваньковского водохранилища - 2,27 мг/л в год в межень и 2,2 мг/л в год половодья, а в нижнем бьефе Иваньковского гидроузла - 3,1 мг/л в год и 1,4 мг/л в год половодья.

После Угличского водохранилища в результате зарегулирования реки произошло снижение минерализации воды в период межени и возрастание в период половодья. В 1939 г. до зарегулирования минерализация составляла 290 мг/л в период межени, и 102 мг/л в половодье [3]. С период 1988-1993 гг. она составляла, соответственно, 260 и 191 мг/л. Эта же разнонаправленная динамика сохраняется и в современный период (218 и 229 мг/л,

соответственно). В период с 1991 по 2015 гг. в межень минерализация постепенно снижалась со средней скоростью около 1,6 мг/л в год, а в половодье, напротив, повышалась со средней скоростью около 2,8 мг/л в год. Таким образом, со временем минерализация воды в нижнем бьефе Угличского водохранилища утрачивает сезонный характер.

Рыбинское водохранилище стабилизирует временную динамику минерализации воды р. Волга. В меженный период на участке от Рыбинского до Волгоградского водохранилища существенных многолетних тенденций минерализации нет. После Волгоградского водохранилища наблюдается сравнительно интенсивный многолетний рост минерализации - у с. Верхнелебяжье со средней скоростью около 5,8 мг/л в год, а ниже по течению у г. Астрахань еще выше – 6,7 мг/л в год. Вероятно, нарушение регионального гидродинамического баланса вследствие масштабного использования гидротехнических систем и крупных водохранилищ привело к усилению антропогенной нагрузки, в том числе увеличению миграционного потока легкорастворимых солей из засоленных почвогрунтов водосборов аридных территорий [2]. Примечательно, что максимумы среднегодовых меженных значений минерализации в устье Волги на её практически бесприточном участке приходятся на годы засухи – 1998 и 2010 гг., что говорит о сильном влиянии аридного климата на гидрохимический режим главных ионов в устье Волги.

Многолетняя динамика минерализации в период половодья несколько отличается. На участке от Рыбинского до Волгоградского водохранилища скорость изменения минерализации воды не только положительная, но и возрастает вниз по течению, что также свидетельствует о постепенной утрате сезонного характера минерализации, особенно в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах.

Волгоградское водохранилище, как и Рыбинское, действует в направлении стабилизации многолетней изменчивости. Здесь нет существенной динамики ни в межень, ни в половодье. Ниже Волгоградского водохранилища минерализация воды р. Волга вновь начинает увеличиваться, но уже не так интенсивно, как в межень (на 1,7-2,5 мг/л в год).

Заключение

Таким образом, при оценке пространственных изменений минерализации воды р. Волга установлено, что по длине реки увеличение значений минерализации воды наблюдается уже ниже г. Ржев в связи с поступлением более минерализованных вод правобережного притока р. Вазуза. Рыбинское и Горьковское водохранилища действуют в направлении снижения минерализации речной воды. После Нижегородского гидроузла река течет в южном направлении и принимает воды притоков с более высокими значениями минерализации воды. Ниже Волгоградского водохранилища аридный климат приводит к резкому увеличению минерализации, особенно в меженный период.

Изменение значений минерализации воды в р. Волга во времени связано с развитием зарегулирования реки и её притоков, а также с влиянием изменения климатических условий формирования химического состава поверхностных

вод на водосборе. Снижение среднегодовых значений минерализации воды наблюдается на Верхней Волге. В нижних бьефах Угличского, Куйбышевского и Саратовского водохранилищ внутригодовые колебания минерализации сглаживаются и утрачивают сезонный характер. Рыбинское и Волгоградское водохранилища стабилизируют временную динамику минерализации воды. В устьевой части Волги минерализация воды возрастает, более интенсивно в меженный период, что вероятнее всего связано с увеличением засушливости климата на этой территории.

Список литературы

1. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водоохранилища. М.: Мысль, 1987. 325 с.
2. Зайцева И.С. Волга //Большая российская энциклопедия: научно-образовательный портал – URL: <https://bigenc.ru/c/volga-9bf6d0/?v=10395056>.
3. Зенин А.А. Гидрохимия Волги и ее водохранилищ. – Л.: Гидрометеиздат, 1965. 259 с.
4. Рогожкин В.И. Некоторые теоретические вопросы гидрохимии зарегулированного стока (на примере Цимлянского водохранилища) //Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора химических наук. г. Иркутск, Иркутский государственный университет, 1970 г. 53 с.
5. Схема комплексного использования и охраны водных объектов бассейна реки Волга. Книга 1. Общая характеристика речного бассейна. Утверждена приказом Нижне-Волжского Бассейнового Водного управления от 14 августа 2015 г. № 233
6. Шикломанов И.А., Бабкин В.И., Никифорова И.А. Водные ресурсы России и их использование. СПб.: Государственный гидрологический институт, 2008. 596 с.

ДИНАМИКА ИОННО-СОЛЕВОГО СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД В
ПРЕДЕЛАХ АРЧЕДИНСКО-ДОНСКОГО ПЕСЧАНОГО МАССИВА НА
ПРИМЕРЕ РОДНИКА «ЧЕРНОПОЛЯНСКИЙ»

Т.Н. Лебедева^{1,2}, Е.А. Иванцова²

¹ Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
«Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и
защитного лесоразведения Российской академии наук»

² Волгоградский государственный университет

Аннотация: В данной работе выявлены условия формирования природных родниковых вод в пределах Арчединско-Донского песчаного массива. Дана характеристика химического состава родника «Чернополянский» на основе графического отображения количественного состава основных ионов путем построения графиков Роджерса.

Ключевые слова: Арчединско-Донской песчаный массив, грунтовые воды, родники, химический анализ воды, график Роджерса

DYNAMICS OF ION-SALT COMPOSITION OF NATURAL WATERS WITHIN
THE ARCHEDA-DON SAND MASSIF ON THE EXAMPLE OF THE
CHERNOPOLYANSKY SPRING

T.N. Lebedeva^{1,2}, E.A. Ivantsova²

¹ Federal State Budget Scientific Institution "Federal Scientific Centre of
Agroecology, Complex Melioration and Protective Afforestation of the Russian
Academy of Sciences", Volgograd, Russian Federation, lebedeva-t@v fanc.ru

² Volgograd state University, Volgograd, Russian Federation,
ivantsova.volgu@mail.ru

Abstract: This work identifies the conditions for the formation of natural spring waters within the Archeda-Don sand massif. Characterization of the chemical composition of the Chernopolyansky spring is given on the basis of a graphical display of the quantitative composition of the main ions by plotting Rogers graphs.

Key words: Archeda-Don sand massif, groundwater, springs, chemical analysis of water, Rogers graphs

Пески – аккумуляторы пресной дождевой воды, оказывают опресняющее влияние на прилегающую территорию и водоемы [4]. Особенно четко это положение сформулировал Г.Н. Высоцкий, который предложил создавать по периферии открытых песков оазисные насаждения, использующие пресный грунтовой поток [3].

Арчединско-Донской песчаный массив площадью более 220 тыс. га относится к Придонским террасовым пескам и расположен в междуречье Дона,

Медведицы, Арчеды и Иловли, в степной зоне Хопер-Медведицкой физико-географической провинции Волгоградской области.

Согласно климатическому районированию, район исследования относится к атлантико-континентальной европейской (степной) области умеренного пояса с теплым и недостаточно влажным климатом. Наиболее влажный период – май-июнь. Засухи бывают часто. Годовые осадки с двух ближайших метеостанций (г. Серафимович и г. Фролово) составляют 340 и 380 мм соответственно.

Поверхность Арчединско-Донского массива представляет собой относительно плоские террасы с общим уклоном в сторону Дона. В геологическом отношении Арчединско-Донские пески – это аллювиальные слоистые пески (слои отложенного песка перемежаются прослойками суглинка и глины), мощность которых достигает 15-20 м. Ниже они подстилаются слоистыми глинами [1]. Наиболее близкое залегание грунтовых вод (ГВ) отмечается среди бугристых песков (2-4 м). На равнинах третьей террасы ГВ залегают на глубине 12-14 м. Уклоны их составляют 0,001-0,002 и направлены в сторону Дона и его притоков [1]. Благодаря малой крутизне склонов, наличию песчаных отложений у поверхности, которые легко впитывают дождевые и талые воды, на Придонских песчаных массивах, особенно вдоль реки Дон, складываются благоприятные условия для накопления и инфильтрации подземных вод [2].

Суммарная величина годового сброса атмосферных осадков в ГВ по массиву составляет 206,3 млн. м³, из которых половина расходуется лесными фитоценозами и травостоями на местоположениях с близким залеганием ГВ, а другая половина дренируется с грунтовым потоком в речные системы. Открытые и слабозаросшие пески отличаются максимальным сбросом. Атмосферные осадки поступают в ГВ все меньше по мере зарастания песков [5].

Разгрузка грунтовых вод осуществляется преимущественно по окраинам песчаного массива по отрицательным формам рельефа среди бугристых и грядово-бугристых песков. Разгрузка осуществляется в пойму р. Дон в виде родников.

Чернополянский родник, расположенный в южной оконечности песчаного массива, является самым крупным из источников в пределах рассматриваемых песков. Родник берет начало в потяжине в 2 км от х. Чернополянский. Мощность в период половодья в районе устья достигает 320 л/с. Общая протяженность источника 2,5 км.

Пробы воды для химического анализа были отобраны в мае 2023-2025 гг. Отбор проб в объеме 1000 см³, их транспортировка и хранение проводились согласно утвержденной методике. В образцах родниковых вод были определены: HCO_3^- , CO_3^{2-} – титриметрическим методом [6]; Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- – с использованием системы капиллярного электрофореза «Капель-105м» [7, 8].

Для оценки ионно-солевой изменчивости состава воды были построены графики Роджерса (рисунок 1).

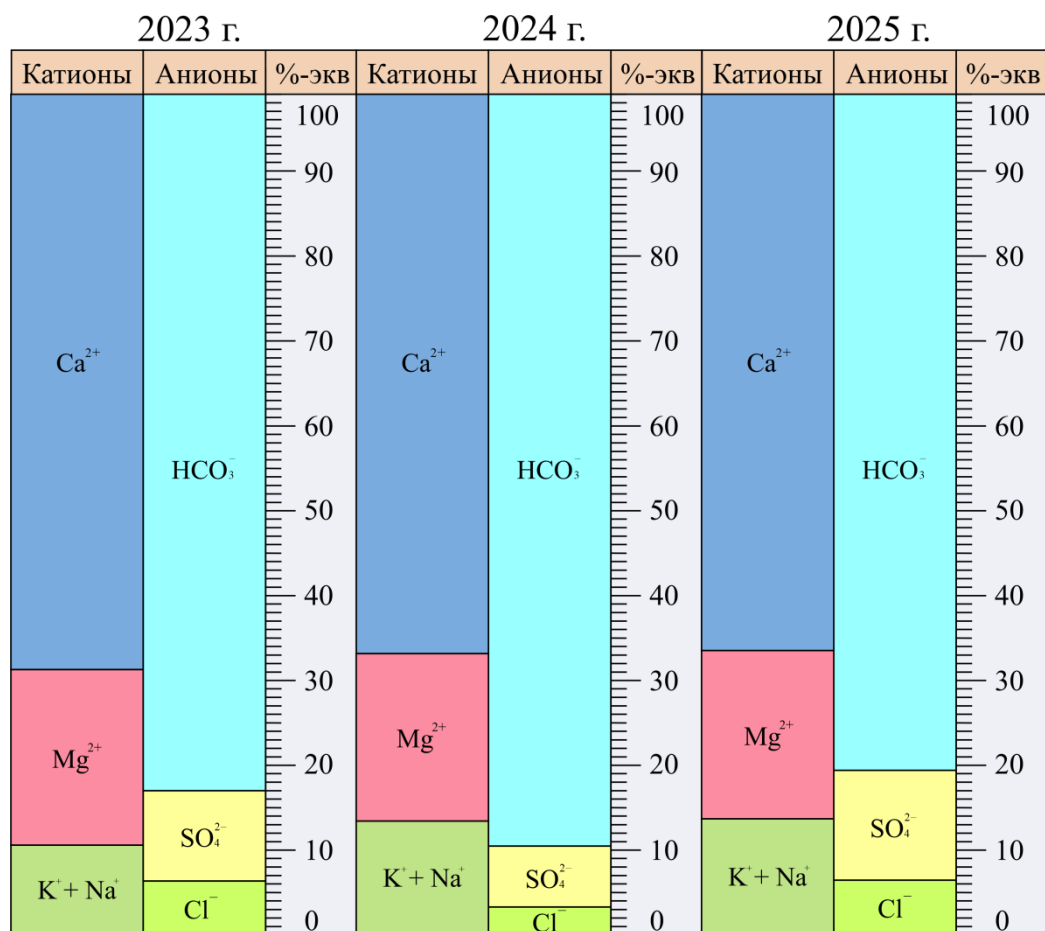


Рисунок 1 – Ионно-солевой состав воды Чернополянского родника за 2023-2025 гг.

В течение рассматриваемого периода наблюдается постоянство в анионном составе и незначительные колебания катионов. Образцы характеризуются сочетанием слабых кислот с очень слабыми основаниями. Вода относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу (HCO₃-Ca). Формирование данного типа воды происходит при растворении гидрокарбонатов кальция, которые имеют широкое распространение в природе. Минерализация воды находится в пределах 0,04-0,05 г/л, что относит ее к группе ультрапресных вод (менее 0,2 г/л). Величина минерализации в данном случае является результатом опресняющего влияния песчаных массивов.

Исследования естественных выходов на поверхность грунтовых вод в пределах песчаных массивов имеет важное значение как в контексте понимания происходящих гидрогеохимических процессов в природе, так и о возможности длительной эксплуатации данных вод в хозяйственно-бытовых целях для местных жителей.

Список литературы

1. Кулик К.Н., Кулик К.Д., Хныкин А.С., Слайковская Е.С. Анализ и динамика фитоэкологических условий Арчединско-Донских песков по длинному ряду аэрокосмических снимков // Научно-агрономический журнал. 2023. № 1(120). С. 28-37.

2. Кулик А.К., Власенко М.В., Петров В.И. Экология среды: ресурсы, чистота и качество природных вод Придонских песчаных массивов // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: Наука и высшее профессиональное образование. 2017. № 4(48). С. 105-113.

3. Кулик Н.Ф. Водный режим песков аридной зоны. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 280 с.

4. Кулик А.К. Водный режим и баланс влаги песчаных земель Нижнего Дона: автореф. дисс... канд. с.-х. наук. – Волгоград: ВНИАЛМИ, 2005. 25 с.

5. Кулик А.К., Кулик К.Н., Власенко М.В., Сухоруких Ю.И., Биганова С.Г. Формирование водного режима на песках Арчединско-Донского массива в зависимости от распространения растительных формаций // Аридные экосистемы. 2021. Т. 27. № 4(89). С. 50-58.

6. ПНД Ф 14.1:2:3.99-97 Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации гидрокарбонатов в пробах природных и сточных вод титриметрическим методом. Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. [Электронный ресурс]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/456086427> (дата обращения: 25.06.2025 г.).

7. ПНД Ф 14.1:2:3:4.282-18; М 01-58-2018 «Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации хлорид-ионов, нитрит-ионов, сульфат-ионов, нитрат-ионов, фторид-ионов и фосфат-ионов в пробах природных, питьевых и сточных вод с применением системы капиллярного электрофореза «Капель». Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. [Электронный ресурс]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/437198296> (дата обращения: 25.06.2025 г.).

8. ПНД Ф 14.1:2:4.167-2000 «Количественный химический анализ вод методика измерений массовой концентрации катионов аммония, калия, натрия, лития, магния, стронция, бария и кальция в пробах питьевых, природных (в том числе минеральных) и сточных вод методом капиллярного электрофореза с использованием системы капиллярного электрофореза «Капель». Утверждена Заместителем Председателя Государственного комитета РФ по охране окружающей среды А. А. Соловьяновым 2000 г. Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. [Электронный ресурс]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200079417> (дата обращения: 25.06.2025 г.).

УДК: 556.535 (5-012)

ВЛИЯНИЕ НАВОДНЕНИЙ НА РАЗВИТИЕ ЭРОЗИОННЫХ ПРОЦЕССОВ И ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕКИ АМУР

А.Ф. Махинова, А.Н. Махинов

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, Россия,
mahinova@ivep.as.khb.ru; amakhinov@mail.ru*

Аннотация: Загрязнение русла Амура в паводки обусловлено эрозионными процессами и рассматривается как функция состояния растворимых и взвешенных форм химических соединений. Показатели неоднородности концентраций тяжелых металлов в русле поперечного сечения реки свидетельствуют о различных механизмах взаимодействия растворимых и взвешенных форм органического вещества с химическими соединениями и их миграции. Вынос органических веществ паводковой волной с болот, поступление промышленных сточных вод и терригенного материала с урбанизированных территорий в русло реки активизируют процессы сорбции, растворения и обмена между химическими соединениями. Хелаты осаждают комплексные катионы $[\text{FeHSO}_4]^+$, $[\text{FeHSO}_4]^{2+}$, $[\text{CuHSO}_4]^+$. Фульвокислоты путем химического взаимодействия связывают ионы $\text{Fe}^{(2)3+}$, Cu^{2+} , Zn^{2+} в подвижные органоминеральные комплексы. Минеральные коллоиды сорбируют электрически нейтральные соединения $[\text{Mn}(\text{OH})_2(\text{OH}_2)]^0$, $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4(\text{OH})_2]^0$.

Ключевые слова: река Амур, наводнение, эрозионные процессы, сток наносов, тяжелые металлы, миграция элементов

INFLUENCE OF FLOODS ON THE DEVELOPMENT OF EROSION PROCESSES AND POLLUTION OF THE AMUR RIVER

A.F. Makhinova, A.N. Makhinov

Institute of Water and Ecology Problems of Far East Branch of Russian Academy of Science, Khabarovsk, Russia, mahinova@ivep.as.khb.ru; amakhinov@mail.ru

Abstract: Pollution of the Amur riverbed during floods is caused by erosion processes and is considered as a function of the state of soluble and suspended forms of chemical compounds. The indicators of heterogeneity of heavy metal concentrations in the riverbed cross-section indicate different mechanisms of interaction between soluble and suspended forms of organic matter and chemical compounds and their migration.

The removal of organic matter by flood waves from swamps, the entry of industrial wastewater and terrigenous material from urbanized areas into the river bed activate the processes of sorption, dissolution and exchange between chemical compounds. Chelates precipitate complex cations $[\text{FeHSO}_4]^+$, $[\text{FeHSO}_4]^{2+}$, $[\text{CuHSO}_4]^+$. Fulvic acids bind ions through chemical interactions $\text{Fe}^{(2)3+}$, Cu^{2+} , Zn^{2+} , into mobile organomineral complexes. Mineral colloids sorb electrically neutral

compounds (hydroxo-aqua complexes $[\text{Mn}(\text{OH})_2(\text{OH}_2)_0]$, ammonia $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4(\text{OH})_2]_0$).

Key words: Amur river, flood, erosion processes, sediment runoff, heavy metals

Введение

Наводнения являются одной из острых экологических проблем реки Амур. Неустойчивые условия формирования стока реки Амур и его крупных притоков (Зея, Буряя, Сунгари, Уссури) с ярко выраженными многолетними колебаниями водности и интенсивными русловыми деформациями влияют на качество воды. Урбанизация способствует увеличению частоты экстремальных наводнений и снижению качества воды, представляющую угрозу безопасности жизни населения. Паводки определяют интенсивность русловых процессов и объем стока наносов. Активность развития русловых процессов ярко проявляется в пределах разветвленных участков рек. Однако русловые процессы Амура и Уссури изучены слабо вследствие пограничного положения рек. В то же время они необходимы для долгосрочных прогнозов и разработки предложений по минимизации негативных воздействий экстремальных процессов на качество воды.

В условиях трансграничного положения Амур испытывает давление различных техногенных процессов, представляющих потенциальные экологические угрозы. Источниками загрязнения являются речной транспорт, промышленные сбросы и хозяйственно-бытовые стоки крупных населенных пунктов. Аномальные концентрации тяжелых металлов в реке Амур связаны с высокими природными содержаниями их в горных породах, слагающих бассейн реки и наводнениями.

Реальную угрозу для загрязнения представляют чрезвычайно опасные в экологическом отношении производства: химическая промышленность (Сунгарийский лакокрасочный завод, сернокислотный завод в Комсомольске-на-Амуре), нефтеперерабатывающие и машиностроительные предприятия, сельское хозяйство. Сброс городских и производственных сточных вод способствует поступлению широкого спектра техногенных поллютантов в русло, среди которых важное место занимают тяжелые металлы, являющиеся протоплазматическими ядами. Наводнения усугубляют процессы загрязнения рек.

Высокие паводки на Амуре обуславливают высокие риски его загрязнения, что представляет большую проблему сохранения качества воды. Негативные последствия наводнений связаны прежде всего с переносом значительного количества терригенного материала и поступлением трансграничных химических загрязнений, имеющими межгосударственное значение. Изучение рисков и разработка мер защиты от наводнений является ключевым направлением двустороннего сотрудничества между пограничными странами.

Целью работы является анализ пространственных и временных вариаций гидрохимических показателей, определяющих качество воды в Амуре в период высоких паводков и выявление механизмов концентрирования химических элементов в руслах рек.

Материалы и методы исследований

Исследования проводились в русле реки Амур на отрезке ниже и выше г. Хабаровска во время высоких летне-осенних паводков 2019, 2020 и 2021 гг. Гидрологические работы включали измерения морфометрических характеристик основных и второстепенных рукавов реки Амур, скоростей течения, расходов воды и картирование динамического состояния берегов. Пробы воды отбирались выше города (7—10 км) и ниже (5—7 км) в главном русле реки равномерно по всей ширине. В пробах воды определяли содержание растворенного (C_p), общего ($C_{орг}$) органического углерода на анализаторе ТОС-Ve (производитель Shimadzu, Япония) по ГОСТ 52991-2008. Взвешенный органический углерод (C_v) определялся по методу И.В. Тюрина с фотометрическим окончанием по Д.С. Орлову и Н.М. Гриндель [1]. Взвешенные вещества от растворенных отделяли фильтрованием (под вакуумом) с применением ядерных фильтров (размером пор 0.45 мкм). В фильтрах, подкисленных HNO_3 до pH 2, определяли растворенные формы металлов (Co, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Cd, Pb), методом масс-спектрофотометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP MS) (прибор Elan DRC II Perkin Elmer, США) по ПНД Ф 14.1.2:4.143-98 (изд. 2004). Содержание тяжелых металлов изучалось в растворенной и взвешенной формах. Все образцы воды проанализированы в аккредитованном аналитическом центре коллективного пользования ИТИГ ДВО РАН и ИВЭП ДВО РАН.

Результаты и обсуждение

Самыми крупными речными системами, с территории которых осуществляется вынос большого количества терригенного материала и растворенных загрязняющих веществ в Тихий океан, являются бассейны рек Амур, Янцзы и Меконг. Ежегодно Амур выносит в океан около 24 млн. тонн взвешенных наносов, 20.2 млн. тонн растворенных веществ и 5.3 млн. тонн органических веществ. С российской части бассейна в Амур ежегодно сбрасывается около 1 млрд. м³ промышленных и коммунальных стоков вод в год, из них более 400 млн. м³ загрязненных (недостаточно очищенных), из которых около 15% неочищенных [2]. Однако широкий спектр загрязняющих веществ в русле со сложной структурой течения затрудняет анализ распределения химических соединений и не позволяет однозначно описать механизмы взаимодействия в многокомпонентной системе природных вод.

Русловые процессы и сток наносов реки Амур

Река Амур характеризуется ярко выраженной многолетней изменчивостью стока воды и наносов. В период паводков активизация русловых процессов увеличивает аккумуляцию отложений на участках основного русла, что снижает его пропускную способность. Аккумуляция создает подпор потока и способствует развитию разветвленных русел. Переформирование русла приводит к изменению скорости течения потоков. В среднем течении реки Амур выявлено шесть проблемных участков, среди которых в районе устьев Сунгари и Уссури характерно особенно интенсивное перераспределение стока воды по рукавам (рисунок 1).

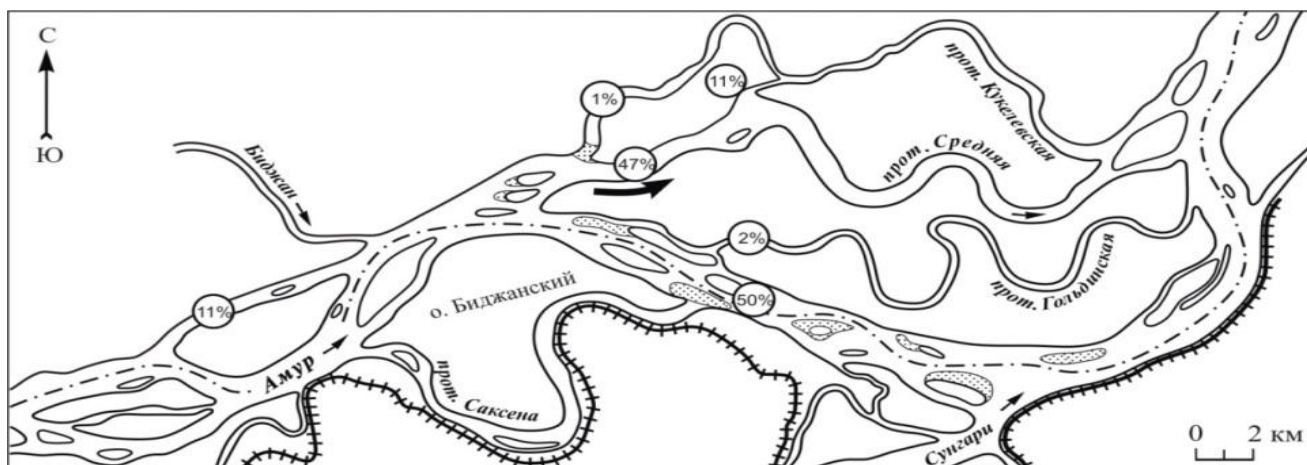


Рисунок 1 – Распределение стока воды по рукавам р. Амур на участке Сунгарийского водного узла (1- доля стока воды; 2 – аллювиальные формы руслового рельефа, образованные в паводки; 3 – положение фарватера; 4 – береговые противозащитные дамбы; 5 – направление потенциального развития русла)

Русловые переформирования сопровождаются увеличением скорости размыва берегов до 20 м/год, что обеспечивает большой сток размываемых рыхлых отложений даже при слабых уклонах русла [8]. В составе твердого стока органические коллоиды и минеральные тонкодисперсные фракции составляют до 90%. Перенос массы твердого вещества G через поперечное сечение потока за единицу времени рассчитывается по уравнению: $G = m_v V L + m_{ch} V [dS/dt(1 - C_f) C / I] B dH/dL$, где G – твердый сток в поперечном сечении потока, проходящий за единицу времени, кг/с; m_v – масса объема воды, заключенной между двумя расчетными створами, кг; I – уклон дна; H – глубина потока, м; L – расстояние между расчетными створами, м; V – скорость потока, м/с; t – время, с; m_{ch} – масса взвешенных частиц, кг; f – коэффициент трения в придонном слое; C – скорость седиментации в водном потоке, кг/м·с²; S – площадь затопления, м²; B – учитываемая ширина потока, м.

Уравнение было использовано для расчета общей массы взвешенных наносов в потоке ($\sum \max V B$, мг/дм³) при прохождении паводка на реке Амур (таблица 1).

В распределении концентраций органической и минеральной взвеси в русле выявлены следующие закономерности:

1. Высокие содержания взвешенного вещества (251,8 мг/дм³) вдоль правого берега в районе Хабаровска связаны с поступлением скитайской территории во время паводков, характеризующихся интенсивными эрозионно-аккумулятивными процессами.

2. Значительные концентрации взвешенных и растворенных органических веществ в основном русле у левого берега Амура (3,7 и 12,1 мгС/дм³ соответственно), обусловлены поступлением болотных вод при их подтоплении (таблица 1).

Таблица 1 – Характеристика паводка в русле реки Амур 2019-2021 гг.

№ pp	Параметры потока в спрямленном русле		Показатели стока в поперечном сечении русла, мг/дм ³			Gm/Gfp	Мутность- взвесь, мг/дм ³
	V(м/с)ма х/min	L, м	Gm B>1 мкм	Gf 0,45<B<1мк м	Gfp(Cp) >0,45мкм		
*Выше г. Хабаровска, ширина русла 2425 м							
1	2,4/2,25	75	251,8	1,5/0,7	13,9	18,1	328,1/227,1
2	2,8/2,75	220	147,8	1,3/0,8	11,5	12,9	271,0/166,0
3	3,1/2,9	480	140,0	1,4/1,2	11,2	12,5	202,0/201,8
5	3,1/3,0	1230	42,9	1,9/1,5	7,3	5,9	186,0/110,2
**Ниже г. Хабаровск, ширина русла 1920 м							
8	2,6/2,5	135	256,0	3,7/0,9	11,1	23,1	319,6/207,0
9	3,4/3,0	445	218,9	2,9/0,7	10,0	21,9	309,0/200,8
10	3,6/3,1	880	179,7	2,9/0,5	9,2	19,5	304,8/198,8
11	3,7/3,1	1190	139,8	1,8/0,6	9,0	15,5	216,0/176,8
14	3,9/3,1	1500	106,2	1,9/0,8	7,0	15,2	291,9/201,0

№pp. Точки отбора проб; *L - расстояние от уреза правого берега; **L - расстояние от уреза левого берега; Gm – терригенный сток; Gf– сток взвешенного ОМ; Gfp – сток растворенного ОМ

Содержания химических элементов во взвешенной и растворенной формах в поперечном сечении русла существенно меняются по ширине речного русла (таблица 2). Показатели концентраций связаны с явлением турбулентности и заболоченностью поймы.

Таблица 2 – Содержание элементов в основном русле в период наводнения 2021г.

№ pp	L, м	pH	Cорг гС/дм ³	ΣВВмг /дм ³	Содержание растворенных микроэлементов мкг/л						
					Fe	Mn	Al	Cu	Zn	Cd	Pb
*Выше г. Хабаровска, ширина русла 2425 м											
1	75	7,04	12,6	264,0	375,1	49,10	104,7 3	9,89	20,98	0,04	1,45
2	220	7,02	12,3	160,0	305,0	5,15	90,59	4,67	12,48	0,02	0,25
3	480	7,00	12,2	146,0	313,9	4,49	93,49	3,96	6,96	0,01	0,39
4	830	7,01	12,3	92,0	205,4	8,62	95,91	5,99	13,55	0,02	0,29
5	1230	7,00	12,8	43,3	203,1	2,75	145,0	3,50	3,32	0,01	0,71
**Ниже г. Хабаровск, ширина русла 1920 м											
8	135	6,71	14,5	271,0	349,9	12,50	362,5	4,32	105,4	0,02	0,99
9	445	6,84	12,4	180,0	324,8	9,79	316,7	11,87	24,69	0,05	0,55
10	880	6,85	10,3	188,0	317,1	5,32	82,51	4,46	17,33	0,02	0,72
11	1190	7,00	9,2	101,0	301,7 3	6,20	229,3	5,15	13,40	0,02	0,33
14	1500	7,08	7,8	161,0	244,3 1	4,21	188,3	5,35	5,59	0,03	0,19
Rivers of the world, Livinston-1963					410,0	10-50	-	3-7	6-18	1-3	0,08

Роль органического вещества в загрязнении реки Амур

Подтопление болот паводковыми водами, обогащенных кислородом и деятельность микроорганизмов увеличивают фракционирование органического вещества с образованием хелатов и растворимых фракций фульвокислот. Вынос органического материала в русло Амура способствует: а) растворению загрязняющих веществ, поступающих с паводковой волной с урбанизированных территорий; б) ионному обмену с образованием гидроксокомплексов $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})]^{2+}$, $[\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ или аммиакатов $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4](\text{OH})_2$. Природные воды бассейна Амура железистые, поэтому важную роль в процессах миграции многих химических элементов и загрязнении русла играет их сродство к Fe [3]. Масса терригенного стока (фракции 0,001-0,05 мм) в створах русла за время наводнения составляет 2,4–2,6 млн. тонн, в составе которой доля тонкого ила возросла в 1,7 раз, а органических коллоидов в 3-4 [4]. В суммарном химическом стоке (взвешенной и растворенной формах металлов) большое значение имеет сорбционная активность минеральных и органических коллоидов (70-100 нм). Механизмы сорбции различны:

1. Сорбция, как электростатическое притяжение электрически нейтральных атомов и их соединений происходит на поверхности минеральных частиц с огромной удельной поверхностью ($\text{м}^2/\text{г}$) и высоким отрицательным зарядом [9]. Чаще всего здесь сорбируются гидроксоаквакомплексы $[\text{Mn}(\text{OH})_2(\text{OH}_2)]^0$ и аммиакаты $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4](\text{OH})_2^0$, где комплексообразующие ионы (Mn^{2+} , Cu^{2+}) прочно удерживают внешнюю сферу за счёт неподеленных электронных пар лигандов [6,10].

2. Органические коллоиды обладают большей комплексообразующей способностью по отношению к ионам Fe^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} [5]. Комплексы металлов с органическими лигандами при высокой мутности сорбируются на поверхности минеральных частиц. Степень связывания ионов металлов может составлять до 100% от содержания их растворенных форм. Растворимые фульвокислоты с молекулярной массой $<2,0$ кДа (ФК) связывают соединения металлов в органоминеральные комплексы путем химического взаимодействия [7].

Заключение

Загрязнение тяжелыми металлами р. Амур обусловлено промышленными стоками, заболоченностью поймы, химическим взаимодействием органических и загрязняющих веществ. Размыв берегов увеличивает показатели мутности воды и содержание в нем тонкого ила, который за счет электростатического притяжения сорбирует аммиакаты $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4](\text{OH})_2^0$, гидроксоаквакомплексы $[\text{Mn}(\text{OH})_2(\text{OH}_2)]^0$, длительное время сохраняющиеся в донных отложениях.

Подтопление болот паводковыми водами способствует фракционированию органического вещества с образованием хелатов, обладающих большой сорбционной емкостью и фульвокислот, которые связывают металлы в органоминеральные комплексы путем химического взаимодействия. Содержание взвешенных и растворимых форм органо-химических соединений в паводки в реке Амур возрастает в 2-2,5 раза.

Таким образом, в период наводнений на локальных участках реки происходит высокое загрязнение русла за счет промышленных стоков, смыва с сельскохозяйственных земель и техногенных аварий. Природным условием активного загрязнения реки тяжелыми металлами является подтопление болот, занимающих обширную площадь в левобережной части бассейна Амура.

Список литературы

1. Бельчикова Н.П., Агрохимические методы исследования почв. Изд-во Академии наук СССР, 1975. С 525.
2. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году». – М.: Минприроды России; НИА-Природа. – 2017. – 760 с.
3. Кулаков В.В., Кондратьева Л.М. Голубева Е.М. Геологические и биохимические предпосылки повышенного содержания Fe и Mn в воде реки Амур// Тихоокеанская геология. 2012., Vol. 29, № 6. PP. 66-76.
4. Махинов А.Н., Лю Шугуан. Формирование рельефа русел и берегов рек. Хабаровск: ДВО РАН, 2013. 167с.
5. Чудаева В.А., Чудаев О.В. Особенности химического состава воды и взвешенных веществ рек Приморья (Дальний Восток России) // Тихоокеанская геология. 2011., Vol. 30, No. 2. - S. PP. 102-119.
6. Linnik P.N., Vasilchuk T.A., Linnik R.P. Humic substances of natural waters and their importance for aquatic ecosystems (review) // Ibid. 2004., V. 40, 1. PP. 81-107.
7. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P., Ivanechko Ya.S. Influence of the component composition of organic substances on the ratio of dissolved forms of metals in surface waters / J. Hydrobiological journal. 2012., V. 48, No. 5. - S. 97-114.
8. Makhinov A.N. The main factors of the formation of catastrophic floods in the Amur river basin in 2013 [Conference] / A.N. Makhinov // Readings in memory of Vladimir Yakovlevich Levanidov., Vladivostok–2014.: BPI FEB RAS. Vol. 6. P. 48.
9. Pokrovsky O.S., Shott J. Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia). J. Chem. Geol. 2002., V. 190. № 1—4. PP. 141—179.
10. Tipping E. Cation binding by humic substances. — Cambridge: Cambridge Univer – 2004., Dress, 434 p.

УДК: 574.64 (285.2)

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА ОБРОЧНОЕ (Г. ТЮМЕНЬ), В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ

Г.А. Меркушина
Тюменский филиал ГНЦ ФГБНУ «ВНИРО», г. Тюмень,
g.merkushina@gosrc.vniro.ru

Аннотация: Озеро Оброчное — пойменный водоем, связанный стоком с р. Тура, которая является главной водной артерией юга Тюменской области — рыбохозяйственным водоемом высшей категории. В 2020, 2022 гг. в летний период сброс подогретых вод стал причиной массовой гибели водных гидробионтов. С целью определения современного состояния водоема были проведены мониторинговые исследования, охватывающие период осени 2024 — весны 2025 гг. Результаты исследований показали, что поверхностная вода характеризуется повышенными количествами биогенных веществ. Класс качества воды оз. Оброчное по индексу загрязнённости изменялся от III (умеренно загрязненная) до IV класса (загрязненная).

Ключевые слова: Озеро Оброчное, биогенные вещества, класс качества воды

THE CURRENT STATE OF OBROCHNOE LAKE (TYUMEN CITY), UNDER THE CONDITIONS OF THE ANTHROPOGENIC IMPACT

G.A. Merkushina
Tyumen Branch of the Federal State Budgetary Scientific Institution VNIRO, Tyumen,
g.merkushina@gosrc.vniro.ru

Abstract: Lake Obrochnoye is a floodplain reservoir connected by a flow from the Tura River, which is the main waterway of the south of the Tyumen Region and is a fishery reservoir of the highest category. In 2020 and 2022, during the summer period, the discharge of heated water caused the mass death of aquatic organisms. In order to determine the current state of the reservoir, monitoring studies were conducted from autumn 2024 to spring 2025. The research results have shown that surface water is characterized by increased amounts of nutrients. Lake water quality class. The percentage of water pollution varied from class III (moderately polluted) to class IV (polluted).

Key words: Lake Obrochnoye, biogenic substances, water quality class

Быстрый рост числа мощности тепловых и атомных электростанций в мире, в том числе и в нашей стране, определил необходимость проведения всесторонних исследований влияния подогретых вод на водоемы — охладители [3]. Появление проблемы сброса отработанных теплых сточных вод из системы охлаждения ТЭЦ в водные объекты, или же тепловое загрязнение, стало

предметом пристального изучения с 60-х годов прошлого века [2]. В водоемах – охладителях изменяется не только температурный режим, но и химический состав воды.

Методика и объект исследования

Водоемом – охладителем в г. Тюмени является озеро Оброчное, в связи с чем в зимнее время озеро не застывает [1]. Данный водоем расположен в пойме р. Тура и связан с ней постоянной протокой. Длина водоема составляет 1,4 км, ширина – 180 м, площадь – 0,2 км² [4]. В период половодья озеро соединяется с р. Турой, которая является не только рыбохозяйственным водоемом высшей категории в соответствии с данными Государственного рыбохозяйственного реестра, но также и источником водоснабжения административного центра области. Пойменные участки реки – это места нереста и нагула преимущественно карповых видов рыб (карась, плотва, елец, лещ и др.).

В летний период 2020 и 2022 гг. сброс горячих вод явился причиной гибели водных биологических ресурсов (ихтиофауны) на оз. Оброчное, т.к. температурный норматив в воде был превышен на 38 %. Сбросная вода была не только горячей, но и обедненная кислородом, что естественно, так как с повышением температуры растворимость газов снижается. Концентрация растворенного кислорода составила 3,65-4,96 мг/дм³, что ниже норматива для рыбохозяйственных водоемов в летний период. Пониженные содержания растворенного кислорода, определенные в воде в период гибели водных гидробионтов, не являются критическими для карповых видов рыб. Тогда как, высокая температура воды может быть не только прямым фактором, оказывающим негативное влияние на гидробионты, но и способствовать усилению токсического действия находящихся в ней загрязняющих веществ.

С целью определения современного состояния озера Оброчного в 2024 – 2025 гг. были проведены гидрохимические исследования.

Отбор проб проводили в октябре 2024 г., в январе и апреле 2025 г. с 3 станций: станция 1 (левый берег) находится ближе к реке Тура, станция 2 (правый берег) находится ближе к жилым домам, станция 3 (центр) находилась ближе к месту сброса сточных вод.

Исследования проб воды и донных отложений проводили в химико-аналитической лаборатории сектора гидрохимических исследований Тюменского филиала ГНЦ ФГБНУ «ВНИРО» в соответствии с утвержденными нормативными документами.

Результаты исследований

Во время исследования озерной воды посторонних запахов (химического происхождения) не было обнаружено, параметры прозрачности соответствуют показателям качества вод. Средняя температура воды во время осенних исследований составила 8,3 °С; в зимний период 6,3 °С; в весенний 11,5 °С.

Концентрация растворенного кислорода колебалась от 9,7 до 12,0 мг/дм³, что свидетельствует о благоприятном газовом режиме. Данные величины соответствуют нормам ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Вода озера Оброчное пресная, с нейтральными условиями среды, гидрокарбонатно-кальциевая, мягкая по значению общей жесткости. В пробах воды в период

исследования наблюдалось превышение ПДК_{p/x} таких показателей, как аммоний-ион (1,7-3,7 раз), нитриты (1,04-3,5 раз), фосфаты (1,2-1,4 раз), железо общее (6,4-16,1 раз), вследствие поступления аллохтонных веществ. Высокие содержания в весеннее время соединений азота и фосфора связаны с повышением концентрации за счет поступления органических веществ с водосборной площади, которая представлена селитебной территорией, а также отсутствием потребления в данных период водными растениями. На поступление органического вещества аллохтонного происхождения также указывает наиболее высокие значения БПК₅ в период весеннего отбора. Превышение ПДК_{p/x} тяжелых металлов (цинк, медь, марганец, железо) обусловлена как антропогенным влиянием селитебной территории, так и естественными условиями, например, болотным типом питания.

Водородный показатель донных отложений находился в диапазоне 6,98-7,57 ед. рН, при средней величине 7,2 ед. рН, с наиболее высокими значениями в период весеннего отбора. Понижение уровня рН донных отложений наблюдалось в зимний период, достигая значений – 7,42-7,57 ед. рН. Частично данный процесс связан с внутри водоемными процессами разложения органического вещества. Весной закисление донных отложений связано с увеличением количества ила, т.е. органической составляющей донных отложений.

Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) донных отложений имел положительные значения в диапазоне от +141,7 до +161,2 мВ, что свидетельствует о наличии окислительной обстановки, которая характеризуется наличием свободного кислорода. В окислительных условиях многие металлы, в т.ч. Fe, Mn, Cu имеют повышенную миграционную способность, в связи с чем, с увеличением значения ОВП весной происходит снижение концентрации металлов в донных отложениях и увеличение концентрации в воде. Абсолютные содержания металлов в донных отложениях правобережной пробы имели значения выше по сравнению с левобережными пробами, что может быть обусловлено максимальным количеством органического вещества отобранных в данной точке донных отложений по сравнению с другими пробами. Выявлена положительная корреляция между содержанием органической составляющей и концентрацией марганца и свинца в донных отложениях на уровне 0,79 и 0,66 соответственно.

Таким образом, проведенные исследования показали, что вода озера Оброчное пресная, с нейтральными условиями среды. Концентрация биогенных веществ (аммония, фосфатов, нитритов) превышают ПДК_{p/x} в 1,4-4 раза. Выше установленного норматива и содержание меди (3,8-4,5 раз), цинка (2,1-2,5 раз), марганца (2,5-9,2 раз) и железа (6,4-16,1 раз), при этом наибольшими концентрациями, как биогенных веществ, так и тяжелых металлов характеризуются прибрежные пробы, отобранные вблизи жилой застройки. Класс качества воды, рассчитанный на основании полученных результатов, свидетельствует о том, что вода оз. Оброчное во время осеннего отбора относится к III классу качества – умеренно загрязненная. Во время зимнего и весеннего отбора качество воды оз. Оброчного ухудшилось до IV класса –

загрязненной, что, вероятно, связано с поступлением загрязнения с водосборной площади. Результаты исследования свидетельствуют о том, что озеро Оброчное испытывает постоянное антропогенное воздействие.

Список литературы

1. Герасимов А.Г., Шарапова Т.А., Герасимова А.А. Энтомологические комплексы бентоса и перифитона с разной тепловой нагрузкой оз. Оброчное (водоем-охладитель ТЭЦ-1, г. Тюмень) // Человек и север. Вып. 4. 2018. С. 493-497.

2. Дубовицкий, А.В. Химический состав и загрязнение воды и донных отложений оз. Оброчное в летнюю межень 2018 г. / А.В. Дубовицкий, Л.В. Михайлова // АПК: инновационные технологии. – 2020. – № 4. – С. 41-46.

3. Касьян В.В. Влияние теплового загрязнения на структурные и количественные показатели зоопланктона // Universum: химия и биология: электрон. науч. журнал. 2015. №8 (16).

4. Лезин В. А. Водные ресурсы рек и озер Тюменской области // Вестник Тюменского государственного университета. Серия: Экология / главный редактор Г. Ф. Шафранов-Куцев. – Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2011. – № 12. – С. 62-69.

ВНЕШНЯЯ БИОГЕННАЯ НАГРУЗКА НА КУЙБЫШЕВСКОЕ И
НИЖНЕКАМСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩА В ГРАНИЦАХ РЕСПУБЛИКИ
ТАТАРСТАН

Е.А. Минакова¹, А.П. Шлычков¹, С.А. Кондратьев²

¹ Казанский (Приволжский) федеральный университет, Казань, Россия,
ekologyhel@mail.ru

² Институт озероведения Российской академии наук - обособленное
структурное подразделение Федерального государственного бюджетного
учреждения науки «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский
центр Российской академии наук», Санкт-Петербург, Россия

Аннотация: Приведены результаты оценки основных факторов внешней биогенной нагрузки на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах Республики Татарстан (РТ) за период 2001–2019 гг., проведенные с использованием усовершенствованной модели *ILLM*. Выявлено, что величина вклада в биогенную нагрузку от диффузных источников составляет 92 % *N* и 90 % *P*; от организованных источников 8 % *N* и 10 % *P*. Рассчитана доля вклада исследуемых факторов в совокупную диффузную биогенную нагрузку. Впервые для Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в границах РТ установлено, что основными факторами, определяющими формирование диффузной биогенной нагрузки *N*, являются массообмен с атмосферой (45 %) и побочные продукты животноводства (30 %); основными факторами, определяющим формирование диффузной биогенной нагрузки *P*, являются побочные продукты животноводства (85 %) и массообмен с атмосферой (10,2 %).

Ключевые слова: водохранилище, водосбор, внешняя биогенная нагрузка, азот, фосфор, модель, организованные и диффузные источники

EXTERNAL BIOGENIC LOAD TO THE KUIBYSHEV AND NIZHNEKAMSK
RESERVOIR WITHIN THE BORDERS OF THE REPUBLIC OF TATARSTAN

Е.А. Minakova¹, А.Р. Shlychkov¹, S.A. Kondratyev²

¹ Kazan (Volga Region) Federal University, Kazan, Russia

² The Institute of Lake Science of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg,
Russia

Abstract: The paper discusses an approach to quantitatively assessing the key factors of external nutrient load on lowland reservoirs using mathematical modeling methods based on an improved version of the Institute of Limnology Load Model (*ILLM*). It was found that diffuse sources account for 92 % of *N* and 90 % of *P* in the nutrient load, while point sources contribute 8% of *N* and 10 % of *P* in the nutrient load. The share of various factors in the overall diffuse nutrient load on the

Kuibyshev and Nizhnekamsk reservoirs within RT was calculated for the first time. These factors include atmospheric technogenic deposition, by-products of animal husbandry, runoff from agricultural lands, natural underlying surfaces, runoff from urbanized areas, and load from populations living in non-severed areas. It was established that the key factors determining the formation of diffuse N nutrient load are mass exchange with the atmosphere (45 %) and by-products of animal husbandry (30 %). The main factors influencing the formation of diffuse P nutrient load are by-products of animal husbandry (85 %) and mass exchange with the atmosphere (10,2 %).

Key words: reservoir, catchment area, external nutrient load, nitrogen, phosphorus, model, organized and diffuse sources

Антропогенное эвтрофирование является следствием нарушения устойчивости системы «водосбор–водный объект» под воздействием антропогенных факторов. Основная опасность эвтрофирования состоит в том, что это явление трудно обратимо и в итоге приводит к снижению рыбохозяйственного и рекреационного потенциала водоемов, оказывает негативное влияние на системы очистки воды питьевого водоснабжения. Количественная оценка основных составляющих внешней биогенной нагрузки на водные объекты является ключевой задачей, направленной на научное обоснование регулирования биогенной нагрузки на водосборах и снижение антропогенного эвтрофирования водных объектов [5, 6].

Объектом исследования настоящей работы является сложная антропогенно нарушенная водная система равнинных водохранилищ Европейской части России на примере Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в границах Республики Татарстан (РТ) в современных изменяющихся природно-антропогенных условиях. Выбор водосборов Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ в границах РТ в качестве объекта исследования для изучения формирования внешней биогенной нагрузки и разработке водоохраных мероприятий по снижению антропогенного эвтрофирования обусловлен их важным социально-экономическим значением. В качестве исследуемых биогенных элементов работе рассмотрены соединения азота и фосфора.

Внешняя биогенная нагрузка формируется за счет выноса химических веществ с водосбора водного объекта в результате воздействия природных и антропогенных факторов [3]. Согласно современным научным воззрениям, внешняя нагрузка на водные объекты является постоянно действующим фактором, определяющим качество поверхностных вод и влияющим на химический состав донных отложений [4, 10, 11].

Оценка внешней биогенной нагрузки на водные объекты представляет собой сложную задачу. Для расчета внешней биогенной нагрузки на водные объекты в работе использована усовершенствованная модель выноса растворенных примесей с водосбора и формирования внешней нагрузки на водный объект *Institute of Limnology Load Model (ILLM)*. Модель предназначена для решения задач, связанных с количественной оценкой внешней нагрузки на водные объекты, сформированной точечными и рассредоточенными

источниками загрязнения и прогнозом ее изменения под влиянием возможных природно-антропогенных факторов. Модель учитывает вклад организованных и диффузных источников в формирование биогенной нагрузки на водосборе, позволяет рассчитывать вынос элементов с водосбора в водный объект с учетом влияния гидрологических факторов и удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью [8, 9]. В используемой версии модели для оценки биогенной нагрузки, сформированной на сельскохозяйственных угодьях, применен метод, предложенный специалистами ИАЭП [1, 2, 7]. Метод позволяет проводить расчет выноса биогенных элементов с учетом доз внесения удобрений, типов почв, слагающих сельскохозяйственный водосбор, их механического состава, удаленности поля от водного объекта.

В общем виде модель представлена следующей формулой [3]:

$$L = (L_{nat\ diff} + L_{antr\ diff}) (1 - k_r) + L_{w1}, \quad (1)$$

где L – внешняя биогенная нагрузка на водный объект, т/год;

$L_{natdiff}$ – диффузная природная биогенная нагрузка с подстилающей поверхности различных типов естественных ландшафтов, т/год;

$L_{antrdiff}$ – диффузная антропогенная биогенная нагрузка, т/год;

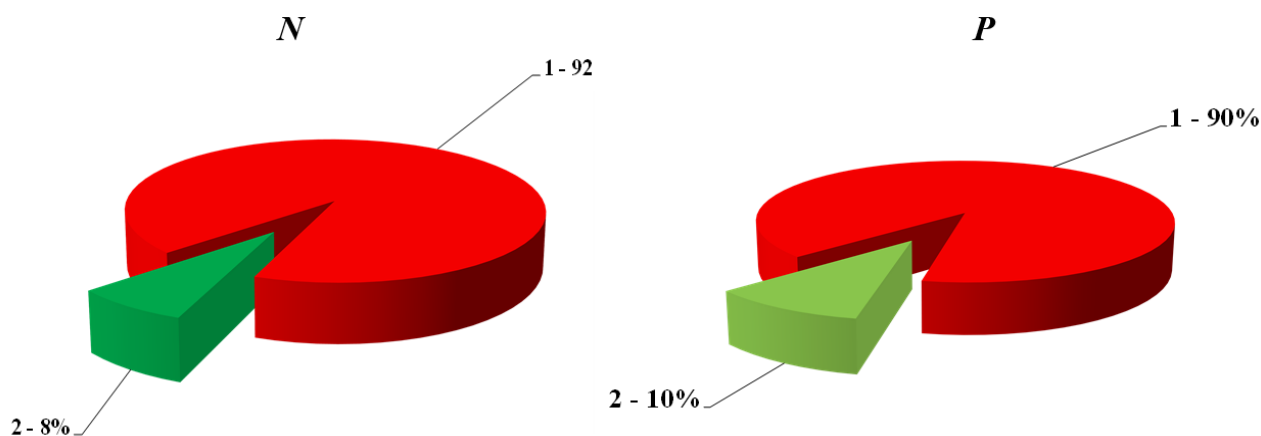
k_r – коэффициент удержания вещества водосбором и его гидрографической сетью;

L_{w1} – сбросы организованных источников непосредственно в водный объект, т/год.

Ввиду того, что модель ориентирована на существующие ограниченные возможности информационного обеспечения некоторой части входных данных, имеющих годовое осреднение, в качестве расчетного интервала в настоящей работе принят 1 год.

Расчеты внешней биогенной нагрузки на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ проводились для соединений азота в пересчете на общий азот (N) и соединений фосфора в пересчете на общий фосфор (P). Результаты расчетов вклада организованных и диффузных источников в формирование внешней биогенной нагрузки N и P на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ за период 2001–2019 гг. приведены на рисунке 1.

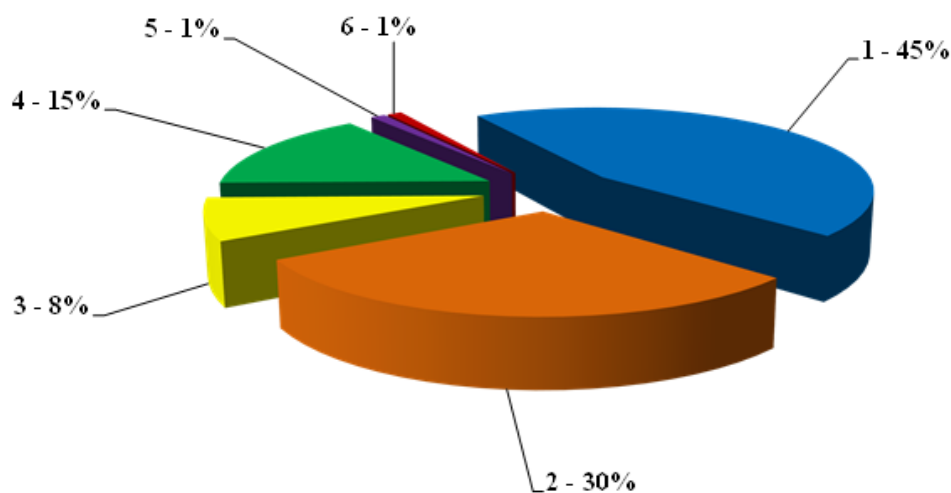
Анализ данных, приведенных на рисунке 1, показывает, что основной вклад в формирование внешней биогенной нагрузки N на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ вносит диффузная нагрузка. Доля вклада составляет 92 % и более чем в 12 раз превышает вклад от организованных сбросов. Основной вклад в формирование внешней биогенной нагрузки P на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ вносит диффузная нагрузка, доля вклада составляет 90 %.



1 – диффузная нагрузка, 2 – организованные сбросы

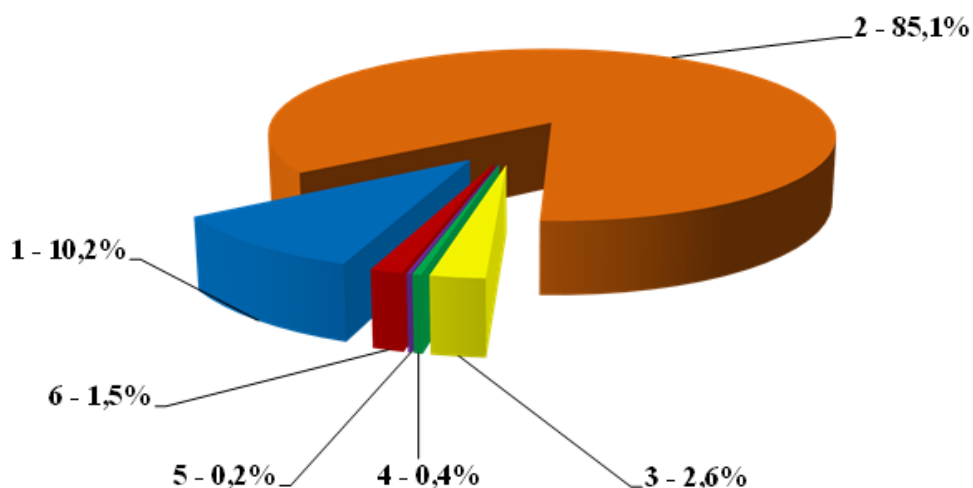
Рисунок 1 – Доля вклада организованных и диффузных источников в формирование внешней биогенной нагрузки N и P на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ, %

С использованием усовершенствованной модели *ILLM* за период 2001–2019 гг. рассчитана доля вклада в совокупную диффузную биогенную нагрузку на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ. Результаты оценки приведены на рисунках 2, 3.



1 – аэротехногенные выпадения; 2 – побочные продукты животноводства;
 3 – поступление с сельскохозяйственных угодий; 4 – сток с естественной подстилающей поверхности; 5 – сток с урбанизированных территорий;
 6 – нагрузка от населения, проживающего в неканализованных районах

Рисунок 2 – Доля вклада факторов в совокупную диффузную нагрузку N на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ, %



1 – аэротехногенные выпадения; 2 – побочные продукты животноводства;
 3 – поступление с сельскохозяйственных угодий; 4 – сток с естественной подстилающей
 поверхности; 5 – сток с урбанизированных территорий;
 6 – нагрузка от населения, проживающего в неканализованных районах

Рисунок 3 – Доля вклада факторов в совокупную диффузную нагрузку P на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ, %

Таким образом, формирование совокупной диффузной биогенной нагрузки N на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ в основном определяется аэротехногенными выпадениями (45 %) и влиянием побочных продуктов животноводства (30 %). Существенный вклад в поступление N вносит сток с естественной подстилающей поверхности (15 %), а также внесение минеральных и органических удобрений (8 %). Поступление N со стоком с урбанизированных и неканализованных территориях поселений является незначительным и составляет в совокупности около 2 %.

Формирование совокупной диффузной биогенной нагрузки P на Куйбышевское и Нижнекамское водохранилища в границах РТ определяется воздействием побочных продуктов животноводства (85,1 %), аэротехногенными выпадениями (10,2 %). Вклад от внесения минеральных и органических удобрений составляет 2,6 %, вклад нагрузки от населения, проживающего на неканализованных территориях поселений, составляет 1,5 %, вклад от естественной подстилающей поверхности и стоков с урбанизированных территорий является незначительным (0,4 % и 0,2 %, соответственно).

Список литературы

1. Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Обломкова Н.С. и др. Методика определения биогенной нагрузки сельскохозяйственного производства на водные объекты // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства. 2016. № 89. С. 175–183.

2. Брюханов А.Ю., Васильев Э.В., Терехов А.В. и др. Оценка сельскохозяйственной биогенной нагрузки, сформированной на речных водосборах бассейна Куйбышевского водохранилища // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства. 2018. Т. 96. № 3. С.175–185.

3. Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. СПб.: Наука, 2007. 253 с.

4. Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор-водоток-водоем. СПб.: Нестор-История, 2019. 248 с.

5. Минакова Е.А., Шлычков А.П., Кондратьев С.А. Миграционные потоки биогенных элементов в геосистеме «водосбор-водный объект» в современных условиях // Экология урбанизированных территорий. 2022. № 2. С. 13–21.

6. Минакова Е.А., Шлычков А.П., Леонова Т.Ш. и др. Особенности распределения внешней биогенной нагрузки на водные объекты в различных физико-географических районах Республики Татарстан // Экология урбанизированных территорий. 2023. № 1. С. 33–37.

7. Поздняков Ш.Р., Кондратьев С.А., Тарбаева В.М. и др. Научное обоснование выполнения рекомендаций ХЕЛКОМ по снижению биогенной нагрузки на Финский залив со стороны России // Вестник СПбГУ. Сер. 7. Геология. География. 2016. Вып. 4. С. 53–65.

8. Поздняков Ш.Р., Кондратьев С.А., Минакова Е.А. и др. Оценка биогенной нагрузки на Куйбышевское водохранилище со стороны водосбора // География и природные ресурсы. 2019. № 3. С. 67–76.

9. Поздняков Ш.Р., Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А. и др. Перспективы сокращения выноса биогенных элементов с речных водосборов за счет внедрения наилучших доступных технологий (НДТ) сельскохозяйственного производства (по результатам моделирования) // Водные ресурсы. 2020. Т. 47. № 5. С. 588–602.

10. Ясинский С.В., Гуров Ф.Н. Метод оценки характеристик диффузного загрязнения малых рек на основе ландшафтно-гидрологического подхода (на примере р. Истры) // Водное хозяйство России. 2006. № 2. С. 63–91.

11. Ясинский С.В., Кашутина Е.А., Сидорова М.В. и др. Антропогенная нагрузка и влияние водосбора на диффузный сток биогенных элементов в крупный водный объект (на примере водосбора Чебоксарского водохранилища // Водные ресурсы. 2020. Т. 47. № 5. С. 630–648.

ПРИМЕНЕНИЕ СТАТИСТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ДЛЯ ОБРАБОТКИ
ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ДАННЫХ (НА ПРИМЕРЕ ИРКУТСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА)

Г.Б. Хомматлиев, В.И. Полетаева, М.В. Пастухов
*Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, г. Иркутск, Россия,
hom@igc.irk.ru*

Аннотация: В работе представлены результаты гидрохимического мониторинга Иркутского водохранилища, обработанные с применением методов математической статистики. Основной целью исследования являлась оценка пространственной динамики основного ионного состава вод и выявление аномальных концентраций компонентов. Методология включала комплексный подход: отбор проб в русловой части и заливах (70 проб), проверку нормальности распределения данных с использованием критериев Лиллиефорса, Колмогорова-Смирнова и Шапиро-Уилка. Для данных с распределением отличным от нормального применялись устойчивые к выбросам статистические показатели - геометрическое и винзоризованное среднее. Установлено, что только концентрации HCO_3^- в русловой части соответствуют нормальному распределению. Выявлены различия между стабильным ионным составом русла, обусловленным влиянием вод оз. Байкал, и вариабельным составом заливов.

Ключевые слова: водохранилище, гидрохимия, мониторинг, основные ионы, статистический анализ

APPLICATION OF STATISTICAL METHODS FOR ANALYSIS
HYDROCHEMICAL DATA (CASE STUDY OF THE IRKUTSK RESERVOIR)

G.B. Hommatlyyev, V.I. Poletaeva, M.V. Pastukhov
Vinogradov Institute of Geochemistry, SB RAS, Irkutsk, Russia, hom@igc.irk.ru

Abstract: The research presents the results of hydrochemical monitoring of the Irkutsk Reservoir, analyzed using the mathematical statistics methods. The main purpose of the study was to assess the spatial dynamics of the major ionic composition of the waters and to identify anomalous concentrations of its components. The methodology included a complex approach: sampling in the riverbed sections and bays (70 samples), and checking the normality of data distribution using the Lilliefors, Kolmogorov-Smirnov and Shapiro-Wilk criteria. The outlier-resistant statistics, geometric and vinzorized mean, were used for data with non-normal distribution. It was revealed that only HCO_3^- concentrations in the riverbed section comply a normal distribution. Differences between the stable ionic composition of the riverbed, caused by the influence of Lake Baikal waters, and the variable composition of the bays were revealed.

Key words: reservoir, hydrochemistry, monitoring, major ions, statistical analysis

Гидрохимические исследования являются основой при мониторинге водных объектов, а методы математической статистики обеспечивают корректность обработки полученных данных. Комбинация этих подходов позволяет перейти от описания отдельных проб к системному анализу водных экосистем.

В геоэкологических исследованиях в качестве эталонной (фоновой) концентрации, позволяющей получить сравнительную характеристику, зачастую используют среднее арифметическое от полученных концентраций изучаемых химических показателей [4]. Вместе с этим его применение может быть ограничено при наличии выбросов или когда распределение концентраций отличное от нормального. В общей практике исключение выбросов проводится по стандартным процедурам предварительной обработки данных. Однако, в геоэкологических исследованиях полное игнорирование выбросов не всегда допустимо, поскольку они могут содержать информацию об антропогенном воздействии, а также представлять достоверные (не связанные с погрешностями анализа или пробоотбора) показатели гидрохимического состава, отражающие природные источники поступления веществ.

Для изучения пространственно-временной динамики гидрохимического состава и оценки качества вод Иркутского водохранилища проведены мониторинговые работы. Станции наблюдения включают русловую часть (29 проб) и заливы водохранилища (41 проба). На участках, где глубина превышала 2 м, пробы отбирали с двух горизонтов: поверхностного (0,5 м) и придонного (1 м от дна) батометром Ocean Test 110А. Лабораторные исследования водных проб выполнены в Центре коллективного пользования «Изотопно-геохимических исследований» ИГХ СО РАН (г. Иркутск). Анализ содержания основных ионов, включая SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ и K^+ , проводили методом капиллярного электрофореза с использованием аналитической системы «Капель» (производство Lumex, Россия). Концентрацию гидрокарбонат-ионов (HCO_3^-) определяли титриметрическим методом.

Обработка данных началась с определения характера их распределения (соответствие или отклонение от нормального распределения). Статистические параметры компонентов основного ионного состава в русловой части и заливах Иркутского водохранилища приведены в таблице 1. Для проверки гипотезы о нормальности распределения применены критерии Лиллиефорса, Колмогорова-Смирнова и Шапиро-Уилка, позволяющие принять или отвергнуть нулевую гипотезу. Если все три статистических критерия подтверждали отсутствие значимых отклонений от нормального распределения ($p > 0,05$), распределение признавалось нормальным. Далее получены коэффициенты асимметрии.

Проверка показала (таблица 1), что лишь содержание HCO_3^- в водной толще руслового участка водохранилища по всем применяемым критериям подчиняется нормальному закону распределения. Следовательно, только для этих концентраций обоснованно использование среднего арифметического –

64,59 мг/л, стандартного отклонения – 1,70 мг/л и коэффициента вариации – 2,65%.

Для концентраций (SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ и K^+) в воде русловой части, а также ионов в воде заливов водоема распределение характеризуется как отличное от нормального ($p < 0,05$) по одному, двум или трем критериям. В таком случае, при использовании среднего арифметического, которое неустойчиво к наличию выбросов в ряде, последует завышение или занижение реального среднего. В этом случае использование величин стандартное отклонение и коэффициент вариации также некорректно. В связи с этим подобраны альтернативные методы расчета среднего. При выборе оттачивались от такого статистического показателя, как коэффициент асимметрии (таблица 1) – величина, характеризующая скошенность распределения данных. Для концентраций SO_4^{2-} , Cl^- в воде русловой части и SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ в воде заливов водохранилища асимметрия положительна. Для концентраций Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ русловой части, HCO_3^- и K^+ в воде заливов – асимметрия отрицательная.

Таблица 1– Статистические параметры компонентов основного ионного состава вод Иркутского водохранилища

Компонент		Критерии			Коэф. ассим.	Мин	Макс	Среднее
		1	2	3				
HCO_3^-	P*	>0,05	>0,05	>0,05	0,27	61,24	68,56	64,59 ¹
	Z**	<0,05	<0,05	<0,05	-1,39	26,60	89,30	64,08 ²
SO_4^{2-}	P	<0,05	<0,05	<0,05	1,84	5,02	7,57	5,93 ³
	Z	<0,05	<0,05	<0,05	4,46	5,09	34,6	6,85 ³
Cl^-	P	>0,05	<0,05	<0,05	1,15	0,36	0,79	0,55 ³
	Z	<0,05	<0,05	<0,05	2,67	0,30	2,31	0,66 ³
Ca^{2+}	P	>0,05	>0,05	<0,05	-0,91	13,50	17,85	16,19 ²
	Z	>0,05	<0,05	<0,05	1,36	9,41	24,28	14,73 ³
Mg^{2+}	P	>0,05	<0,05	<0,05	-1,47	2,65	3,38	3,17 ²
	Z	<0,05	<0,05	<0,05	3,42	2,4	7,64	3,16 ³
Na^+	P	<0,05	<0,05	<0,05	-0,93	2,63	4,29	3,54 ²
	Z	>0,05	>0,05	<0,05	1,01	2,6	4,98	3,27 ³
K^+	P	>0,05	<0,05	<0,05	-1,26	0,85	1,11	1,01 ²
	Z	>0,05	<0,05	<0,05	-1,69	0,22	1,06	0,84 ²

(P* - русловая часть, Z** - залив; 1 – критерий Колмогорова-Смирнова, 2 – критерий Лиллиефорса, 3 – критерий Шапиро-Уилка; ¹ – арифметическое среднее, ² – винзоризованное среднее, ³ – геометрическое среднее.

При положительной асимметрии используется геометрическое среднее, которое устойчиво на выбросы. Однако, известно, что при отрицательной асимметрии его использование нежелательно, т.к. геометрическое среднее может занижать оценку из-за чувствительности к малым значениям (выбросов в левом хвосте). С отрицательной асимметрией возможно использование такого устойчивого к выбросам статистического показателя, как медиана – значение, делящее ранжированный ряд данных пополам. Однако, недостаток медианы в том, что она учитывает только порядок значений, игнорируя их величины. Средние, которые считаются устойчивыми к выбросам для данных с отрицательной асимметрией, являются усеченное среднее и винзоризованное среднее (Winsorized mean). При усеченном среднем влияние выбросов нейтрализуется с помощью отсечения значений с обеих сторон ранжированного ряда (5, 10, 20, 25%), процент отсечения зависит от количества и влияния выбросов. При винзоризованном среднем также, как с усеченным средним используется отсечение некоторого процента, соответственно равным количеству влияющим выбросам. Однако, в отличие от усеченного среднего выбросы не исключаются, а лишь сглаживаются с помощью замены крайним значением, стоящим до отсекаемого процента.

Исходя из вышеуказанного для данных, распределение которых отличны от нормального, выбраны геометрическое среднее (при положительной асимметрии) и винзоризованное среднее (при отрицательной асимметрии). Производилось отсечение с заменой 20% величин по данным концентраций русловой части и заливов.

Следующим этапом проводится расчеты индивидуальных отклонений каждой концентрации от полученного среднего значения или от так называемого фонового значения. По подобию подхода к расчету коэффициента концентрации (K_c) [3] находим во сколько раз концентрация изучаемых компонентов на каждой станции наблюдения выше или ниже среднего. Анализируя полученные результаты определен диапазон концентраций, значения которых можно принять как близкие между собой (или незначительно отличающиеся), и значения, выделяющиеся из общего массива (таблица 2).

По всем рассматриваемым компонентам в воде русловой части и заливов диапазон изменяется от 0,68 до 1,31 и, следовательно, основной массив данных лежит в пределах $1 \pm 0,33$ по K_c . Или, переводя в проценты, отклонения составляют не более 33% от среднего.

С точки зрения геоэкологических задач особое внимание уделяется концентрациям, повышенным относительно среднего и выходящим за пределы установленного диапазона. Такие концентрации могут являться индикатором дополнительного поступления ионов. Для вод русловой части выше диапазона находятся концентрации Cl^- в пробах, отобранных с поверхности водной толщи: 0,74 мг/л – напротив зал. Курма; 0,77 мг/л – п. Большая речка; 0,79 мг/л – исток р. Ангары.

Значения K_c превышают диапазон по HCO_3^- в зал. Курма (89,3 мг/л); SO_4^{2-} в зал. Большой (10,47 мг/л), зал. Никулиха (13,15 мг/л), зал. Тальцы (20,95 мг/л), зал. Бурдугуз (34,6 мг/л); Cl^- в зал. Ерши (1,07 мг/л и 1,42 мг/л), зал.

Чертугеевский (1,51 мг/л), зал. Топка (1,64 мг/л и 2,31 мг/л); Ca²⁺ в зал. Тальцы (20,63 мг/л), зал. Бурдугуз (24,28 мг/л); Mg²⁺ в зал. Тальцы (4,64 мг/л), зал. Курма (6,57 мг/л), зал. Бурдугуз (7,64 мг/л); Na⁺ в зал. Королок (4,98 мг/л).

Таблица 2 – Значительно выделяющиеся значения K_c основных ионов вод Иркутского водохранилища за пределами характерного диапазона

Компоненты основных ионов		Количество значений ниже диапазона	Количество значений в диапазоне несущественно варьирующего массива			Количество значений выше диапазона
			Кол-во.	Диапазон по K _c	Диапазон в мг/л	
Русловая часть	HCO ₃ ⁻	0	29	0,95-1,06	61,24- 68,56	0
	SO ₄ ²⁻	0	29	0,85-1,28	5,02-7,57	0
	Cl ⁻	1	25	0,87-1,22	0,48-0,67	3
	Ca ²⁺	0	29	0,83-1,10	13,5-17,85	0
	Mg ²⁺	0	29	0,84-1,07	2,65-3,38	0
	Na ⁺	0	29	0,74-1,21	2,63-4,29	0
	K ⁺	0	29	0,84-1,09	0,85-1,11	0
Заливы	HCO ₃ ⁻	1	39	0,72-1,28	46,12-82,23	1
	SO ₄ ²⁻	0	37	0,74-1,23	5,09-8,4	4
	Cl ⁻	1	35	0,68-1,29	0,45-0,85	5
	Ca ²⁺	1	38	0,75-1,18	11,12-17,36	2
	Mg ²⁺	0	39	0,76-1,24	2,4-3,92	3
	Na ⁺	0	40	0,79-1,31	2,6-4,28	1
	K ⁺	3	38	0,69-1,26	0,58-1,06	0

В воде, отобранной в вершине зал. Курма, вместе с высокими концентрациями HCO₃⁻ и Mg²⁺, концентрация K⁺ наименьшая и находится ниже характерного диапазона. В воде зал. Никулиха высокое содержание SO₄²⁻ сопровождается уменьшением концентраций HCO₃⁻, Cl⁻, Ca²⁺, K⁺. В воде зал. Бурдугуз повышенные содержания SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, сопровождаются уменьшением концентрацией K⁺.

Таким образом, полученные результаты показывают, что в воде русловой части Иркутского водохранилища только концентрации Cl⁻ могут быть как выше, так и ниже диапазона. Для остальных компонентов основного ионного состава наблюдается равномерное распределение концентраций, обусловленное особенностью водного питания водоема. На входной створ водохранилища поступают воды оз. Байкал, к уникальному свойству которых, как показано [2], относится постоянство ионного состава не только в сезонном, но и межгодовом аспекте. Известно, что водный баланс Иркутского водохранилища на 99,2 % состоит из вод озера [1]. Присутствие в заливах концентрации основных ионов, значимо отличающихся от среднего, может быть определено природными и антропогенными источниками их поступления. К природным источникам

относится поступление вод притоков разнообразного состава, к антропогенным – поверхностный сток с побережья водоема, на территории которого ведется рекреационная и сельскохозяйственная деятельность. Стабильность основного ионного состава русловой части показывает, что влияние этих источников быстро нивелируется большим объемом вод оз. Байкал, поступающих в Иркутское водохранилище.

Исследование проведено в рамках выполнения госзадания, проект № 0284-2021-0003.

Список литературы

1. Воробьева С.С. Фитопланктон водоемов Ангары. Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН, 1995. 126 с.
2. Домышева В.М., Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н. и др. Ионный состав воды озера Байкал, его притоков и истока реки Ангары в современный период // Метеорология и Гидрология. 2019. № 10. С. 77-86.
3. Перельман А.И. Геохимия: Учеб. для геол. спец. вузов. – 2-е изд., перераб. и доп. М: Высш. шк., 1989. 528с.
4. Soldatova, E.A., Ivanova, I.S., Kolubaeva, Y.V. et al. Specifics of Chemical Composition Origin of Surface Water in the Arctic Zone of Western Siberia // Geochem. Int. 2022. Vol. 60. P. 1153–1166.

ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИЙ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ВОДЕ РЕКИ КАМЧАТКА

Т.А. Чепурная, Е.А. Ермакович, О.Л. Романюк
*ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия,
o.romanuk@gidrohim.mecom.ru*

Аннотация: По результатам мониторинга, проведенного государственной сетью наблюдений Росгидромета за 2003-2023 гг., представлен анализ изменения концентраций нефтепродуктов в р. Камчатка, регулярно превышающих ПДК в среднем и нижнем течении.

Ключевые слова: загрязненность воды, нефтепродукты, кратность превышений ПДК, р. Камчатка

DYNAMICS OF PETROLEUM PRODUCT CONCENTRATIONS OF THE KAMCHATKA RIVER

T.A. Chepurnaya, E.A. Ermakovich, O.L. Romanyuk
*Federal State Budgetary Institution "Hydrochemical Institute", Rostov-on-Don,
Russia, o.romanuk@gidrohim.mecom.ru*

Abstract: Based on the results of monitoring conducted by the state observation network of Roshydromet during the period 2003–2023, this paper presents an analysis of changes in petroleum product concentrations in the Kamchatka River, which regularly exceed the maximum permissible concentrations (MPC) in its middle and lower reaches.

Key words: water pollution, petroleum products, MPC exceedance frequency, Kamchatka River

Значительные объемы добычи и потребления нефти, а также природные процессы (землетрясения и извержения вулканов в местах расположения нефтегазовых месторождений) неизбежно ведут к попаданию нефтепродуктов в поверхностные воды, ухудшая их качество. Нефть и ее производные, содержащиеся в питьевой воде, могут привести к серьезным и опасным последствиям для жизни и здоровья человека: отравлениям, аллергическим реакциям, нарушениям сердечно – сосудистой, эндокринной и нервной систем, возникновению злокачественных опухолей. Чтобы защитить себя от негативных последствий важно минимизировать, а лучше совсем не допускать попадания нефтепродуктов в поверхностные воды.

Отрицательное воздействие нефтепродукты оказывают не только на человека. Повышенного внимания в части контроля за содержанием нефтепродуктов в воде требуют водоемы и водотоки рыбохозяйственного использования, особенно имеющие важное значение для нереста промысловых

рыб и нагула молоди на ранних стадиях онтогенеза. К таким водотокам можно отнести реку Камчатка. В реке нерестятся тихоокеанские лососи: чавыча, нерка, кижуч, кета и горбуша. Кроме того, воспроизводятся тихоокеанские сельди, в уловах встречается тихоокеанский осетр, хариус, голец. Наряду с природными процессами (последствиями проявления вулканизма) единственным видом хозяйственной деятельности, способствующим загрязнению нефтепродуктами р. Камчатка, является, прежде всего, бурение во многих точках бассейна разведочных скважин и их ликвидация [1].

Концентрации нефтепродуктов 0,01-0,10 мг/л уже оказывают токсическое действие на рыб и других гидробионтов. Интоксикация проявляется в нарушении физиологического состояния, питания и других процессов жизнедеятельности. Последствия воздействия нефтепродуктов на функциональное состояние рыб выражается в поражении центральной нервной системы, снижении защитных и двигательных функций, заболевании пищеварительного тракта, нарушениях иммунной системы и поведенческих реакций [3,4]. Под воздействием нефтяного загрязнения особенно опасно глубокое органическое поражение нервной системы у молоди рыб, в частности угнетение биохимических параметров аминокислотного и энергетического обмена мозга, при этом уменьшается размер мозга. Под влиянием нефти уменьшается интенсивность питания молоди рыб, вследствие чего снижается темп прироста их массы. Кроме того, установлено возрастание токсических эффектов в случае одновременного присутствия нефтепродуктов и других загрязняющих веществ [3,5]. Из других поллютантов в воде р. Камчатка особого внимания заслуживают фенолы, концентрации которых в створах приустьевых контрольных пунктов в период 2023 г. достигали высокого уровня (максимально 30-49 ПДК). В целом, в настоящее время отмечается тенденция улучшения качества поверхностных вод Камчатского края [2]. С 2023 г., в отличие от предыдущих лет, наблюдается появление в поверхностных водах полуострова рек, вода которых оценивается как «условно чистая» и соответствует 1-му классу качества. Анализ воды на протяжении всей р. Камчатка в 2024 г. показал, что критический уровень загрязненности не был достигнут ни по одному из определяемых загрязняющих веществ.

Государственная сеть мониторинга Росгидромета позволяет изучать качество воды р. Камчатка на протяжении от истока до устья в 4 пунктах, 5 створах, работающих по программам отбора проб от 7 до 12 раз в год.

Первый пункт наблюдений расположен в верховье реки в 0,8 км на север от с. Пушино на расстоянии 665 км от устья. Средняя ширина реки здесь в межень 23,5 м, в половодье – 45,0 м; средний расход воды изменяется от 6,67 до 139 м³/с, максимально достигая в половодье 248 м³/с. Долина реки на участке расположения створа 4,0-5,0 км с террасированными склонами, покрытыми лесом из каменной и белой березы, кедровым и ольховым стлаником. Пойма на участке наблюдений двухсторонняя, лесная, пересеченная шириной 1,0-1,5 км. Начинает затопляться при уровне 314 см. Течение по пойме начинается на уровне 338 см. При средних и высоких уровнях на участке наблюдений действуют две левобережные протоки. Русло реки умеренно-

извилистое, разветвленное, дно галечное, деформирующиеся. Берега реки крутые, обрывистые, покрытые густым лесом из тополя и тальника. Зимой на участке створа наблюдаются забереги, шугоход, сплошной ледяной покров устанавливается только при больших длительных морозах.

В целом вода р. Камчатка в районе с. Пуцено в 2023-2024 гг. оценивалась 2-м классом качества и характеризовалась как "слабо загрязненная". При характеристике среднегодового уровня загрязненности воды нефтепродуктами за период 2003-2023 гг. на рисунке 1 приведены максимальные и медианные значения.



Рисунок 1– Концентрации нефтепродуктов в р. Камчатка (с. Пуцино, 0,8 км к северу от села), мг/л

В период с 2003 по 2023 гг. в створе на р. Камчатка (с. Пуцино, 0,8 км к северу от села) медианные концентрации нефтепродуктов изменялись в пределах от 0,01 мг/л (минимум, зафиксированный в 2010, 2021–2023 гг.) до 0,48 мг/л (2005 г.). Максимальные значения концентраций варьировали от 0,01 мг/л (2023 г.) до 1,08 мг/л (2009 г.).

Динамика показателей носит колебательный характер: периоды относительно низких концентраций сменялись резкими повышениями, что указывает на эпизодические всплески загрязнения. Наибольшая нагрузка на водный объект наблюдалась в 2009–2013 гг., когда фиксировались рекордные для данного створа значения.

Второй пункт наблюдений расположен к юго-западу от с. Долиновка, в 0,85 км выше впадения р. Долиновка, на расстоянии 478 км от устья. Средняя ширина реки в створе наблюдений в межень 105 м, в половодье – 168 м, при этом средний расход воды составляет 83,7 и 1110 м³/с, соответственно. Долина реки на участке наблюдений ящикообразная, расположена между 30-

метровыми террасами, шириной 5,0-6,0 км. Склоны долины террасированы, покрыты лесом. Пойма на участке расположения створа двухсторонняя шириной 1,8-2,3 км, лесная, пересеченная, Начинает затопляться при уровне 530 см. При достижении уровня 700 см вся пойма затопляется водой. Русло реки извилистое с песчано-галечным дном, деформирующиеся. Берега реки крутые, обрывистые, высотой 3,0-3,5 м. Ледостав устойчивый, наблюдается значительная зашугованность русла, в 1,0 км ниже пункта наблюдения образуются зажоры.

В отличие от первого пункта наблюдений вода в районе с. Долиновка в 2023-2024 гг. оценивалась уже 3-м классом качества разряда «а» и характеризовалась как "загрязненная". В пункте наблюдений в р. Камчатка (с. Долиновка, 0,1 км выше села) за период 2003–2023 гг. медианные концентрации нефтепродуктов варьировали от 0,01 мг/л (минимум в 2022 г.) до 1,07 мг/л (максимум в 2010 г.). Максимальные концентрации изменялись в диапазоне от 0,03 мг/л (2022 г.) до 1,40 мг/л (2010 г.) (рисунок 2).

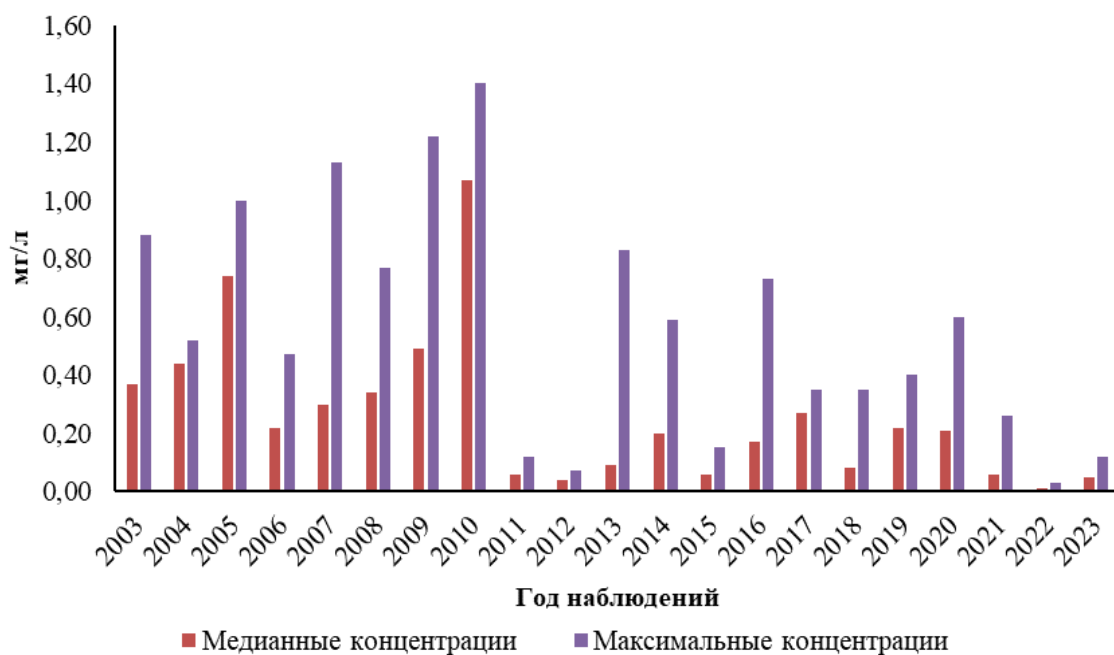


Рисунок 2 – Концентрации нефтепродуктов в р. Камчатка (с. Долиновка, 0,1 км выше села), мг/л

В 2022–2023 гг. зафиксированы минимальные за весь период значения концентрации нефтепродуктов, что может свидетельствовать о снижении нагрузки на водный объект или об изменении условий поступления загрязняющих веществ.

В 248 м от устья р. Камчатка в черте пгт Козыревск находится следующий пункт наблюдения. Пункт расположен в центральной части поселка. Долина реки здесь трапецидальная шириной 18-20 км. Рельеф прилегающей местности ровный, грунт супесчаный. Склоны долины террасированы, покрыты смешанным лесом. Пойма на участке расположения створа левобережная, шириной 5,0 км, пересеченная, заболоченная, начинает затопляться при уровне

360-390 см. Русло реки извилистое, разветвленное с песчано-галечным деформирующемся дном. Ширина в межень 240-250 м. Берега обрывистые, подвержены деформации: правый высотой 7,0-8,0 м, обрывистый, песчано-галечный, левый – 3,0-4,0 м, более пологий, песчаный, покрыт мелким кустарником и зарослями тальника. Зимой у правого берега ежегодно наблюдается широкая полынья.

Вода в черте пгт Козыревск за период 2023-2024 гг. оценивалась 3-м классом качества, переходя из разряда «а» в разряд «б», характеризовалась как «загрязненная» и «очень загрязненная».

Динамика концентраций нефтепродуктов на данном участке реки значительно отличается от значений в верховье (рисунок 3).



Рисунок 3 – Концентрации нефтепродуктов в р. Камчатка (пгт Козыревск, в черте пгт), мг/л

В течение 2003-2023 гг. в воде реки Камчатка в черте пгт Козыревск фиксировалось 12 случаев высокого загрязнения (ВЗ) воды нефтепродуктами (2007, 2008, 2009, 2011-2013, 2019-2021 гг.) от 1,52 до 2,46 мг/л (от 30 до 49 ПДК) и 3 случая (2012-2013 гг.) экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) от 2,69 до 3,61 мг/л (от 54 до 72 ПДК).

Мониторинг состояния воды р. Камчатка в последнем приустьевом пункте наблюдения осуществляется в двух створах, расположенных выше на 1,1 км п. Ключи и ниже поселка на 0,5 км, на расстоянии 131,0 и 122,0 км от устья, соответственно.

Долина реки здесь шириной 3,0-3,5 км. Правый склон пологий плавно сливается со склоном Ключевского вулкана; левый (склон хребта Заречного) – высокий, крутой. Оба склона покрыты лесом и кустарником. Пойма левобережная шириной 250-300 м, начинает затопляться при уровне воды 450-460 см.

Вода в двух створах пункта п. Ключи за период 2023-2024 гг. оценивалась 3-м классом качества, повышая разряд «б» на разряд «а», и характеризовалась как «очень загрязненная» и «загрязненная».

Случаи ВЗ нефтепродуктами в створах пункта п. Ключи встречались реже, чем в районе п. Козыревск: 1 случай (2013 г.) в 1 км выше п. Ключи – 1,87 мг/л (37 ПДК) и 3 случая (2008, 2019-2020 гг.) 0,5 км ниже п. Ключи – от 1,69 до 1,87 мг/л (от 34 до 37 ПДК). Кроме того, в 2019 г. в 1 км выше п. Ключи наблюдалось ЭВЗ нефтепродуктами 10,87 мг/л (203 ПДК) (рисунки 4, 5).



Рисунок 4 – Концентрации нефтепродуктов в р. Камчатка (п. Ключи, 1 км выше поселка), мг/л



Рисунок 5 – Концентрации нефтепродуктов в р. Камчатка (п. Ключи, 0,5 км ниже поселка), мг/л

Резюмируя вышеизложенное, можно сделать вывод, что за период с 2021 по 2023 гг. по сравнению с более ранним периодом, среднегодовые концентрации нефтепродуктов в воде р. Камчатка снизились в три раза: от 2-6 до 0-2 ПДК, случаи ВЗ и ЭВЗ не регистрировались. Вероятнее всего, снижение концентраций нефтепродуктов в воде происходит за счет природных процессов саморегуляции и самоочищения: в результате их естественной деструкции, химического окисления и биологического разрушения микроорганизмами, живущими в воде.

Список литературы

1. Блоков И.П., Васильева Е.А. Загрязнение нефтепродуктами реки Камчатки // Водные ресурсы, 2024, том 51, №1, С. 33-44.
2. Ежегодник. «Качество поверхностных вод Российской Федерации»/ под ред. М.М. Трофимчука – Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический Институт», 2024.– 594 с.
3. Кленкин А.А., И.Г. Корпакова И.Г., Павленко Л.Ф., Темердашев З.А. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение // Краснодар, 2007. – 324 с.
4. Миронов О.Г., Миловидова Н.Ю., Щекатурина Т.Л. Биологические аспекты нефтяного загрязнения морской среды. – Киев: Наукова думка, 1988. – 248 с.
5. Павленко Л.Ф., Корпакова И.Г., Скрыпник Г.В., Ларин А.А. Характеристика загрязнения акваторий Керченского пролива и прилежащих участков Азовского и Черного морей // Керченская авария: последствия для водных экосистем. –Ростов н/Д: ФГУП АЗНИИРХ, 2008. – С.58-105.

ДИНАМИКА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И БИОГЕННЫХ
ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДЕ НЕБОЛЬШИХ ВОДОХРАНИЛИЩ РАЗНЫХ
ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ЗОН

Е.А. Шашуловская, С.А. Мосияш

*Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии», Саратовский филиал, Саратов, Россия,
e-mail: shash.elena2010@yandex.ru*

Аннотация: Показана динамика органического вещества и биогенных элементов в воде небольших водохранилищ – Пензенского на р. Сура и Ириклинского на р. Урал в 2016-2024 гг. Отмечено влияние объема весеннего притока, суммы атмосферных осадков и значений индекса Североатлантического колебания на динамику рассмотренных показателей.

Ключевые слова: Пензенское и Ириклинское водохранилища, индекс NAO, водный сток, органическое вещество, азот, фосфор, кремний, железо

DYNAMICS OF ORGANIC MATTER AND BIOGENIC ELEMENTS IN THE
WATER OF SMALL RESERVOIRS OF DIFFERENT GEOGRAPHICAL ZONES

E.A. Shashulovskaya, S.A. Mosiyash,

*All-Russian Scientific Research Institute of Fisheries and Oceanography, Saratov
Branch, Saratov, Russia
e-mail: shash.elena2010@yandex.ru*

Abstract: The dynamics of organic matter and biogenic elements in the water of small reservoirs – Penza on the Sura River and Iriklinisky on the Ural River in 2016-2024 is shown. The influence of the volume of spring inflow, the amount of precipitation and the values of the North Atlantic oscillation index on the dynamics of the considered indicators is noted.

Key words: Penza and Iriklinisky reservoirs, NAO index, water runoff, organic matter, nitrogen, phosphorus, silicon, iron

Закономерности формирования состава поверхностных вод суши во многом определяются природно-климатическими особенностями водосборной территории, главным образом тепло- и влагообеспеченностью, рельефом, подстилающими породами и антропогенной деятельностью.

В последние годы внимание исследователей привлекает связь региональных климатических условий с глобальными циркуляционными системами. Североатлантическое колебание (North Atlantic Oscillation, NAO) является проявлением колебания атмосферного давления между Азорским максимумом и Исландским минимумом и определяет не только погодные условия над обширными территориями Европы, но и основную картину

изменчивости климата [3]. Чередование положительных и отрицательных фаз NAO вызывает большие изменения в переносах тепла и влаги, определяет температуру и интенсивность перемешивания воды, ледовый режим водоемов. Появились доказательства того, что NAO может быть предсказуемым в многолетних временных масштабах, что находит практическое применение с учетом значительных последствий современной климатической трансформации [9].

Среди множества гидрохимических показателей важное место отводится органическому веществу и биогенным элементам – компонентам, тесно связанным с протекающими биологическими и биохимическими процессами. Изменения этих показателей обуславливаются общими или близкими причинами.

В небольших водохранилищах комплексного назначения влияние погодных и гидрологических факторов на их гидрохимический режим проявляется быстрее, чем в крупных водоемах с большей буферной емкостью, поэтому их можно использовать для изучения процессов трансформации веществ в водных объектах в течение относительно короткого временного интервала.

Ириклинское водохранилище – самый крупный искусственный водоем в Оренбургской области, созданный в верхнем течении р. Урал, представляет собой цепь русловых озеровидных расширений со скалистыми берегами. Объем - 3,25 км³, средняя глубина - 12,5 м (таблица 1), максимальная - 36 м. Для водоема в условиях семиаридного климата характерны маловодность и большие колебания объема стока по годам и сезонам, коэффициент водообмена – 0,5.

Таблица 1 – Морфометрические и гидроклиматические характеристики Пензенского и Ириклинского водохранилищ в 2016-2024 гг.

Показатель	Водоохранилища	
	Пензенское	Ириклинское
Площадь водного зеркала, км ²	110	260
Средняя глубина, м	2,5	12,5
Годовой приток, км ³	1,28	1,63
Весенний приток, км ³	0,61	0,32
Т воды в июле, °С	24,9	22,7
Количество осадков за год, мм	530	358

Пензенское водохранилище, расположенное на слиянии рек Сура и Уза в зоне умеренно континентального климата, является самым крупным искусственным водоемом Пензенской области. Объем водохранилища - 0,56 км³, средняя глубина 5 м, смена водных масс происходит 2,5 раза в год.

Цель работы – сравнительная оценка многолетней динамики органического вещества (ОВ) и биогенных элементов в воде Пензенского и Ириклинского водохранилищ, расположенных в разных географических зонах.

Материалом для настоящей работы послужили собственные гидрохимические исследования Пензенского и Ириклинского водохранилищ, проведенные в 2016-2024 гг. Пробы воды отбирали в сезонном аспекте: весной (апрель-май), летом (июль) и осенью (октябрь) на русловых и прибрежных станциях с поверхностного и придонного горизонтов. Анализировали показатели цветности, перманганатной окисляемости (ПО), БПК₅, содержание минеральных форм азота, фосфора, кремний и валовое железо по стандартным методикам, допущенным для целей государственного экологического контроля. Для сравнительной оценки использовали средние концентрации по акватории водохранилищ. Тесноту связи между параметрами оценивали с помощью коэффициента Пирсона при $p \leq 0,05$.

Данные по объему водного притока к исследованным водохранилищам, сумме атмосферных осадков и значений индекса NAO заимствованы из интернет-ресурсов с открытым доступом [2, 4, 5, 8].

Основная составляющая водного баланса исследованных водохранилищ – водный приток, основной объем которого приходится на весенний период. В это время в искусственные водоемы привносится с водосбора основное количество ОВ. Коэффициент корреляции (r) между объемом притока в половодье и показателем цветности, который характеризует, главным образом, содержание окрашенных гуминовых веществ аллохтонного происхождения, составил 0,70-0,73. Наиболее высокие значения цветности воды отмечены весной в Сурском водохранилище (таблица 2).

Таблица 2 – Содержание ОВ и биогенных элементов в воде Пензенского водохранилища в 2016-2024 гг.

Показатель	Сезон		
	Весна	Лето	Осень
Цветность, градусы	22 – 101	18 – 35	17 – 30
	53 ± 9	28 ± 2	24 ± 2
ПО, мгО/дм ³	4,5 – 8,0	5,5 – 9,1	3,6 – 6,4
	$6,4 \pm 0,5$	$7,1 \pm 0,5$	$4,9 \pm 0,3$
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	1,9 – 5,9	2,6 – 8,4	1,9 – 4,2
	$3,6 \pm 0,5$	$4,8 \pm 0,7$	$3,0 \pm 0,3$
Азот минеральный, мг/дм ³	0,37 – 1,5	0,18 – 0,84	0,19 – 0,60
	$0,90 \pm 0,16$	$0,36 \pm 0,06$	$0,38 \pm 0,05$
Фосфор минеральный, мг/дм ³	0,038 – 0,16	0,070 – 0,24	0,10 – 0,22
	$0,087 \pm 0,015$	$0,17 \pm 0,02$	$0,15 \pm 0,01$
Кремний, мг/дм ³	4,3 – 8,7	6,5 – 10,8	6,9 – 11,2
	$7,8 \pm 0,5$	$8,1 \pm 0,4$	$9,4 \pm 0,6$
Железо валовое, мг/дм ³	0,29 – 1,0	0,25 – 0,60	0,21 – 0,43
	$0,60 \pm 0,10$	$0,36 \pm 0,04$	$0,32 \pm 0,03$

Очевидно, большая площадь мелководий, заросших высшей водной растительностью, является источником автохтонного гумуса, который определяет окраску воды в весенний период особенно в многоводные годы. В Ириклинском водохранилище, водосбор которого образован слабогумусными маломощными черноземами, степными солонцами и каменистыми грядами [6], цветность воды характеризуется минимальными значениями (таблица 3).

Таблица 3 – Содержание ОВ и биогенных элементов в воде Ириклинского водохранилища в 2016-2024 гг.

Показатель	Сезон		
	Весна	Лето	Осень
Цветность, градусы	$\frac{14 - 30}{20 \pm 2}$	$\frac{11 - 37}{18 \pm 3}$	$\frac{8 - 31}{16 \pm 3}$
ПО, мгО/дм ³	$\frac{5,0 - 6,7}{5,8 \pm 0,2}$	$\frac{4,0 - 8,1}{5,2 \pm 0,5}$	$\frac{2,8 - 6,8}{4,6 \pm 0,4}$
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	$\frac{1,8 - 5,4}{2,9 \pm 0,4}$	$\frac{1,5 - 4,5}{3,0 \pm 0,4}$	$\frac{<0,5 - 3,4}{1,9 \pm 0,3}$
Азот минеральный, мг/дм ³	$\frac{0,12 - 0,48}{0,29 \pm 0,05}$	$\frac{0,061 - 0,37}{0,19 \pm 0,03}$	$\frac{0,13 - 0,60}{0,26 \pm 0,05}$
Фосфор минеральный, мг/дм ³	$\frac{0,024 - 0,071}{0,041 \pm 0,006}$	$\frac{0,022 - 0,077}{0,048 \pm 0,006}$	$\frac{0,048 - 0,089}{0,059 \pm 0,004}$
Кремний, мг/дм ³	$\frac{1,1 - 2,9}{2,1 \pm 0,2}$	$\frac{1,7 - 4,2}{2,6 \pm 0,3}$	$\frac{1,7 - 3,5}{2,6 \pm 0,2}$
Железо валовое, мг/дм ³	$\frac{0,13 - 0,26}{0,19 \pm 0,01}$	$\frac{0,10 - 0,26}{0,16 \pm 0,02}$	$\frac{0,11 - 0,24}{0,16 \pm 0,01}$

Показатель ПО также характеризует содержание аллохтонного ОВ и поэтому связан статистической связью с цветностью на Ириклинском водохранилище ($r=0,72-0,85$), в Пензенском - корреляционная связь между этими показателями отсутствует.

С аллохтонным ОВ в исследованных водохранилищах статистически связаны соединения минерального фосфора, азота, валового железа и кремния ($r=0,66-0,85$), что может свидетельствовать о поступлении биогенных элементов в составе органо-минеральных комплексов. В уральском искусственном водоеме в условиях засушливого климата количество аллохтонного и легкоокисляемого ОВ в июле определялось объемом притока и суммой атмосферных осадков ($r=0,70-0,93$).

Особенностью Ириклинского водохранилища являются низкие концентрации биогенных элементов и слабо выраженная сезонная динамика их средних значений из-за градиента по продольной оси искусственного водоема [7]. Максимальные количества минерального азота, железа и кремния в сурском водохранилище отмечены весной, что связано с поступлением с водосбора с водами половодья (таблица 2).

Интересна весенняя динамика минерального фосфора, одного из элементов, определяющих гидрохимические основы биологической продуктивности водных экосистем. Несмотря на различия количественных

характеристик (рисунок а, б), связанных с географическими особенностями водосборных территорий, диффузными и точечными источниками поступления, межгодовая весенняя динамика этого элемента в двух водохранилищах значимо скоррелирована ($r= 0,86$).

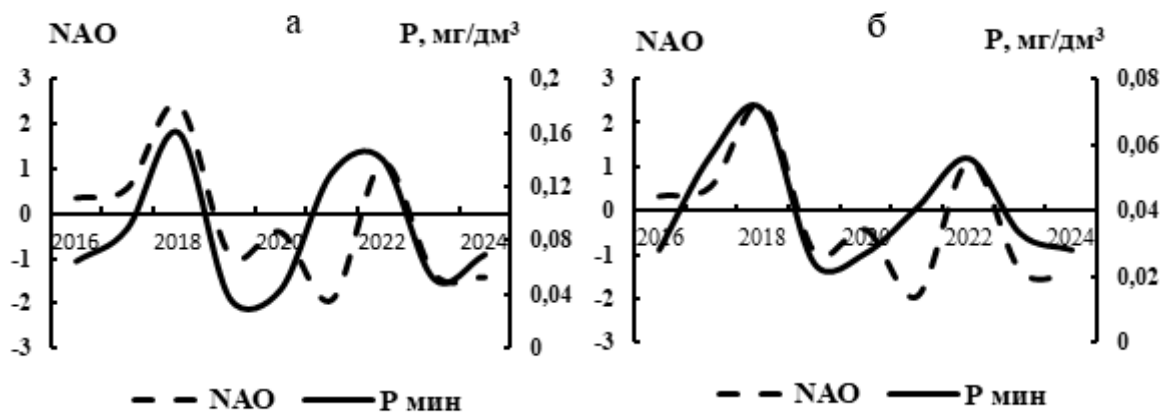


Рисунок - Межгодовая динамика индекса NAO и минерального фосфора в воде Пензенского (а) и Ириклинского (б) водохранилищ в весенний период 2016-2024 гг.

Для сурского водохранилища отмечена достоверная корреляционная связь между весенним индексом NAO и объемом водного притока в апреле ($r= 0,76$), в отличие от уральского водохранилища, водный сток которого в половодье определяется многолетними осадками и температурой в предыдущие периоды, а также регулирующей ролью каскада водохранилищ (Верхнеуральское, Магнитогорское и Ириклинское) [1].

В весенний период установлены статистические связи значений индекса NAO с содержанием в воде Ириклинского водохранилища минерального фосфора ($r= 0,76$), в Пензенском водохранилище – цветности и железа ($r= 0,67-0,70$). Летом отмечена также корреляция значений температуры воды с индексом NAO в мелководном сурском водохранилище ($r= 0,67$). Выявление механизма подобных корреляционных отношений на данном этапе исследования всвязи со сложным многофакторным воздействием не представляется возможным.

Летом в сурском водохранилище снижаются показатели содержания аллохтонного ОВ за счет физико-химических факторов, а ускорение биопродукционных процессов приводит к повышению количества лабильного ОВ по показателю БПК₅ (таблица 2). В уральском водохранилище сезонная динамика ОВ менее выражена.

Таким образом, со стоком весеннего половодья в Пензенское и Ириклинское водохранилища, расположенные в разных географических зонах, поступает основная масса аллохтонного ОВ и биогенных элементов в составе органо-минеральных комплексов. В уральском водохранилище в условиях семиаридного климата увеличивается роль атмосферных осадков. Сезонная динамика исследованных компонентов определяется особенностями

подстилающих пород водосборной территории и влагообеспеченностью. Статистическая связь некоторых показателей с индексом НАО свидетельствует об универсальности процессов, основой которых являются, вероятно, климатические изменения.

Список литературы

1. Васильев Д.Ю., Водопьянов В.В., Закирзянов Ш.И., Кенжебаева А.Ж., Семенов В.А., Сивохип Ж.Т. Корреляционные связи многолетних колебаний месячного и годового стока в бассейне реки Урал //Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2020, №3. С. 414-426.

2. Всероссийский научно-исследовательский институт гидрометеорологической информации – Мировой центр данных (ВНИИГМИ-МЦД). URL: <http://www.meteo.ru> (дата обращения 13.05.2025).

3. Рыбак Е.А., Рыбак О.О. Чередование режимов в изменчивости Североатлантического колебания //Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки, 2009. №2(150). С. 60-65.

4. Филиал «Сурской гидроузел». URL:<http://gidrouzel-pnz.ru> (дата обращения 23.05.2025)

5. Филиал «Управление эксплуатации Ириклинского водохранилища» ФГБВУ «Центррегионводхоз». URL:<http://ueiv.ru> (дата обращения 16.05.2025).

6. Чибилев А.А., Павлейчик В.М., Дамрин А.Г. Ириклинское водохранилище: геоэкология и природно-ресурсный потенциал, Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 183 с.

7. Шашуловская Е.А., Мосияш С.А. Пространственно-временная изменчивость гидрохимических показателей Ириклинского водохранилища в современных условиях // Известия РАН. Серия географическая, 2022, № 5. С. 697-714.

8. National Weather Service, Climate Prediction Center, USA. Web page. URL: <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/pna/nao.shtml> (дата обращения: 13.05.2025).

9. Patrizio C.R., Athanasiadis P.J., Smith D.M. et al. Ocean-atmosphere feedbacks key to NAO decadal predictability // Clim Atmos, 2025. Sci 8, 146. <https://doi.org/10.1038/s41612-025-01027-7>

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ НИТРАТНОГО АЗОТА В ВОДЕ РЕКИ
АМУР У ХАБАРОВСКА В ПАВОДКИ

В.П. Шестеркин

*ХФИЦ Институт водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск,
Россия, shesterkin@ivep.as.khb.ru*

Аннотация: Рассмотрено содержание нитратного азота в воде р. Амур у Хабаровска во время паводка 2024 г. Показаны значительные вариации концентраций в зависимости от стока и содержания в воде основных формирующих наводнение притоков. Максимальное значение, более высокое, чем в период очень сильных паводков 2013, 2018, 2019 и 2021 гг. содержание нитратного азота (1,7 мг N/дм³) отмечено в июле на спаде обычного паводка при уровне 368 см. По ширине Амура наибольшей концентрацией нитратов из-за влияния вод р. Сунгари, дренирующей наиболее освоенную китайскую часть бассейна, характеризуется середина реки.

Ключевые слова: река Амур, паводок, нитратный азот, содержание

FEATURES OF THE CONTENT OF NITRATE NITROGEN IN THE WATER OF
THE AMUR RIVER NEAR KHABAROVSK DURING FLOODS

V.P. Shesterkin

*Khabarovsk Federal Research Center Institute of Water and Environmental
Problems, Far Eastern Branch of the RAS, Khabarovsk, Russia,
shesterkin@ivep.as.khb.ru*

Abstract: The content of nitrate nitrogen in the water of the Amur River near Khabarovsk during the flood of 2024 is considered. Significant variations in concentrations are shown depending on the runoff and content in the water of the main tributaries that form the flood. The maximum value, higher than during the very strong floods of 2013, 2018, 2019 and 2021, of nitrate nitrogen content (1.7 mg N/dm³) was noted in July during the decline of the normal flood at a level of 368 cm. Along the width of the Amur, the highest concentration of nitrates due to the influence of the waters of the Sungari River, which drains the most developed Chinese part of the basin, is characterized by the middle of the river.

Key words: Amur River, flood, nitrate nitrogen, content

Река Амур – крупнейшая трансграничная река Евразии, сток которой составляет более половины общего стока всех рек Охотского побережья. Поэтому большие экономические преобразования в последние годы в бассейне Амура, в основном в китайской части, не могли не повлиять на сток нитратного азота, содержание которого лимитирует качество поверхностных вод и влияет на их биологическую продуктивность.

Спецификой природных условий бассейна Амура являются наводнения, охватывающие большие территории и имеющие частую повторяемость (каждые 3 года на Среднем Амуре). Появлению паводков способствуют муссоны, вызывающие обильные осадки на большей части Приамурья. Кроме циклонической деятельности их возникновению способствуют густая речная сеть, горный рельеф, наличие мерзлых пород на севере и суглинистых грунтов на юге, резкое падение уклонов и малая высота берегов на Среднем Амуре.

В бассейне Амура выделяют обычные паводки, при которых вода выходит на пойму и затапливает луга, сильные – когда вода затапливает поля, и очень сильные, когда происходит подтопление населенных пунктов. Первые у Хабаровска отмечаются при уровне воды менее 400 см, вторые – 500 см, а третьи – 590 см [1]. Последние наиболее часто отмечались в 50-е годы. В 2013 г. уровень и расход воды у Хабаровска превысили исторический максимум (808 см и 46 100 м³/с) за весь период наблюдений. Данное наводнение формировалось в условиях насыщения влагой почв поздней весной и интенсивных ливневых дождей на Верхнем и Среднем Амуре, характеризовалось последовательным участием паводков на рр. Зея, Буряя, Сунгари и Усури, их наложением при смещении вниз по течению основной волны амурского паводка. Очень сильные паводки в 2019 (648 см) и 2020 г. (628 см) были сформированы тайфунами.

Гидрохимическая изученность Амура в период паводков низкая, нитратная форма азота в его водах стала изучаться Росгидрометом после 1975 г. Исследования ИВЭП ДВО РАН в 1998–2021 гг. свидетельствуют о повышенном содержании и стоке нитратного азота в воде р. Амур во время сформированных в бассейне р. Сунгари (Китай) паводков [4, 5]. В 1998 г. после катастрофического паводка в Китае редкой повторяемости (раз 150 лет) содержание нитратного азота у г. Хабаровск достигало 0,96 мг N/дм³, а сток – 2687 т/сут [5, 7]. Повышенные концентрации этого вещества отмечались также в паводки 2002 и 2005 гг. (0,92 и 0,64 мг N/дм³ соответственно). В 2009 г. на пике паводка содержание нитратов достигало 0,71 мг N/дм³, сток составил 703 т/сут, причем длительное затопление поймы (88 дней) обусловило значительный сток нитратов [7]. Существенно ниже было их содержание во время исторического паводка 2013 г. (0,54 мг N/дм³). Значительная длительность этого паводка (115 дней) обусловила высокий сток нитратного азота (64,6 тыс. т) в Охотское море [11]. В период очень сильных паводков в 2018, 2019 и 2021 гг. содержание нитратного азота достигало 0,81, 0,79 и 0,81 мг N/дм³ соответственно, что свидетельствовало об усилении хозяйственной деятельности на территории Китая [8, 9].

Целью настоящей работы является изучение содержания нитратного азота в воде р. Амур у Хабаровска в паводок 2024 г.

Объекты и методы

Наблюдения проводили в январе-августе 2024 г. на р. Амур ниже г. Хабаровск на равномерно распределенных по ширине реки 5-6 вертикалях. Пробы воды отбирали с поверхности. Содержание нитратов определяли в ЦКП

при ИВЭП ДВО РАН по [3]. В работе использовали также опубликованные материалы Росгидромета по гидрологии.

Результаты и обсуждение

В 2024 г. паводку предшествовало многоводное половодье, во время которого пойма Амура у Хабаровска 17 и 18 апреля находилась под водой. После продолжительного снижения в мае-июне уровень воды с отметки 63 см стал постепенно возрастать, достигнув в первой декаде июля 375 см (рисунок 1).

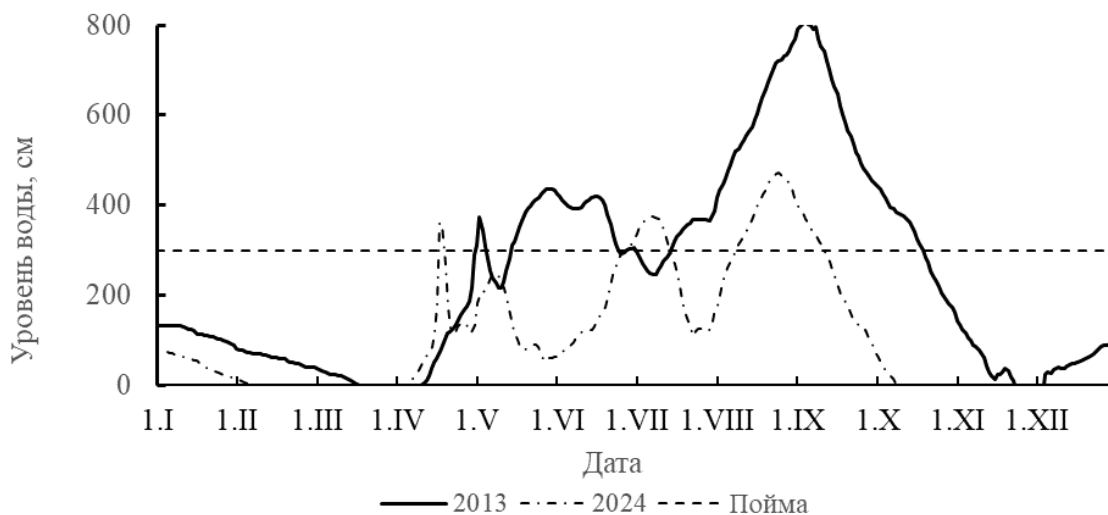


Рисунок 1 – Изменение уровня воды р. Амур у г. Хабаровск в 2013 и 2024 гг.

Повышению уровня воды в реке в июне способствовал выход холодного охотского антициклона в Приамурье, обусловившем выпадение большого количества атмосферных осадков (в 1,5–2,0 выше нормы). В начале паводка доминирование вод р. Сунгари в стоке Амура обусловило на середине реки увеличение концентрации нитратного азота до 1,15 мг N/дм³ (в среднем было выше в 1,4 раза, чем в зимнюю межень (рисунок 2)).

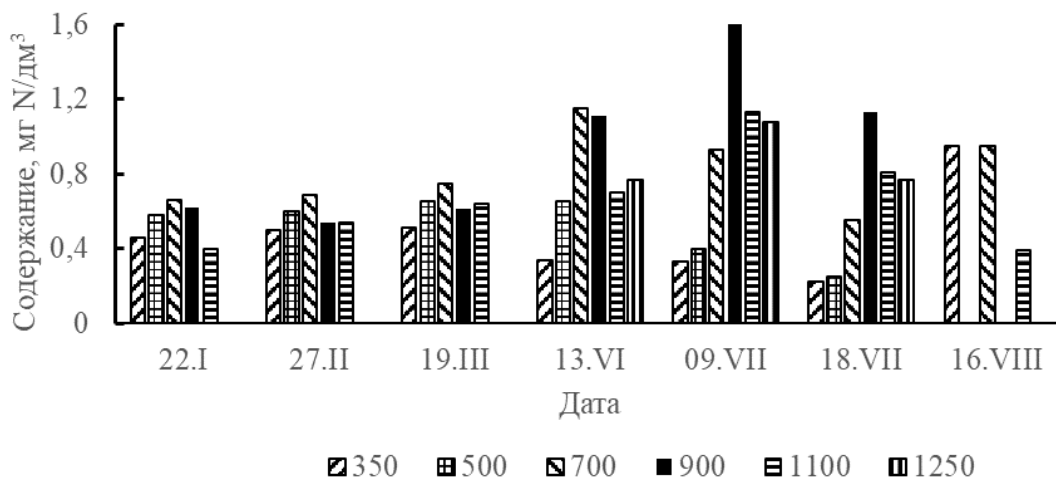


Рисунок 2 – Распределение содержания нитратного азота в воде по ширине (м) р. Амур от правого берега до левого у г. Хабаровск в 2024 г.

Левобережные притоки Амура реки Зея и Буря в мае-июле находились в режиме наполнения водохранилищ (расходы ниже ГЭС в среднем составляли 659 и 769 м³/с) и поэтому большого влияния на водность Амура не оказывали. Небольшим было и влияние р. Уссури, минерализация вод которой составляла 54,5 мг/дм³, была в 2 раза ниже, чем на середине. Также на середине Амура было выше в 3,4 раза содержание нитратного азота, по сравнению с правобережной частью, и в 1,5 раза – левобережной частью.

В начале небольшого снижения уровня воды в первой декаде июля (рисунок 1) содержание нитратного азота достигло максимального за весь период наблюдений значения (1,66 мг N/дм³). Данная величина была в три раза выше, чем во время исторического наводнения 2013 г. [10], а также очень сильных паводков 2019 и 2021 гг. [8, 9]. Такие особенности химического состава воды могли быть обусловлены выносом солей с сельхозугодий Китая, где в притоках р. Сунгари содержание нитратов нередко достигает 13,2 мг N/дм³ [10]. Примечательно, что в правобережной части Амура, представленной водами р. Уссури, содержание нитратного азота оставалось на уровне 0,33 мг N/дм³, т.е. без изменений. Сток зарегулированных левобережных притоков Амура рек Зея и Буря в это время на водность Амура большого влияния не оказывал и поэтому содержание нитратного азота у левого берега находилось в пределах 1,08–1,13 мг N/дм³. По ширине реки его концентрация в среднем составляла 0,91 мг N/дм³.

В начале второй декады июля после продолжительного снижения уровня воды до 110 см, уровень Амура стал вновь расти, достигнув в конце августа максимального значения 471 см, т.е. приблизился к категории сильного паводка. Повышенная водность Амура была обусловлена катастрофическими паводками на реках бассейна р. Уссури и повышенной водностью р. Сунгари вследствие активной циклонической деятельности на юге Дальнего Востока, в то время как на Верхнем и Среднем Амуре преобладала пониженная водность. Пойма Амура в июне-сентябре у г. Хабаровск находилась под водой 54 дня.

Содержание нитратного азота на подъеме второго паводка при уровне 396 см варьировало в широких пределах (0,22–1,13 мг N/дм³), в среднем составляло 0,62 мг N/дм³, т.е. было значительно ниже, чем ранее. Такие различия в содержании нитратов между паводками в июле и августе могли быть обусловлены выносом с затопленных сельхозугодий Китая в самом начале паводочного периода. Об этом в частности свидетельствует более высокое содержание солей (в июле наибольшее содержание хлоридных и сульфатных ионов достигало 8,0 и 12,5 мг/дм³, в то время как в августе – 5,1 и 8,6 мг/дм³ соответственно).

По ширине Амура максимальное значение продолжало оставаться на середине, а наименьшее – в левобережной части (рисунок 2).

Таким образом, содержание нитратного азота в воде р. Амур у г. Хабаровск в период паводков 2024 г. изменялось в широких пределах из-за больших различий в химическом составе вод основных притоков и их вклада на всех этапах формирования. Влияние р. Сунгари в период паводка проявлялось на середине Амура в наибольшей концентрации нитратного азота на спаде

паводка, когда с затопленных сельхозугодий Китая поступает наибольшее количество солей.

Максимальное содержание нитратного азота (1,66 мг N/ мг N/дм³) отмечалось в июле на спаде первого паводка при уровне воды 368 см. Более низкие значения наблюдались в августе, а также в период очень сильных паводков в 2013, 2018–2019 и 2021 гг., что свидетельствует об усилении хозяйственной деятельности на территории Китая.

Список литературы

1. Бойкова К. Г. Наводнения на реках Амурского бассейна // Вопросы географии Дальнего Востока. Сб. пятый. Хабаровск: кн. изд-во. 1963. С. 192–259.
2. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края в 2024 году. Хабаровск: МПР Хабаровского края. 2025. 303 с.
3. РД 52.24.380–2006 Методика выполнения измерений массовой концентрации нитратов в водах фотометрическим методом с реактивом Грисса после восстановления на кадмиевом редуторе.
4. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Максимальный ионный сток Среднего Амура // Биогеохимические и геоэкологические исследования наземных и пресноводных экосистем. Владивосток: Дальнаука, 2002. С. 105–115.
5. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Особенности качества воды р. Сунгари // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2009. № 1. С. 50–53.
6. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Пространственная и сезонная изменчивость химического состава воды Среднего Амура // Вод. хозяйство России. 2012. № 5. С. 18–28.
7. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Многолетняя изменчивость стока нитратного и нитритного азота в р. Амур у Хабаровска // Вод. ресурсы. 2014. Т. 41. № 4. С. 412–418.
8. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Влияние крупных наводнений в районе Хабаровска в 2018–2019 гг. на гидрохимическую структуру вод Амура // Метеорология и гидрология. 2020. № 11. С. 92–99.
9. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Динамика содержания нитратов в воде реки Амур у Хабаровска в многоводном 2021 году // Водное хозяйство, экологическая и промышленная безопасность / Матер. всерос. науч.-практ. конф., 13–14 мая 2024, г. Чита: ЗабГУ, 2024. С. 80–82.
10. Baojian Liu, Cong-Giang Liu, Gan Zhang, Zhi-Ghi Zhao, Si-Liang Li, Jian Nu, Nu Ding, Yun-chao Lang, Xiao-dong Li. Chemical weathering under mid-to cool temperate and monsoon-controlled climate: A study on water geochemistry of the Songhuajiang river system, northeast China // Applied Geochemistry. 2013. № 13. P. 265–278.
11. Shesterkin V.P. Variations of Amur Water Chemistry during the Historical 2013 Flood // Water Resources. 2016. Vol. 43. N. 3. P. 495–503.

СЕКЦИЯ 2. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ СУШИ, ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

УДК: 504.453.06:556.5(575.3)

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИМИ ВЕЩЕСТВАМИ БАСЕЙНА РЕКИ ЗЕРАВШАН

М.Ш.Абдиева¹, Ф.Ф.Садиев²

¹Научно-исследовательский институт гидрометеорологии, Ташкент, Узбекистан, *matluba_abdiyeva@mail.ru*

²Научно-исследовательский институт ирригации и водных проблем, Ташкент, Узбекистан, *fsf7711@mail.ru*

Аннотация: В статье дается сезонная оценка загрязнения водных ресурсов бассейна реки Зеравшан органическими веществами (биохимическое потребление кислорода (БПК₅), химическое потребление кислорода (ХПК), кислород, нефтепродукты, фенол и синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) с точки зрения влияния на реку Зеравшан.

В исследовательской работе все выбранные пункты наблюдения в бассейне (кроме Даргомского канала) впадают в реку Зеравшан

Ключевые слова: бассейн реки Зеравшан, БПК₅, ХПК, кислород, нефтепродукты, фенол, СПАВ

SEASONAL CHANGES IN ORGANIC MATTER POLLUTION OF THE ZERAVSHAN RIVER BASIN

M. Sh. Abdieva¹, F.F. Sadiev²

¹Research Institute of Hydrometeorology, Uzbekistan, Tashkent. *matluba_abdiyeva@mail.ru*

²Research Institute of Irrigation and Water Problems, Uzbekistan, Tashkent. *fsf7711@mail.ru*

Abstract: This article presents a seasonal assessment of the pollution of surface water resources in the Zeravshan River Basin by organic substances, including Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD), Dissolved Oxygen, petroleum products, phenol, and synthetic surfactants (SS).

The impact of these pollutants on the Zeravshan River was evaluated based on data from selected monitoring points within the basin (excluding the Dargom Canal), all of which discharge into the Zeravshan River.

Key words: Zeravshan River Basin, BOD₅, COD, dissolved oxygen, petroleum products, phenol, synthetic surfactants

Введение

Река Зеравшан является трансграничной рекой, берущей начало из ледников Памира в Таджикистане и протекающей через территорию Узбекистана, прежде чем окончательно исчезнуть в песках пустыни Кызылкум. Наряду с Сырдарьей и Амударьей, Зеравшан считается одной из основных водных артерий Узбекистана.

Качество воды на входе в Узбекистан мониторится Государственной службой гидрометеорологии (Узгидромет) от пункта Равотходжа (ранее Первомайская плотина) до Бухары (нижнего участка реки). Гидрохимический мониторинг ведётся (в Равотходжа) с 1984 года, включая анализ минерализации, содержания ионов, химических загрязнителей и тяжелых металлов.

Бассейн Зеравшана, охватывая около 17 700 км² и охватывая более 9 миллионов человек (по одной оценке, примерно ¼ населения страны), является критически важным источником воды для сельского хозяйства и промышленности. Только в Самаркандской и Навоийской областях площадей орошаемых земель достигают порядка 530 000–560 000 га, причём на всей территории Узбекистана орошаемая площадь превышает 600 000 га [3].

Материалы и методы

Согласно данным Узгидромета, за последние 15 лет наблюдается рост загрязнения речной воды органическими веществами. Особенно на фоне увеличения объёмов сброса сточных вод в реку, её способность к самоочищению снизилась. Учитывая это, в рамках исследования были отобраны пробы воды из различных участков бассейна реки Зеравшан. Пробы были собраны в весенний, летний, осенний и зимний сезоны 2023 года.

Физико-химический состав водных проб был проанализирован в лаборатории «Исследование качества поверхностных вод» Научно-исследовательского института гидрометеорологии. Анализы проводились по следующим методикам:

- Нефтепродукты, фенолы и СПАВ – методом газовой хроматографии и фотометрическим методом;
- Содержание кислорода – титриметрическим методом;
- БПК₅ и ХПК – с использованием биохимических методов анализа в соответствии с государственными стандартами (ГОСТ).

Кроме того, в настоящее время в Узбекистане запрещено использование в сельскохозяйственной промышленности хлорорганических пестицидов, таких как ДДТ и его метаболиты, а также гексахлорана (α -изомер ГХЦГ) и линдана (μ -изомер ГХЦГ) [2,7]. По результатам многолетних лабораторных анализов Узгидромета, в настоящее время в воде реки Зеравшан не наблюдаются остатки пестицидов, таких как ДДТ, метафос, бутифос, далапон и карбофос. В связи с этим количество хлорорганических пестицидов не изучалось.

Таблица 1 – Наблюдательные пункты и номер бассейна реки Зеравшан

ID номера пунктов	Пункты наблюдения	Тип воды
1	река Зеравшан (начало)	Природный водоток – верхнее течение реки Зеравшан (пункт Раватходжа)
2	Канал Карасу	Канал, питающийся за счёт подземных вод
3	Канал Даргом	Канал, получающий воду из реки Зеравшан
4	Канал Сиаб	Сиабский канал – приёмник сточных вод от крупных очистных сооружений
5	Канал Светлый	Сброс ирригационных дренажно-сточных вод
6	Коллектор Талигулян	Сброс ирригационных дренажно-сточных вод
7	Коллектор Хаузаксай	Сброс ирригационных дренажно-сточных вод
8	Коллектор Чиганак	Сброс ирригационных дренажно-сточных вод
9	Сброс Каттакурганского выходного канала	Сбросные воды из водохранилища
10	Конец Карадарьи	Левый приток реки Зеравшан (Хатырчинский район)
11	Выбросы “Навоиазот”	Техногенные сточные воды
12	Грунтовые воды “Навоиазот”	Выход подземных вод на поверхность
13	Навоийская ТЭС (новая)	Техногенные сточные воды
14	Навоийская ТЭС (предыдущая)	Техногенные сточные воды

14 наблюдательных пунктов в бассейне реки Зеравшан были выбраны в качестве пунктов питания и впадения в реку из различных источников воды (кроме реки Зеравшан (вход), канала Даргом, Карадарьи (конец)). Все остальные пункты являются системами, которые непосредственно доставляют загрязненные воды в реку, включая сточные, ирригационные, техногенные или грунтовые воды.

Результаты и обсуждение

Биохимическое потребление кислорода (БПК₅) отражает степень органического загрязнения воды рек и легко окисляемые органические вещества в ней. Среднемноголетнее (1990-2019 гг.) содержание биохимического потребления кислорода (БПК₅) в реке Зеравшан варьирует от 0,95 до 2,21 мгО₂/дм³ [1], а в пунктах исследуемого бассейна наблюдается сезонное содержание от 1,09 мгО₂/дм³ до 6,21 мгО₂/дм³ (рисунок 1).

В бассейне реки Зеравшан наибольшее значение БПК₅ наблюдается в пункте Карадарья (конец). В месяцы, кроме июня, уровень БПК₅ выше ПДК.

По мнению Ф.Э.Рубиновой, содержание БПК₅ в реках Узбекистана не превышает 3 мгО₂/дм³ в 96% случаев и менее 1 мгО₂/дм³ в 20% случаев. В

бассейне Зеравшана этот показатель колеблется от 2,0 мгО₂/дм³ в высокогорной зоне (Нур>3 км) до 4 мгО₂/дм³ в низкогорной зоне [5].

Одним из важнейших показателей качества речной воды является химическое потребление кислорода (ХПК), показатель общего количества растворенных органических веществ. ХПК - количество кислорода, потребляемого в процессе химического окисления органических веществ в воде под действием окисляющих веществ.

В пунктах бассейна реки Зеравшан наблюдается колебание сезонного ХПК от 2,02 мгО₂/дм³ до 46,3 мгО₂/дм³ (рисунок 1). В пунктах наблюдения бассейна реки Зеравшан наблюдается превышение ПДК в пунктах канале Сиаб, Карадарье (конец), сбросе Навоиазот, грунтовых водах Навоиазот, новых Навоийской ТЭС, старых Навоийской ТЭС. В пунктах бассейна реки Зеравшан наблюдаются нерегулярные изменения количества сезонных ХПК.

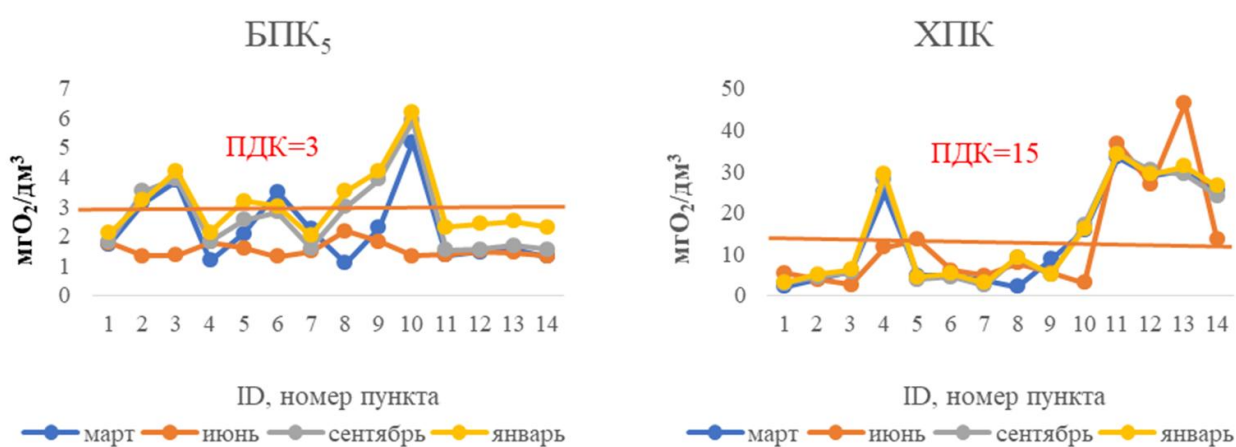


Рисунок 1 – Содержание сезонных БПК₅ и ХПК в пунктах бассейна реки Зеравшан (2023 г.)

Соотношение биодegradации между сезонными БПК₅ и ХПК в пунктах бассейна реки Зеравшан показывает, что биоразложение этих органических веществ затруднено, если $\text{БПК}_5 / \text{ХПК} \leq 0,2$. В каналах “Навоиазот”, “Навоийская ТЭС” и “Сиаб” ХПК высокий, а БПК₅ относительно низкий - это означает преобладание преимущественно химически разлагаемых, а не биологически разлагаемых видов органического вещества. Это характерная черта техногенных отходов (производства, промышленности).

В пунктах бассейна реки Зеравшан, помимо сезонных изменений, наблюдается преобладание техногенного воздействия. В некоторых пунктах (Навоиазот, ТЭС), независимо от сезона, БПК₅ и ХПК находятся на высоком уровне - это означает, что основным источником загрязнения в этих районах является не естественный, а постоянный техногенный источник. Например, в Сиабском канале также наблюдается низкий сезонный сдвиг и постоянное высокое загрязнение.

Кислород также участвует в процессе самоочистки воды, так как он окисляет различные органические вещества, входящие в состав воды, и участвует в разложении различных мертвых органических веществ. Если

концентрация кислорода в воде снижается, это свидетельствует об изменении биологических процессов в водоёме, то есть о загрязнении водоёма биохимически быстро окисляющимися веществами (в первую очередь органическими) [1]. Изменение его концентрации может привести к изменениям в локальной экосистеме. Изменения концентрации кислорода могут возникнуть как под влиянием природных, так и антропогенных факторов [6].

В пунктах бассейна реки Зеравшан наблюдается изменение сезонного содержания кислорода от $2,3 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ до $13,4 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ (рисунок 2). В пунктах наблюдения бассейна реки Зеравшан количество кислорода превышает ПДК в канале Даргом, сбросе «Навоиазот», грунтовых водах «Навоиазот», новых пунктах Навойской ТЭС и старых пунктах Навойской ТЭС.

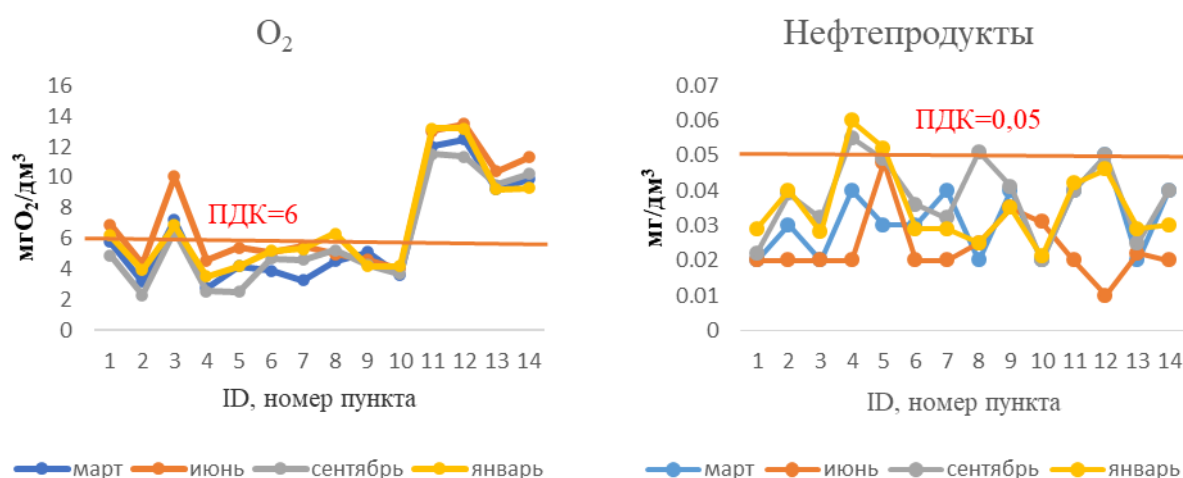


Рисунок 2 – Количество сезонно растворенного кислорода и нефтепродуктов в пунктах бассейна реки Зеравшан (2023 г.)

Если содержание нефтепродуктов в воде превышает $0,05 \text{ мг}/\text{дм}^3$, это приводит к образованию пленки на поверхности воды, ограничивая поступление кислорода из атмосферы. Такое явление создает анаэробную среду в нижних слоях воды, что представляет серьезную угрозу для водной флоры и фауны. В пунктах бассейна реки Зеравшан наблюдается сезонное изменение содержания нефтепродуктов от $0,01 \text{ мг}/\text{дм}^3$ до $0,06 \text{ мг}/\text{дм}^3$ (рисунок 2). В сентябре и январе наблюдается превышение ПДК нефтепродуктов в пунктах каналов Сиаб, Светлый, коллектора Чиганак и грунтовых вод Навоиазота бассейна.

Высокие уровни нефтепродуктов в некоторых точках в январе и сентябре указывают на сохранение загрязнения предыдущих сезонов. Это означает, что нефтепродукты являются малораспространяющимся и длительно разлагающимся веществом.

Попадание фенолов в природные воды отрицательно сказывается на качестве водоема - уменьшается содержание кислорода, повышается цвет и окислительная способность воды. В результате химического и биохимического разложения фенолов в воде могут образовываться соединения, более

токсичные, чем сами фенолы. Фенолы опасны для водных организмов, их высокая концентрация оказывает токсическое воздействие на водные организмы [4].

В пунктах бассейна реки Зеравшан сезонное содержание фенола колеблется от 0,001 мг/дм³ до 0,018 мг/дм³ (рисунок 3). В пунктах наблюдения бассейна реки Зеравшан наблюдается превышение содержания фенола над ПДК во всех пунктах. Наибольшее содержание фенола наблюдается в Сиабском канале во все сезоны.

В пунктах бассейна реки Зеравшан сезонное содержание СПАВ варьирует от 0,004 мг/дм³ до 0,29 мг/дм³ (рисунок 3). Наибольшее количество СПАВ превышает ПДК во все месяцы в пункте Сиабского канала. Именно на этом пункте сбрасывается большой объем сточных вод очистного сооружения Аэрация (КПД 48%). Тот факт, что фенол и СПАВ превышают санитарные нормы во все сезоны, указывает на то, что эти вещества непрерывно сбрасываются непосредственно в канал. Особенно высокая доза для СПАВ (0,29 мг/дм³) означает долгосрочную угрозу для экосистемы.

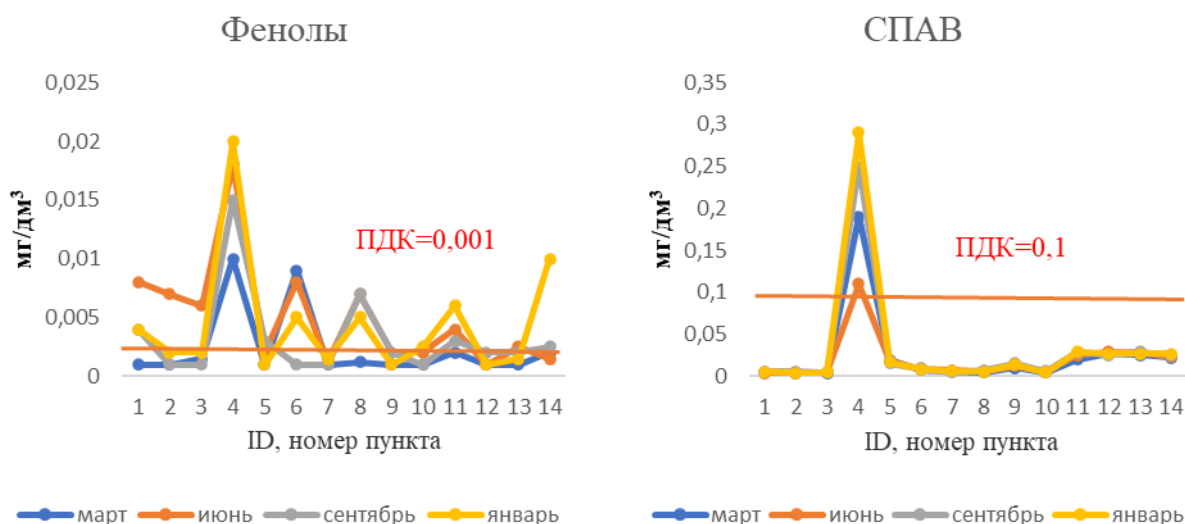


Рисунок 3 – Сезонное содержание фенола и СПАВ в пунктах бассейна реки Зеравшан (2023 г.)

В пункте канала Сиаб бассейна реки Зеравшан содержание СПАВ значительно выше, чем фенола - это свидетельствует о том, что основными загрязнителями являются промывка водой и бытовые химические вещества. Если это соотношение превышает 10:1, это считается грубым воздействием производственной и бытовой деятельности.

Заключение

Обычно количество органического вещества в речной воде меняется в зависимости от времени года. Однако, учитывая, что, согласно исследованиям, источники питания и уровень загрязнения наблюдательных пунктов в бассейне реки Зеравшан различны, наибольшее загрязнение во все сезоны наблюдается в пункте канала Сиаб. Из-за высокого объема сброса сточных вод загрязнение превышает ПДК.

Установлено, что в Сиаб, Навоиазот, грунтовых водах Навоиазот бассейна реки Зеравшан, на новых и старых пунктах Навоийской ТЭС по сезонному БПК₅/ ХПК < 0,2 - биологическая очистка неэффективна, т.е. наблюдается избыток инертных органических веществ. В таких пунктах возникает дефицит кислорода, что представляет опасность для водных организмов.

В весенние и зимние месяцы содержание кислорода в Сиабском канале низкое (2,7-3,5 мгО₂/дм³), нефтепродукты (0,05-0,06 мг/дм³), фенол (0,01-0,02 мг/дм³), а СПАВ (0,11-0,29 мг/дм³) высокие. В этих местах естественная способность воды к самоочищению снижена.

Учитывая, что все выбранные пункты наблюдения в бассейне (кроме Даргомского канала) впадают в реку Зерафшан, было установлено, что основными загрязнителями органических веществ являются канал Сиаб, грунтовые воды "Навоиазот", "Навоиазот", новые и старые пункты Навоийской ТЭС.

Список литературы

1. Абдиева М.Ш., Нишонов Б.Э. Загрязнение воды реки Зерафшан органическими веществами / Материалы XVII Республиканской научно-практической конференции на тему: "Актуальные проблемы внедрения научных и инновационных достижений в формирование цифровой экономики." - Самарканд: СамГАСИ, 2020. – стр. 262-265. (на узб.).

2. Алиханов Б.Б., "Об состоянии окружающей среды и использовании природных ресурсов в Республике Узбекистан (ретроспективный анализ на 1988-2007 годы)," Национальный доклад Государственного комитета Республики Узбекистан по охране природы, Чинор ЭНК, Ташкент, 2008.

3. Кувватов Д.А., Каттакулов Ф.С., Зиёдуллаев А.А. Водные ресурсы Кашкадарьинской области и изменение их качества. / Сборник статей, посвященных Международному дню охраны окружающей среды на тему "Охрана окружающей среды в Узбекистане: современное состояние и пути развития." - Ташкент, 2012. – стр. 87-89. (на узб.)

4. РД 52.24.488-2006. Массовая концентрация летучих фенолов в водах. Методика выполнения измерений экстракционно-фотометрическим методом после отгонки с паром. - Ростов-Дон, 2006.

5. Рубинова Ф.Э., Иванов Ю.И. Качество воды рек бассейна Аральского моря и его изменение под влиянием хозяйственной деятельности. – НИГМИ, Узгидромет. – Ташкент. – 2005. стр 7.

6. Яламанова Х. Т. Методы определения концентрации растворённого кислорода в воде // Проблемы современных интеграционных процессов и пути их решения. – 2016. – стр. 24-27.

7. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Report, "Fertilizer Use by Crop in Uzbekistan," FAO, Rome, 2003.

РОЛЬ РЕГИОНАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НАДЗОРА В
МИНИМИЗАЦИИ НЕГАТИВНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПОВЕРХНОСТНЫЕ
ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

Р.Э. Агаева, Е.В. Веселова, Т.А. Семкова

*Комитет государственного экологического надзора Ленинградской области,
Санкт-Петербург, Россия, ev_veselova@lenreg.ru*

Аннотация: Поверхностные водные объекты, без учета Финского залива и Ладожского озера, занимают более 13 % территории Ленинградской области. Особенно велико значение антропогенного воздействия в непосредственной близости от городов и поселений, а также в местах размещения промышленных зон. Осуществление государственного экологического надзора — это практическое проявление экологической ответственности на государственном уровне. Комитет государственного экологического надзора Ленинградской области осуществляет широкий спектр мер для выявления, пресечения и предотвращения загрязнения водных объектов, а также для привлечения к ответственности лиц, нарушающих экологические нормы.

Ключевые слова: Ленинградская область, охрана водных объектов, экологический надзор

THE ROLE OF REGIONAL ENVIRONMENTAL SUPERVISION IN
MINIMIZING ADVERSE EFFECTS ON SURFACE WATER BODIES IN THE
LENINGRAD REGION

R.E. Agaeva, E.V. Veselova, T.A. Semkova

*State Environmental Supervision Committee of the Leningrad Region, St.-Petersburg,
Russia, ev_veselova@lenreg.ru*

Abstract: Surface water bodies, excluding the Gulf of Finland and Lake Ladoga, occupy more than 13% of the territory of the Leningrad Region. The anthropogenic impact is particularly significant in the immediate vicinity of cities and settlements, as well as in areas where industrial zones are located. The implementation of state environmental supervision is a practical manifestation of environmental responsibility at the state level. The State Environmental Supervision Committee of the Leningrad Region takes a wide range of measures to identify, prevent, and control the pollution of water bodies, as well as to hold accountable individuals who violate environmental regulations.

Key words: Leningrad Region, protection of water bodies, environmental supervision

Водные объекты Ленинградской области расположены в трех бассейнах: Балтийского моря, Ладожского озера (является частным бассейном Балтийского моря) и Каспийского моря.

Ладожское озеро, р. Нева, Невская губа и восточная часть Финского залива составляют единую водную систему, как с гидрологической, так и с экологической точек зрения.

Водные объекты, без учета Финского залива и Ладожского озера, занимают более 13 % территории региона. Это более 25 тысяч рек и ручьев общей протяженностью более 50 тыс. км, более 41 600 озер. Малые водотоки длиной менее 10 км составляют около 90 %. Наибольшая величина площади, занятой водной поверхностью, в Приозерском (14 %), Выборгском (7 %) и Сланцевском (6 %) районах, а наименьшая (около 0,6 %) в Волосовском и Тосненском. На территории области многочисленны малые озера.

Бассейн Ладожского озера является основным источником питьевого и хозяйственного водоснабжения Санкт-Петербурга и значительной части Ленинградской области [3].

С целью обеспечения предоставления аналитической информации о состоянии поверхностных вод суши (реки и озёра) и уровне их загрязненности по территории Ленинградской области для осуществления контроля и принятия оперативных управленческих решений, проводятся регулярные гидрохимические съёмки. Регулярные наблюдения в Ленинградской области проводятся на 23 реках и 2 озерах (35 пунктов, 51 створ). Наблюдение осуществляется ФГБУ «Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды».

По данным на 2 квартал 2025 года превышение нормативов, в основном, наблюдалось по содержанию в воде органических веществ (по ХПК), железа общего, меди и марганца [1]. Загрязненность водных объектов напрямую зависит от сочетания антропогенных и природных факторов. Особенно велико значение антропогенного воздействия в непосредственной близости от городов и поселений, а также в местах размещения промышленных зон (ливневые и сточные воды). По данным мониторинга в Ленинградской области наиболее загрязнены следующие водные объекты: реки Волхов и Черная в районе г. Кириши, Луга (в районе г. Луга), Селезневка, Тосна и Охта, Славянка, Ижора, ручей Большой Ижорец.

Осуществление государственного экологического надзора — это практическое проявление экологической ответственности на государственном уровне.

Экологическая ответственность является фундаментальной основой для эффективного осуществления регионального государственного экологического надзора, который на территории Ленинградской области осуществляет Комитет государственного экологического надзора Ленинградской области, как системы контроля и регулирования использования и охраны водных ресурсов.

Комитет осуществляет широкий спектр мер для выявления, пресечения и предотвращения загрязнения водных объектов, а также для привлечения к ответственности лиц, нарушающих экологические нормы.

Осуществление данного вида надзора направлено на достижение таких задач как:

- обеспечение соблюдения нормативов и стандартов, контроль за источниками загрязнения, предотвращение загрязнения водоемов, в том числе в результате сброса сточных вод в водные объекты без очистки;
- соблюдение специального режима осуществления хозяйственной деятельности, установленного для водоохранных зон, прибрежных защитных полос;
- соблюдение условий водопользования;
- снижение количества нелегитимных водопользователей.

Контрольная (надзорная) деятельность осуществляется Комитетом в соответствии положениями Федерального закона от 31 июля 2020 года № 248-ФЗ «О государственном контроле (надзоре) и муниципальном контроле в Российской Федерации».

При этом используются различные нетипичные методы для выявления и фиксации правонарушений в области охраны и использования водных объектов:

- использование беспилотных летательных аппаратов;
- проведение маркшейдерско-геодезических съемок;
- отбор проб качества воды

Это позволяет оперативно и своевременно принимать меры по устранению причин загрязнения водных ресурсов и снижению экологического ущерба.

К наиболее типичным нарушениям со стороны водопользователей относятся:

- самовольное занятие водного объекта или пользование водным объектом в отсутствие установленных законодательством разрешений;
- нарушение требований к охране водных объектов, которое может повлечь их загрязнение, засорение и (или) истощение;
- использование прибрежной защитной полосы водного объекта, водоохранной зоны водного объекта с нарушением ограничений хозяйственной и иной деятельности.

Основной причиной совершения правонарушений в сфере использования и охраны водных объектов является низкий уровень экологической грамотности контролируемых лиц, пренебрежительное отношение к установленным требованиям контролируемыми лицами.

Отметим, что сегодня свою деятельность Комитет ведет в условиях нормативно-правовых ограничений на проведение проверок, и на привлечение к административной ответственности.

Плановые проверки Комитетом не проводятся.

Проведение внеплановых проверок сегодня допускается только по согласованию с органами прокуратуры при наличии угрозы причинения вреда (ущерба) окружающей среде, и когда срабатывают индикаторы риска [2].

Кроме того, действуют дополнительные условия защиты бизнеса, при которых надзорный орган вправе возбудить дело об административном

правонарушении, только после проведения контрольного (надзорного) мероприятия по согласованию с прокуратурой.

В настоящее время, в соответствии с Федеральным законом от 31.07.2020 №248-ФЗ «О государственном контроле (надзоре) и муниципальном контроле в Российской Федерации» приоритетным направлением деятельности контрольно-надзорных является профилактика рисков причинения вреда (ущерба) охраняемым законом ценностям.

Комитетом на постоянной основе проводятся мероприятия по профилактике в виде профилактических визитов, консультирования, информирования и объявления предостережений о недопустимости нарушения обязательных требований.

Зачастую принятые Комитетом меры профилактики побуждают лиц соблюдать установленные нормы закона до суда и не допускать нарушений, либо ликвидировать последствия до принятия Комитетом мер реагирования. Регулярные проверки и мониторинг позволяют выявлять потенциальные угрозы для водных объектов еще на ранних стадиях, стимулируя бизнес и общество к более ответственному поведению, формированию культуры ответственности за состояние водных ресурсов.

Комитет государственного экологического надзора Ленинградской области на постоянной основе ведёт работу по совершенствованию системы выявления, предупреждения и пресечения совершения правонарушений в области охраны окружающей среды и природопользования.

Резюмируя вышесказанное, экологическая ответственность – это неотъемлемая часть современного мира. Только через системные меры контроля и просвещения можно добиться устойчивого использования воды и защиты окружающей среды в целом.

Список литературы

1. Информационно-аналитическая справка о качестве поверхностных вод в крупных реках Ленинградской области в апреле 2025 года. //Санкт-Петербург, 2025. 9 с.
2. О государственном контроле (надзоре) и муниципальном контроле в Российской Федерации: Федер. Закон Рос. Федерации от 31 июля 2020 № 248-ФЗ //Рос. Газ., № 171-2020-5 августа.
3. Состояние окружающей среды Ленинградской области в 2022 году // Санкт-Петербург: Папирус, 2023. 320 с.

О ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЯХ РЕКИ МЕЗЕНЬ

Р.А. Белоусов¹, А.Э. Овсепян², А.А. Назарова¹

¹ *Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,*

r.belousov@gidrohim.mecom.ru

² *Институт наук о земле ЮФУ, Ростов-на-Дону, Россия, aeovsepyan@sfedu.ru*

Аннотация: На примере самой протяженной реки из впадающих в Белое море – Мезени, проводится анализ факторов, определяющих гидрохимический состав её вод. Цель исследования – базируясь на использовании данных Росгидромета, а также открытых литературных источников, дать характеристику водосборного бассейна реки Мезень, выявить особенности социально-экономического развития и хозяйственного освоения территории. Обосновывается уникальность водной системы реки Мезень, которая благодаря относительной удаленности от промышленно-развитых центров, низкой плотности населения и труднодоступности сохраняет превалирование природных факторов формирования гидрохимического состава вод и является уникальным водным объектом для оценки антропогенного влияния на пресноводные экосистемы.

Ключевые слова: река Мезень, экологический мониторинг, гидрохимия, водные объекты, Белое море

HYDROCHEMICAL FEATURES OF THE MEZEN RIVER (WHITE SEA BASIN)

R.A. Belousov¹, A.E. Ovsepyan², A.A. Nazarova¹

¹ *Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia,*

r.belousov@gidrohim.mecom.ru

² *Institute of Earth Sciences of SFedU, Rostov-on-Don, Russia, aeovsepyan@sfedu.ru*

Abstract: Using the example of the longest river flowing into the White Sea, the Mezen, the factors determining the hydrochemical composition of its waters are analyzed. The purpose of the study is, based on the use of data from the Russian Hydrometeorological Service, as well as open literary sources, to characterize the drainage basin of the Mezen River, to identify the features of socio-economic development of the territory. The article substantiates the uniqueness of the water system of the Mezen River, which, due to its relative remoteness from industrialized centers, low population density and inaccessibility, retains the predominance of natural factors in the formation of the hydrochemical composition of waters and is a unique water body for assessing anthropogenic impact on freshwater ecosystems.

Key words: Mezen River, environmental monitoring, hydrochemistry, water bodies, White Sea

Река Мезень является одной из самых крупных водных артерий Европейского Севера России и представляет значительный интерес с точки зрения природных особенностей. Несмотря на относительно слабую изученность по сравнению с другими северными реками, она играет важную роль в экосистеме региона и жизни местного населения. Настоящая работа направлена на систематизацию современных знаний о Мезени с выделением ключевых особенностей её гидрохимического состава, формирующего «характер» этой северной реки.

Мезень протекает через Удорский район Республики Коми (верхнее течение), Лешуконский округ Архангельской области (среднее течение), Мезенский округ Архангельской области (нижнее течение).

Река берет начало на западных склонах Тиманского кряжа, протекает по волнистой равнине, впадает в Мезенскую губу Белого моря. В верхнем течении берега высокие и скалистые, в среднем река извилиста, много перекатов, затрудняющих судоходство. В нижнем течении (ниже устья р. Вашка) русло изобилует мелями и перекатами [5].

Плотность населения в указанных районах по данным на 2025 год [3-4, 2-8] составляет:

- в Удорском районе Республики Коми 0,330 человека на квадратный километр;

- в Лешуконском округе Архангельской области 0,177 человека на квадратный километр;

- в Мезенском округе Архангельской области составляет 0,200 человека на квадратный километр.

По данным ФГБУ «Северное УГМС» [1] в бассейне р. Мезень ведут производственную деятельность Удорский филиал АО «Коми тепловая компания» и ООО «Комфорт» - жилищно-коммунальное хозяйство.

Иными словами, крупных промышленных предприятий на территории всех трех округов нет. В районах преобладают предприятия, ориентированные на: переработку древесины, заготовку леса, рыболовство, сельское хозяйство.

Причинами слабого развития промышленности являются суровые климатические условия, удаленность от основных транспортных магистралей, - нехватка квалифицированных кадров, слабая инфраструктура, малое количество инвестиционных проектов.

Эти факторы, ограничивающие промышленный рост, в то же время способствуют сохранению уникальных природных ландшафтов, центром которых остается река Мезень – главная водная артерия региона. Протяженность реки составляет 966 км, площадь водосборного бассейна 78 000 км². Питание реки смешанное, с преобладанием снегового. Половодье в мае-июне, летом и осенью дождевые паводки. Среднемноголетний расход воды в устье около 840 м³/с. Замерзает в конце октября – середине ноября. Вскрывается в конце апреля – начале мая. Основные притоки – Мезенская Пижма, Сула, Пеза (правые), Вашка (левый). Мезень судоходна на 371 км от устья, весной – на 650 км. В устье наблюдаются высокие приливы, распространяющиеся на 64 км вверх по реке [5]. Сложная гидрографическая

сеть, формируемая Мезенью с притоками, определяет быт и ритм жизни местного населения: от сезонного рыболовства до транспортных путей через таёжный регион. При этом отсутствие ГЭС и водохранилищ обеспечивает естественный гидрологический режим, что важно для мониторинга природных изменений. Отметим, однако, наличие районов в бассейне реки, отведенных под падение ступеней ракет, запускаемых с космодрома Плесецк. С начала работы космодрома в отдельных районах падения скопилось по несколько сотен ступеней, что повлекло возникновение своеобразного промысла у некоторых местных жителей по добыче металлолома и, в частности, алюминия [7].

Охарактеризуем гидрохимические показатели качества воды по данным многолетних наблюдений на реке Мезень (таблица 1).

Таблица 1 – Средние значения показателей качества воды в бассейне р. Мезень (по данным наблюдений Росгидромета, 1990–2024 [6])

№	Гидрохимический показатель	Многолетнее среднее значение	ПДК
1	pH	7,1	6,5 – 8,5
2	Растворенный кислород (мг/л)	9,4	не менее 6,0
3	БПК ₅ (мг/дм ³)	2,12	2,00
4	NH ₄ ⁺ (мг/л)	0,07	0,4
5	азот нитритный (мг/л)	0,0016	0,02
6	азот нитратный (мг/л)	0,035	9
7	Fe (мг/л)	0,56	0,10
8	Al (мкг/л)*	82	40
9	Cu (мкг/л)	3,065	1
10	Нефтепродукты (мг/л)	0,034	0,05
11	Zn (мкг/л)	16,4	10

Примечание: * с 2014 года

Итак, анализ данных показывает, что в целом pH воды в реке соответствует норме, что свидетельствует о стабильности химического состава воды, нейтральная среда благоприятна для гидробионтов.

Высокое содержание растворенного кислорода связано с благоприятными природными условиями: низкой температурой воды и минерализацией, интенсивной аэрацией на порожистых участках реки. Всё это способствует лучшему растворению кислорода.

Показатель БПК₅ незначительно превышает рекомендуемые нормы, что может быть связано с естественными процессами разложения органики (высокая заболоченность бассейна, листовая опад, торфяные стоки, низкие температуры).

Относительно низкие концентрации азота аммонийного, азота нитритного и азота нитратного подтверждают, что бассейн Мезени не подвержен эвтрофикации. Это, в свою очередь, свидетельствует о: сохранении естественных механизмов самоочищения реки; минимальном влиянии

антропогенных источников азота (животноводство, сточные воды, агрохимикаты).

Концентрации железа общего превышают ПДК в 5 раз. Это характерно для многих северных рек и связано также с такими природными факторами, как: естественное поступление железа из болотных и подзолистых почв, богатых органикой и железосодержащими минералами; окисление сульфидных минералов в породах бассейна, особенно в зонах подтопления; временное увеличение концентраций в периоды паводков из-за эрозии почв.

Интересны данные по концентрациям алюминия в воде – обнаружено превышение ПДК в 2 раза. Здесь также роль играют природные факторы – такие, как естественное вымывание элемента из глинистых почв бассейна (месторождения каолинита), но также не стоит упускать из внимания факт наличия скоплений т.н. космического мусора – ступеней ракет – что, на наш взгляд, требует дополнительного исследования.

Отмечается превышение ПДК меди в 3 раза, что также характерно для северных регионов и связано с тем, что медь накапливается в органическом веществе в болотах, гуминовые кислоты в болотной воде образуют хелатные соединения с медью, увеличивая её растворимость и транспорт в речную сеть.

Нельзя не обозначить и превышение ПДК цинка в 1,6 раза. Предположительные причины этого связаны с природными факторами, такими как: естественное выщелачивание цинка из пород бассейна реки; вынос металла из болотных почв; разложение органических отложений в пойме реки.

Показатель концентрации нефтепродуктов в воде находится в пределах нормы. Отсутствие нефтедобычи и малая интенсивность судоходства минимизируют риски углеводородного загрязнения.

Средние значения за 30 лет демонстрируют, что Мезень сохраняет баланс экосистемы, несмотря на глобальные изменения климата. Это не означает полной неизменности, но подтверждает устойчивость экосистемы.

Заключение

Анализ гидрохимических показателей показал, что вода Мезени в целом соответствует нормативам по основным параметрам, таким как рН, растворённый кислород и содержание нефтепродуктов. Однако выявлены превышения ПДК по железу, цинку, алюминию и меди, что характерно для северных рек и связано с естественными процессами: выщелачиванием элементов из болотных и подзолистых почв, а также влиянием органического вещества. Особого внимания требует повышенное содержание алюминия, которое может быть связано не только с природными факторами, но и с наличием в бассейне реки фрагментов ступеней ракет, что требует дополнительных исследований.

Отсутствие крупной промышленности в бассейне Мезени способствует сохранению её естественного гидрологического режима и минимизирует антропогенное загрязнение. В то же время слабое развитие инфраструктуры и суровые климатические условия ограничивают экономический потенциал региона.

Таким образом, река Мезень и её бассейн, благодаря своей удаленности от промышленных центров и малой плотности населения, сохраняет естественные гидрохимические, а следовательно, и гидробиологические характеристики. Это делает ее идеальным объектом для:

1. разработки региональных нормативов качества воды;
2. оценки влияния климатических изменений на северные речные экосистемы;
3. калибровки методов биоиндикации;
4. геохимических исследований т.н. полей падения ступеней ракет.

Список литературы

1. Ежегодник качества поверхностных вод и эффективности проведенных водоохранных мероприятий на территории деятельности ФГБУ «Северное УГМС» за 2024 год / ФГБУ «Северное УГМС». – Архангельск, 2024. – С. 3.

2. Информация о защите населения и территории Удорского района [Электронный ресурс] // Официальный сайт Удорского района. – URL: <http://udora.info/bezopasnost-naseleniya-v-mr-udorskij/informatsiya-o-zashchite-naseleniya-i-territorii-udorskogo-raiona> (дата обращения: 11.07.2025).

3. Лешуконский муниципальный округ [Электронный ресурс] // Официальный сайт Правительства Архангельской области. – URL: <https://dvinaland.ru/region/192> (дата обращения: 11.07.2025).

4. Мезенский муниципальный округ [Электронный ресурс] // Официальный сайт Правительства Архангельской области. – URL: <https://dvinaland.ru/region/193> (дата обращения: 11.07.2025).

5. Мезень // Большая российская энциклопедия. Том 19. – Москва, 2011. – С. 580.

6. РСБД КПВ / ФГБУ «Гидрохимический институт». - Ростов-на-Дону, 2025.

7. Терешин М.Р. Поля падения: пространство космоса на реке Мезень // Сибирские исторические исследования. – 2020. – № 1. – С. 53-74.

8. Федеральная служба государственной статистики: официальный сайт [Электронный ресурс] / Росстат. – Москва. – URL: https://rosstat.gov.ru/storage/mediabank/Chisl_MO_01-01-2025.xlsx (дата обращения: 10.07.2025).

ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ И
ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПРОБАХ ВОДЫ РЕК ДОН И АКСАЙ В
2025 Г.

Л.Г. Горгола, Е.И. Бурдина, А.А. Петренко, Ю.В. Косенко
*Азово-Черноморский филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ»),
Ростов-на-Дону, Россия, E-mail: gorgolalg@azniirkh.vniro.ru*

Аннотация: В работе приводятся данные о содержании тяжелых металлов (железо, марганец, медь, кадмий, свинец), анионных синтетических поверхностно-активных веществ (АСПАВ) и органического углерода в пробах воды, отобранных в реках Дон и Аксай в пределах Ростовской области в конце зимы – начале весны 2025 г. Установлено превышение ПДК_{р/х} железа в воде р. Аксай (117 мкг/дм³). Для марганца в пробах воды из обеих рек обнаружено превышение ПДК_{р/х} до 1,5 раз. В воде р. Аксай и р. Дон (ур. Каплица) содержание меди превысило ПДК_{р/х} до 3-х раз. Кадмий, ртуть и АСПАВ в значимых концентрациях в воде исследуемых участков рек не найдены. Содержание органического углерода варьировало в диапазоне 6,21-7,18 мг/л, что отражает отсутствие загрязнения воды органическими веществами.

Ключевые слова: тяжелые металлы, АСПАВ, органический углерод, ПДК_{р/х}, р. Аксай, р. Дон

ASSESSMENT OF POLLUTANTS AND ORGANIC CARBON CONTENT IN
WATER SAMPLES FROM THE DON AND AKSAI RIVERS IN 2025

L.G. Gorgola, E.I. Burdina, A.A. Petrenko, Yu.V. Kosenko
*The Azov-Black Sea Branch of the SSC RF VNIRO Federal State Budgetary
Budgetary Institution (AzNIIRH), Rostov-on-Don, Russia, E-
mail: gorgolalg@azniirkh.vniro.ru*

Abstract: The paper provides data on the content of heavy metals (iron, manganese, copper, cadmium, lead), anionic synthetic surfactants (ASPA), and organic carbon in water samples taken from the Don and Aksai rivers within the Rostov region in late winter and early spring 2025. The maximum permissible concentration of iron in the Aksai River water (117 micrograms/dm³) has been established. For manganese, the water samples from both rivers showed an excess of MPC_{р/х} up to 1.5 times. In the water of the Aksai river and the Don (Kaplitsa district) copper content exceeded MPC_{р/х} up to 3 times. Cadmium, mercury, and ASPAV were not found in significant concentrations in the water of the studied river sections. The content of organic carbon varied in the range of 6.21-7.18 mg/l, reflecting the absence of water pollution by organic substances.

Key words: heavy metals, ASPAV, organic carbon, MPCr/x, Aksai River, Don River

Введение

Мониторинг водных объектов является одной из важнейших экологических задач в современный период в связи с постоянным ростом антропогенной нагрузки. Особое внимание вызывают водоемы, где загрязняющие вещества превышают нормативы качества. Река Дон регулярно входит в десятку самых грязных рек России в отчетах Росгидромета и Минприроды [9].

Специфика антропогенного воздействия на экосистему Нижнего Дона в целом, а также на устьевую область реки, состоит в высокой концентрации водоемких отраслей хозяйства, интенсивном использовании водных ресурсов в условиях засушливого климата, развитием сельском хозяйстве, судоходстве и трансграничном загрязнении вод с территории соседних областей [6]. Одним из наиболее загрязненных участков нижнего течения р. Дон является Ростов-на-Дону. Наиболее характерными загрязняющими веществами для Нижнего Дона являются соединения меди, железа, нефтепродукты, сульфаты, нитритный азот. Высокое содержание загрязняющих веществ в реках оказывает негативное влияние на жизнедеятельность водных организмов и их потомство, вызывая различные нарушения в работе организма, генетические отклонения и даже гибель.

Цель данной работы — провести анализ содержания в воде тяжелых металлов (железо, марганец, медь, кадмий, свинец), анионных синтетических поверхностно-активных веществ (АСПАВ), а также органического углерода в реках Дон и Аксай в пределах Ростовской области.

Материалы и методы

Пробы воды отбиралась в феврале-марте 2025 г. в 3-х точках Аксайского района Ростовской области:

1. р. Аксай (в районе автомагистрали «Северный обход г. Ростова-на-Дону», мост через реку);
2. р. Дон в районе урочища Каплица;
3. р. Дон в районе бывшего стекольного завода (рисунок).

Всего отобрано по 4 параллельных пробы в каждой точке отбора. Определение тяжелых металлов (железо, марганец, медь, кадмий) проводилось методом атомной абсорбции с электротермической атомизацией на спектрометре МГА-1000 (НПО «ЛЮМЭКС», Россия) в соответствии с НДИ 05.01-2004. При отборе пробы были предварительно отфильтрованы через мембранный фильтр (0,45 мкм) и затем зафиксированы концентрированной азотной кислотой. Атомно-абсорбционный метод определения металлов основан на измерении величины абсорбции атомного пара определяемого элемента в момент атомизации.

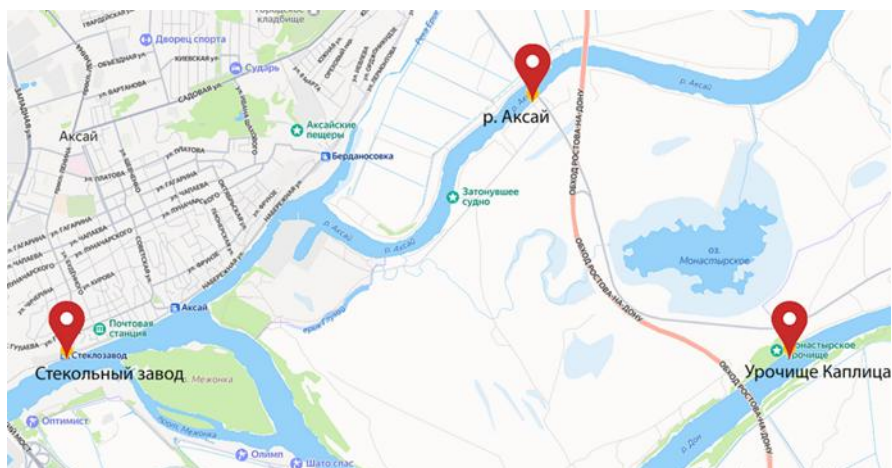


Рисунок – Схема расположения створов забора воды

Анализ на содержание ртути проводился методом атомной абсорбции «холодным паром» на анализаторе РА 915 М с приставкой РП-92 (ООО «Люмэкс-маркетинг», «ЛЮМЭКС», Россия) в соответствии с М 01-55-2016. При отборе пробы были предварительно отфильтрованы через мембранный фильтр (0,45 мкм) и затем зафиксированы раствором бихромата калия. Минерализация проб в лаборатории проводилась бромид-броматным методом: к аликвоте пробы объемом 40 см³ добавляют 2,5 см³ концентрированной соляной кислоты и 1 см³ бромид-броматной смеси, после отстаивания (30 мин.) непосредственно перед анализом в пробу вводят 0,5 см³ гидроксиламина гидрохлорида и доводят объем до 50 см³ дистиллированной водой. Непосредственно в процессе анализа в реакционный сосуд вводят 4 см³ восстановительного раствора (хлорид олова (II)), выжидают 20 с, после чего вводят подготовленную пробу и через 30 с регистрируют сигнал.

Определение содержания органического углерода в воде проводилось на установке multi N/C 3100 duo ТОС/ТNb-Анализаторе (Analytik-jena) методом NPOC. Принцип метода: высокотемпературное каталитическое окисление компонентов пробы (t=800 °C) в токе высокочистого кислорода с последующим определением концентрации CO₂ с помощью недисперсионного многоканального ИК-детектора (МС-NDIR). Регистрирование (считывание) сигнала происходит несколько раз в секунду; по этой последовательности сигналов выводится интеграл по времени, который пропорционален концентрации углерода в анализируемом растворе (расчет концентрации происходит по ранее установленной градуировочной характеристике). При анализе методом NPOC учитывается содержание органического углерода в пробе, невытесняемого продуванием: проба подкисляется вне анализатора соляной кислотой (2 моль/дм³) до pH <2,0 усл.ед., образующийся из гидрокарбонат-ионов CO₂ отдувается снаружи в автосамплере, затем анализатор определяет количество оставшегося в пробе углерода.

Суммарная массовая концентрация АСПАВ определялась в пересчете на додецилсульфат натрия экстракционно-фотометрическим методом на спектрофотометре СФ 2000 (ООО СКБ «Спектр», Россия) в соответствии с РД 52.24.368-2021. При отборе пробы фиксировались хлороформом. При анализе в

лаборатории к пробе добавляют 5 см³ раствора тартрата К+Na (для устранения мешающего влияния металлов), 15 см³ раствора бис(этилендиамина) меди (II) и экстрагируют 20 см³ хлороформа. Затем проводят «цветную реакцию добавлением 25 см³ слабокислого раствора Азур I. Раствор фильтруют и выполняют измерение относительно параллельно приготовленной холостой пробы.

Результаты и обсуждение

Результаты усредненных значений, полученные при исследовании 4-х параллельных проб воды, отобранных в р. Аксай и р. Дон, представлены в таблице.

Таблица – Средние концентрации загрязняющих веществ и органического углерода в воде р. Дон и р. Аксай, февраль 2025 г.

Место отбора проб, количество параллельных измерений	Координаты точек отбора	Тяжелые металлы, мкг/дм ³					АСПАВ, мг/дм ³	Органический углерод, мг/дм ³
		Fe	Mn	Cu	Cd	Hg		
р. Аксай (n=4)	47.273304 N 39.927793 E	117	15	3	<0,10	<0,010	<0,050	7,18
р. Дон, район ур. Каплица (n=4)	47.248375 N 39.964900 E	85	15	3	<0,10	<0,010	<0,050	6,27
р. Дон, район бывшего стекольного завода (n=4)	47.248119 N 39.860462 E	78	15	2	<0,10	<0,010	<0,050	6,21
<i>ПДК_{р/х}</i>		<i>100</i>	<i>10</i>	<i>1</i>	<i>5</i>	<i>0,01</i>	<i>0,1</i>	-

В результате анализа было установлено, что кадмий и ртуть в воде исследуемого участка рек Дон и Аксай не превысили ПДК_{р/х}. Содержание железа во всех пробах было повышенным, выше рыбохозяйственного норматива отмечено в пробах р. Аксай (в среднем 117 мкг/дм³). Во всех точках отбора концентрации марганца составили 15 мкг/дм³, что выше ПДК_{р/х} в 1,5 раза. Данная ситуация не является исключительной. В работе О.С. Решетняк [7] также приводятся данные о высоких концентрациях железа и марганца в бассейне р. Дон. Эти элементы являются биогенными, и, возможно, их высокое содержание связано с присутствием в водоемах большого количества органических соединений, которые выделяются в процессе жизнедеятельности растений. При разложении органических остатков в воде, бактерии и другие микроорганизмы участвуют в процессе метаболизма, высвобождая минеральные элементы, включая железо и марганец [1]. Данные минеральные вещества также могут попадать в водоем в значительных количествах и в результате смыва с прибрежной территории при разрушении берегов.

В ходе анализа также было выявлено превышение ПДК_{р/х} меди: в 3 раза в р. Аксай и в р. Дон в районе ур. Каплица и в 2 раза в р. Дон в районе бывшего стекольного завода. Согласно исследованиям И.В. Шевердяева и А.В. Клещенко [8], средние концентрации растворенной меди в Дону составили 3,1 мкг/дм³ за период с 2006 по 2019 гг. В работе Горгола Л.Г. с соавт. [4] также приводятся данные по повышенному содержанию меди (на уровне 2 ПДК_{р/х}) в р. Дон в 2020 г. (станция отбора проб – пр. Аксай). Это свидетельствует о том, что высокая концентрация соединений меди для р. Дон является особенностью, которая, возможно, связана с весенним паводком, размывом берегов и эрозией береговой линии, вызывающих смыв поверхностного почвенного слоя (с относительно высоким содержанием меди), а также значительной площадью земель, находящихся в использовании под сельскохозяйственные нужды и непосредственно примыкающих к Дону [5].

Исследование речной воды на содержание АСПАВ показало, что токсикант во всех пробах отсутствует.

Наиболее высокое содержание органического углерода зафиксировано в воде р. Аксай (7,18 мг/дм³), в р. Дон содержание органического углерода было несколько ниже и составило в среднем 6,24 мг/дм³. Выявленные различия органического углерода в воде обусловлены, прежде всего, типом донных отложений данных рек. В р. Аксай на исследуемых точках отбора – преимущественно илистые донные осадки, в р. Дон – песчаные. Сходные концентрации органического углерода отмечены в других степных реках Ростовской области, в частности, р. Миус [3].

Заключение

Исследование проб воды в р. Дон и р. Аксай выявило низкое содержание таких токсичных элементов, как кадмий и ртуть, что характеризует воду как безопасную для гидробионтов. Количество органического углерода в воде было относительно невысоким, характерным для пресных водных объектов Ростовской области. Повышенные концентрации железа, марганца и меди в воде не являлись лимитирующим фактором для нормальной жизнедеятельности гидробионтов и, с высокой вероятностью, обусловлены природными факторами (отмирание водной растительности, минерализация органических соединений, смывы с поверхностного слоя почвы, эрозия береговой линии).

Список литературы

1. Голованова О.А., Маловская Е.А. Динамика загрязнения ионами тяжелых металлов поверхностных вод рек Сибирского региона // Вестник Омского университета. – 2016. – № 3(81). – С. 64-73.
2. Горгола Л.Г., Барабашин Т.О., Кораблина И.В., Геворкян Ж.В., Денисова Т.В. Современная оценка концентраций меди, свинца, кадмия, никеля в воде нижнего Дона // Гигиена и санитария, 2025. Т. 104, № 1. С. 23–30. DOI 10.47470/0016-9900-2025-104-1-23-30.
3. Кулик Я.С., Косенко Ю.В., Кораблина И.В., Трушков А.В., Баскакова Т.Е., Должанов П.Б., Алексеева Н.В. Характеристика условий среды обитания

водных биоресурсов в реке Миус в 2024 г // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2025. – Т. 8, № 1. – С. 26-40. – DOI 10.47921/2619-1024_2025_8_1_26.

4. Литусов Н.В. Физиология бактерий. Иллюстрированное учебное пособие. – Екатеринбург: Изд-во УГМУ, 2015. – 43 с.

5. Минкина Т.М., Швыдкая Н.В., Алексеенко В.А., Невидомская Д.Г. Почвы геохимических ландшафтов Нижнего Дона и их экологическая характеристика: Монография. – Ростов-на-Дону - Таганрог : Южный федеральный университет, 2018. – 158 с. – ISBN 978-5-9275-2737-3. – EDN TPLCJT.

6. Никаноров А.М., Брызгало В.А., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю., Решетняк О.С. Антропогенная нагрузка на устьевую область р. Дон в современных условиях техногенного воздействия // Вода: химия и экология. №1. январь 2011 г. С. 4-10

7. Решетняк О.С. Изменчивость химического состава и качества речных вод в бассейне Р. Дона за многолетний период // Современные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии Северного Кавказа: Коллективная монография по материалам XI Всероссийской научно-технической конференции с международным участием. Том XII. – Москва: Институт истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН, 2022. С. 515–520.

8. Шевердяев, И.В. Выявление вклада нагонных явлений в поступление тяжелых металлов в дельту Дона / И.В. Шевердяев, А.В. Клещенков // Морской гидрофизический журнал. – 2020. – Т. 36, № 5(215). – С. 582-594. – DOI 10.22449/0233-7584-2020-5-582-594.

9. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2023 году» Под общей редакцией М.В. Фишкина, Министерство природных ресурсов и экологии Ростовской области, 2024, 372 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ ВНЕДРЕНИЯ РЕГИОНАЛЬНЫХ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА ВОДЫ НА ПРИМЕРЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ КОЛЬСКОГО ПОЛУОСТРОВА

А.О. Даниленко

*Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия,
aldanilenko@gmail.com*

Аннотация: в статье представлены результаты оценки стационарности гидрохимического режима рр. Белая, Ковдора, Можель и оз. Большой Вудъявр, для которых внедрены региональные нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения (молибден, алюминий, марганец, фосфаты). Показано, что в р. Белая среднегодовые концентрации молибдена и фосфатов после введения региональных ПДК из года в год возрастают. В контрольном створе на рр. Ковдора и Можель, подверженных влиянию сточных вод АО «Ковдорский ГОК», возрастают концентрации марганца, хотя в фоновом створе выше г. Ковдор динамика обратная. Есть и экологически благоприятная тенденция: в воде р. Белая снижаются концентрации алюминия.

Ключевые слова: загрязняющие вещества, региональные ПДК, стационарность гидрохимического режима, многолетняя динамика концентраций, бассейн р. Белая, бассейн р. Ковдора

APPLICATION RESULTS OF REGIONAL WATER QUALITY STANDARDS WITH A CASE STUDY FROM THE KOLA PENINSULA'S WATER BODIES

A.O. Danilenko

*Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia,
aldanilenko@gmail.com*

Abstract: The article presents results of assessing the stationarity of hydrochemical regimes in rivers Belaya, Kovdora and Mozhel as well as Lake Bolshoy Vudyavr, where regional water quality standards have been implemented for fishery bodies of water (molybdenum, aluminum, manganese, phosphates). It is shown that annual average concentrations of molybdenum and phosphates in River Belaya increase year by year after introduction of regional MPCs. In control sections of Rivers Kovdora and Mozhel, affected by wastewater discharges from AO “Kovdorsky GOK,” manganese concentrations rise, while at background sites upstream of Kovdora city, an opposite trend is observed. There is also environmentally favorable trend: aluminum concentrations decrease in the waters of River Belaya.

Key words: pollutants, regional MPCs, hydrochemical regime stationarity, long-term concentration dynamics, basin of River Belaya, basin of River Kovdora

Введение

Актуальными вопросами современной природоохранной деятельности являются разработка и внедрение региональных нормативов качества воды для водных объектов рыбохозяйственного значения как важнейшего элемента охраны водных биоресурсов и обеспечения их экологической устойчивости. Мнения в научном сообществе по этому вопросу неоднозначные, однако это не отменяет того факта, что с 1 сентября 2025 года вступают в силу новые нормативно-правовые акты, регламентирующие вопросы разработки и применения региональных ПДК: постановление Правительства РФ от 15.05.2025 №652 [3], приказ Росрыболовства от 26.05.2025 г. №296 [4] и приказ Минсельхоза от 13.06.2024г. № 320 [5].

Разработка региональных нормативов качества необходима для сохранения экологического благополучия водных экосистем и адекватной оценки состояния водных объектов с учетом их естественных гидрохимических особенностей, при которых фактические показатели состава и свойств воды систематически отклоняются от общих федеральных норм под влиянием природных факторов. На практике же региональные нормативы служат скорее целям минимизации ограничений хозяйственной деятельности крупных водопользователей, готовых оплатить разработку проектов региональных ПДК, так как в местах природно повышенных концентраций отдельных загрязняющих веществ, как правило, располагаются залежи соответствующих минерально-сырьевых ресурсов. Их добыча и переработка приводят к тому, что вместе с гидрогеохимическими аномалиями возникает сильное антропогенное загрязнение водных объектов, особенно приемников сточных вод.

Первая региональная ПДК для бора в р. Рудной была утверждена приказом Минсельхоза РФ от 13.12.2016 года № 552 [6] и в течение последующих пяти лет это был единственный пример утвержденного на федеральном уровне регионального норматива. Но с 2020 года разработка и утверждение региональных ПДК заметно ускорились, в приказ Минсельхоза № 552 стали вносить дополнения (приказ Минсельхоза от 10.03.2020 года № 118 [7] и от 22.08.2023 года № 687 [8]). Региональные нормативы появились на молибден, алюминий, марганец, стронций, ванадий и фосфаты в бассейнах отдельных рек Мурманской области, богатой на месторождения полезных ископаемых и, соответственно, на геохимические аномалии. При этом бросалось в глаза, что некоторые утвержденные нормативы многократно превышают концентрации, реально встречающиеся в водных объектах даже в самые неблагоприятные для качества воды сезоны года, что противоречит Постановлению Правительства от 13 февраля 2019 г. № 149 [9]. Самый яркий пример - региональная ПДК молибдена в воде р. Белая и оз. Большой Вудъявр, которая в 500 раз больше ПДК_{рх} и в 25-35 раз превышает современные среднегодовые концентрации в этих водных объектах (в прошлом они были еще ниже).

Несоответствие природных особенностей водных объектов и лабораторно установленных нормативов рано или поздно должно проявиться в накоплении загрязняющего вещества в водной среде и еще большем увеличении его концентраций. С момента утверждения отдельных региональных нормативов

прошло уже пять лет, что позволяет проанализировать данные мониторинга загрязнения водных объектов в Мурманской области и сделать предварительные выводы о соответствии утвержденных региональных ПДК целям сохранения экологического благополучия водных экосистем и их устойчивого развития.

Материалы и методы

Объектом исследования стали участки рек и водоемов Мурманской области, для которых утверждены региональные ПДК отдельных загрязняющих веществ. Материалом исследования послужили данные наблюдений ФГБУ «Мурманское УГМС» Росгидромета за концентрациями этих загрязняющих веществ в течение последних 15 лет (с 2010 по 2024 гг. включительно) в пунктах гидрохимических наблюдений на рр. Белая, Ковдора, Можель и оз. Б.Вудъявр (см. таблицу 1).

Таблица 1 – Региональные нормативы содержания загрязняющих веществ в воде отдельных водных объектов Мурманской области

Река, пункт наблюдений, створ	Загрязняющее вещество	Региональная ПДК	Кратность превышения ПДК _{рх}
– р. Белая, г. Апатиты, 7 км к СЗ от г. Апатиты, 1 км выше устья – оз. Большой Вудъявр, г. Кировск, в черте г. Кировск	Al	81 мкг/дм ³	≈2
	Mo	500 мкг/дм ³	500
	P-PO ₄ ³⁻	0,12 мг/дм ³	2,4
– р. Ковдора, г. Ковдор, 4 км выше г. Ковдор (фоновый) – р. Ковдора, г. Ковдор, 7 км ниже впадения р. Можель (контрольный) – р. Можель, г. Ковдор, 4 км к юго-востоку от г. Ковдор	Mn	100 мкг/дм ³	10
	P-PO ₄ ³⁻	1 мкг/дм ³	20

Особенности гидрохимического режима и его стационарность оценивали по динамике среднегодовых концентраций главных ионов, органических веществ, биогенных соединений и соединений тяжелых металлов на контрольных диаграммах. Контрольная диаграмма позволяет анализировать межгодовую вариабельность концентраций и выявлять её отклонения от нормальной изменчивости. В результате таких отклонений возникают эпизодические, периодические и хронические нарушения стационарности гидрохимического режима. Подробнее с методом оценки стационарности гидрохимического режима можно ознакомиться, например, в работе [1].

Общую оценку нарушенности (нестационарности) гидрохимического режима выполняли по величине коэффициента нестационарности K_{DS} (таблица 2), который рассчитывали как произведение доли нестационарности гидрохимического режима (D) на степень нестационарности гидрохимического режима (S). D рассчитывали как отношение количества показателей состава и

свойств воды, для которых выявлено нарушение стационарности гидрохимического режима к общему количеству показателей состава и свойств воды, по которым выполнена оценка нестационарности гидрохимического режима. S рассчитывали по формуле:

$$S = A_{\text{Э}}/A' + 1,1824 * D^{-0,375} * ((A_{\text{П}}/2 + A_{\text{Х}})/A')$$

где A' – количество показателей состава и свойств воды, для которых выявлено нарушение стационарности гидрохимического режима; A_Э – количество эпизодических нарушений; A_П – количество периодических нарушений; A_Х – количество хронических нарушений.

Нестационарность гидрохимического режима по значениям K_{DS} трактовалась следующим образом: 0,25 и менее – ненарушенный гидрохимический режим; от 0,26 до 0,40 – слабо нарушенный; от 0,41 до 0,60 – умеренно нарушенный; от 0,61 до 0,85 – нарушенный; 0,86 и более – сильно нарушенный.

В таблице 3 также приведены количественные характеристики гидрохимического режима отдельных загрязняющих веществ в виде среднесуточных значений со стандартными отклонениями соответствующих выборок. Для характеристики интенсивности процессов накопления или убыли загрязняющих веществ в воде водного объекта в таблице 4 приведены данные о средней линейной скорости изменения среднегодовых концентраций веществ в тех случаях, когда коэффициент корреляции Спирмена между парами «год:среднегодовая концентрация» был статистически значим при p < 0,05.

Результаты и обсуждение

Стационарность гидрохимического режима обсуждаемых водных объектов в основном умеренно нарушена, при этом чаще всего встречаются именно хронические нарушения, то есть наблюдается многолетняя динамика среднегодовых концентраций загрязняющих веществ (таблица 2).

В воде р. Белая у г. Апатиты в целом гидрохимический режим слабо нарушен и большинство показателей демонстрируют его стационарность, но зато увеличиваются среднегодовые концентрации именно тех показателей, для которых были разработаны региональные ПДК – фосфора фосфатов и соединений молибдена. Наблюдения за соединениями алюминия были организованы позже, в 2017 году, поэтому в оценку не вошли и рассматриваются отдельно. В воде оз. Б. Вудъявр, питающего р. Белую, гидрохимический режим веществ нарушен сильнее. Периодические отклонения обнаруживаются не только для соединений железа общего, но и цинка, снижение среднегодовых концентраций – для растворенного в воде кислорода и хлоридов. Но точно также, как и в р. Белой, увеличиваются среднегодовые концентрации показателей с региональными ПДК. На наш взгляд, это прямое следствие того, что данные региональные ПДК завышены и не согласуются с природным содержанием соединений молибдена и фосфора фосфатов в воде водных объектов бассейна р. Белой.

В бассейне р. Ковдора также отмечено умеренное нарушение стационарности гидрохимического режима участков рек Ковдора и Можель. Это нарушение менее выражено в фоновом створе р. Ковдора (4 км выше

г. Ковдор) и складывается за счет эпизодического увеличения минерализации и концентраций фосфора фосфатов в 2021 г., периодического повышения концентраций сульфатов, азота аммонийного и нитритного, а также хронического возрастания концентраций азота нитратного, начавшегося в 2020 г. Гидрохимический режим соединений марганца остается стационарным.

Таблица 2 – Стационарность гидрохимического режима (ГХР) водных объектов Мурманской области, для которых разработаны региональные ПДК

Пункт наблюдений	K_{DS}	Стационарность ГХР	Тип нарушения стационарности ГХР
р. Белая, г. Апатиты	0,34	Слабо нарушенная	Э: нет П: $P-PO_4^{3-}$, $Fe_{общ}$ Х: Mo (\uparrow)
оз. Б. Вудъявр, г. Кировск	0,52	Умеренно нарушенная	Э: нет П: Zn , $Fe_{общ}$ Х: O_2 и Cl (\downarrow), $P-PO_4^{3-}$ и Mo (\uparrow)
р. Ковдора, г. Ковдор (выше)	0,42	Умеренно нарушенная	Э: минерализация, $P-PO_4^{3-}$ П: SO_4^{2-} , $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ Х: $N-NO_3^-$ (\uparrow)
р. Ковдора, г. Ковдор (ниже вп. р. Можель)	0,52	Умеренно нарушенная	Э: нет П: нет Х: $N-NO_3^-$, Zn и Cu (\downarrow), Mn и Mo (\uparrow)
р. Можель, г. Ковдор	0,51	Умеренно нарушенная	Э: нет П: O_2 , ХПК, БПК ₅ Х: $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, $Fe_{общ}$ (\uparrow)

В воде р. Можель и в воде р. Ковдора ниже впадения р. Можель нарушенность гидрохимического режима показателей состава и свойств воды возрастает. Эпизодических нарушений в последние 15 лет не отмечено, но в р. Можель наблюдаются периодические нарушения показателей, характеризующих кислородный режим - уровня растворенного в воде кислорода, а также его потребления на окисление веществ (ХПК и БПК₅). Основная масса нарушений носит хронический характер, хотя это не только увеличение, но и постепенная убыль среднегодовых концентраций. Так в р. Ковдора ниже впадения р. Можель отмечается некоторое снижение концентраций соединений цинка и меди, а также азота нитратного, но концентрации соединений молибдена и, что еще важнее в контексте данного исследования, марганца все же возрастают. Для соединений марганца возрастающий тренд сложился с 2020 года. В самой р. Можель в разрезе среднегодовых концентраций многолетней динамики ни фосфора фосфатного, ни соединений марганца не обнаруживается (динамика, как показано ниже, хорошо проявляется в отдельные сезоны). Гидрохимический режим этих соединений пока остается стационарным, несмотря на то что в его формировании очень велика роль антропогенной составляющей.

О том, насколько сильно сбросы сточных вод Ковдорского горно-

обогажительного комбината влияют на концентрации фосфора фосфатов и соединений марганца в воде р. Ковдора, можно судить, сравнив концентрации этих веществ в фоновом створе выше города и в контрольном створе ниже впадения р. Можель, которая является водотоком-приемником инфильтрационных сточных вод хвостохранилищ (таблица 3). По данным [2], переработка магнетит-апатит-бадделеитовых руд Ковдорского месторождения приводит к ежегодному образованию 8 млн м³ отходов обогащения, поступающих в хвостохранилища, из которых в водные объекты поступает 20 млн м³ инфильтрационных сточных вод, обогащенных марганцем, молибденом, стронцием, ванадием и магнием. Донные отложения также являются мощным источником вторичного загрязнения природных вод ввиду высокого содержания в них подвижных форм металлов (до 65-80 %). Это особенно хорошо заметно по четкой сезонной зависимости увеличения концентраций марганца с пиками в зимние периоды, что связано с изменением соотношения между поверхностным и подземным стоками, усилением бескислородного режима за счет снежно-ледового покрова и снижением процессов самоочищения сточных вод [2].

Таблица 3 - Количественные характеристики гидрохимического режима показателей состава и свойств воды водных объектов Мурманской области, для которых разработаны региональные ПДК

	Год	Зимняя межень	Весеннее половодье	Летняя межень	До ледо- става
Молибден, мкг/дм ³					
р. Белая	15,36±5,21	15,27±2,36	13,29±7,66	14,43±7,75	16,98±9,93
оз.Б.Вудъявр	19,87±8,99	20,85±10,93	20,99±11,85	17,24±9,86	20,73±10,94
Алюминий, мкг/дм ³					
р. Белая	119,9±37,0	80,8±24,9	154,0±95,7	179,6±80,6	71,1±20,6
оз.Б.Вудъявр	105,4±13,0	121,5±24,4	92,4±20,6	102,3±48,9	108,8±38,5
Марганец, мкг/дм ³					
р.Ковдора(ф)	4,83±2,21	6,51±7,49	4,47±3,74	5,01±4,01	3,31±2,01
р.Ковдора(к)	77,5±27,3	148,6±72,0	57,1±21,3	62,4±21,6	42,1±19,1
р.Можель	230,2±59,5	422±178,6	177,4±79,5	179,5±57,7	141,6±85,6
Фосфор фосфатов, мг/дм ³					
р. Белая	0,28±0,079	0,47±0,18	0,23±0,14	0,17±0,08	0,27±0,14
оз.Б.Вудъявр	0,44±0,15	0,44±0,20	0,42±0,21	0,32±0,17	0,48±0,22
р.Ковдора(ф)	0,019±0,01	0,019±0,01	0,016±0,01	0,014±0,02	0,025±0,04
р.Ковдора(к)	0,24±0,06	0,36±0,15	0,17±0,07	0,21±0,10	0,24±0,09
р.Можель	0,52±0,08	0,58±0,24	0,47±0,09	0,52±0,09	0,49±0,11

Отсутствие динамики среднегодовых концентраций не гарантирует, что стационарность гидрохимического режима поддерживается во все сезоны года. Так, например, в р. Можель многолетнее увеличение концентраций марганца с достаточно высокой средней линейной скоростью около 12,9 мкг/дм³ в год

проявляется в период перед ледоставом (октябрь), хотя на самом деле характер этих изменений нелинейный и высокие концентрации фиксируются с 2019 года. Также в фоновом створе на р. Ковдора у г. Ковдор в период весеннего половодья и перед ледоставом отмечено небольшое возрастание концентрации фосфора фосфатов на 0,0012 и 0,0029 мг/дм³ в год.

Тем не менее, есть и экологически благоприятная динамика концентраций загрязняющих веществ. Так в воде р. Белая с 2017 года снижаются концентрации соединений алюминия. Ряд наблюдений для надежных выводов еще сравнительно короток, но скорость процесса за этот небольшой интервал времени (8 лет) довольно высокая – около 11,5 мкг/дм³ в год, особенно в периоды весеннего половодья и летней межени (в эти сезоны концентрации соединений алюминия наиболее высоки). Также слабое, но статистически значимое уменьшение концентраций соединений марганца наблюдается на участке реки Ковдора вне влияния Ковдорского ГОКа.

Таблица 4 – Средняя скорость межгодовой динамики концентраций веществ в воде водных объектов Мурманской области

Пункт наблюдений	Средне-годовая	Зимняя межень	Весеннее половодье	Летняя межень	Перед ледоставом
Молибден, мкг/дм ³ в год					
р. Белая	↑0,87	—	↑1,17	↑1,28	—
оз.Б.Вудъявр	↑1,57	↑1,44	↑2,05	↑1,70	↑1,63
Алюминий, мкг/дм ³ в год					
р. Белая	↓11,5	—	↓20,4	↓26,6	—
оз.Б.Вудъявр	—	—	—	—	—
Марганец, мкг/дм ³ в год					
р.Ковдора(ф)	—	—	—	—	↓0,31
р.Ковдора(к)	↑4,77	↑11,86	—	↑3,80	↑2,85
р.Можель	—	—	—	—	↑12,9
Фосфор фосфатов, мг/ дм ³ в год					
р. Белая	↑0,011	—	↑0,016	—	—
оз.Б.Вудъявр	↑0,022	—	↑0,032	—	—
р.Ковдора(ф)	—	—	↑0,0012	—	↑0,0029
р.Ковдора(к)	↑0,0078	—	—	↑0,0168	↑0,0102
р.Можель	—	—	—	—	—

Заключение

Предварительные результаты анализа данных мониторинга загрязнения водных объектов в Мурманской области показывают, что утвержденные региональные ПДК не всегда соответствуют целям сохранения экологического благополучия водных экосистем и их устойчивого развития, и в настоящее время являются скорее способом сократить ограничения хозяйственной деятельности водопользователей. Поэтому внедрение региональных ПДК требует тщательного мониторинга последствий, которые могут проявляться в

виде еще большего накопления загрязняющих веществ в водной среде. Целесообразно устанавливать и срок действия региональных ПДК, в течение которого необходимо подтвердить, что их применение не оказывает негативного влияния на гидрохимический режим водного объекта.

Список литературы

1. Даниленко А.О., Коваленко Д.Е. Особенности гидрохимического режима эталонных участков рек бассейна р. Обь (без выпусков сточных вод в поверхностные водные объекты) // в сб. статей Международной научно-практической конференции «Географические исследования Сибири и Алтае-Саянского трансграничного региона», г. Барнаул, 2025. С. 144–150.

2. Матвеева, В. А. Оценка и снижение техногенного воздействия ОАО «Ковдорский ГОК» на поверхностные воды: автореф. дис. ... канд. техн. наук: специальность 25.00.36 – геоэкология (в горно-перерабатывающей промышленности) / В.А. Матвеева. – Санкт-Петербург, 2015. – 21 с.

3. Постановление Правительства РФ от 15.05.2025 г. №652 «Об утверждении Правил разработки и утверждения нормативов качества воды ВО рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

4. Приказ Росрыболовства от 26.05.2025 г. № 296 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

5. Приказ Минсельхоза России от 13.06.2024 г. № 320 «О внесении изменений в приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 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».

6. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 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»

7. Приказ Минсельхоза России от 10.03.2020 г. № 118 «О внесении изменений в приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 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».

8. Приказ Минсельхоза России от 22.08.2023 г. № 687 «О внесении изменений в нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения,

утвержденные приказом Минсельхоза России от 13.12.2016 №552»

9. Постановление Правительства РФ от 13.02.2019 № 149 «О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды, а также об утверждении нормативных документов в области охраны окружающей среды, устанавливающих технологические показатели наилучших доступных технологий»

ОСОБЕННОСТИ ПИГМЕНТНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ФИТОПЛАНКТОНА НИЖНЕГО УЧАСТКА РЕКИ ДОН

Г.Е. Ковалева¹, Л.С. Косменко¹, Г.Г. Черникова², В.В. Ковалева¹

¹ *Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
info@gidrohim.mecom.ru*

² *Азово-Черноморский филиал ФГБНУ «ВНИРО», Ростов-на-Дону, Россия,
azniirkh@vniro.ru*

Аннотация: для нижнего участка реки Дон в течение сезона 2023 года прослежена изменчивость таких пигментных характеристик, как хлорофилл *a*, фикоцианин, пигментные индексы: $I_{430/665}$, $I_{450/480}$, $C/Cchl\ a$, таксономический состав и биомасса фитопланктона. Показана возможность их использования, как показателей обилия и физиологического состояния фитопланктона, а также как индикатора для предварительной и оперативной оценки состояния водного объекта. Фикоцианин и пигментные индексы можно применять для выявления потенциального риска токсичности воды в период массового развития цианобактерий, особенно в практике мониторинга ПВС для оценки качества воды.

Ключевые слова: пигментные характеристики фитопланктона, пигментные индексы, хлорофилл *a*, фикоцианин, таксономический состав, нижний Дон

PIGMENT CHARACTERISTICS OF PHYTOPLANKTON IN THE LOWER SECTION OF THE DON RIVER

G.E. Kovaleva, L.S. Kosmenko, G.G. Chernikova, V.V. Kovaleva

Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: for the lower section of the Don River during the 2023 season, the variability of pigment characteristics such as chlorophyll *a*, phycocyanin, pigment indices: $I_{430/665}$, $I_{450/480}$, $C/Cchl\ a$, taxonomic composition, and phytoplankton biomass was traced. The possibility of their use as indicators of phytoplankton abundance and physiological state, as well as for preliminary and operational assessment of the water body's condition, is demonstrated. Phycocyanin and pigment indices can be used to detect potential water toxicity during cyanobacterial blooms, especially in water quality monitoring practice.

Key words: phytoplankton pigment characteristics, pigment indices, chlorophyll *a*, phycocyanin, taxonomic composition, Lower Don

Введение

Одним из основных элементов водных экосистем является фитопланктон, отвечающий за преобразование солнечной энергии в органическое вещество. Индикаторные свойства фитопланктона определяются, как наличием определенных видов водорослей, так и их количественными характеристиками. Однако определение его таксономического состава трудозатратно и требует высокой квалификации специалистов. Достаточно полную информацию о составе и физиологическом состоянии фитопланктона можно получить, используя его пигментные характеристики: хлорофиллы *a*, *b*, *c* и каротиноиды. Особый интерес представляет определение фикоцианина, как маркера присутствия цианобактерий.

Актуальность использования пигментных характеристик для изучения состояния водных объектов, связана с высокой чувствительностью фитопланктона к загрязнению водного объекта. Комплексное исследование пигментных характеристик фитопланктона позволяет оценить интенсивность его развития, определить состав и физиологическое состояние водорослей. Хлорофиллы *a*, *b*, *c* и каротиноиды являются объективными индикаторами экологического состояния и трофности водного объекта. По сравнению с гидрохимическими показателями, пигментные характеристики более чувствительны к изменениям, происходящим в водном объекте. В настоящей работе использовали хлорофилл *a* как основной пигмент зеленых растений и универсальный показатель, отражающий их обилие и фотосинтетическую активность, фикоцианин и пигментный индекс $I_{450/480}$, как маркеры цианобактерий и показатели потенциального риска токсичности.

Цель – на примере нижнего участка р. Дон оценить значимость пигментных характеристик фитопланктона, как показателей состава и обилия водорослей, а также наличия цианобактерий.

Материалы и методы

Наиболее распространенным, оперативным и простым в определении пигментных характеристик фитопланктона является спектрофотометрический метод [4]. Изменчивость пигментных характеристик фитопланктона в воде нижнего участка реки Дон исследовали с марта по ноябрь 2023 года. На месте отбора проб воды измеряли температуру, рН и определяли прозрачность. Методика определения пигментов фитопланктона, основана на концентрировании клеток фитопланктона на мембранном фильтре (Владипор 0,45 мкм) с добавлением суспензии $MgCO_3$. Фильтрацию воды, объемом (0,1-0,5 дм³) проводили сразу после отбора. Фильтры с фитопланктоном подсушивали в темном месте на воздухе, затем хранили в замороженном виде до анализа. Экстракцию пигментов проводили 100 % этанолом, так как этанол в качестве растворителя для анализа хлорофилла, имеет значительные практические и безопасные преимущества. Затем центрифугировали в течение 40 минут при 1100 об/мин. Концентрацию хлорофилла *a*, *b*, *c* измеряли на спектрофотометре «Спекол - 211» и рассчитывали по формулам, приведенным в работе [16].

Содержание фикоцианина определяли по методике, описанной в работе [6]. Пробу воды фильтровали через стекловолоконный фильтр. Затем замораживали на 24 часа при температуре -20°C . После фильтр измельчали и перетирали в фарфоровой ступке до полного разрушения в специальной среде, далее прогревали на водяной бане в течение 30 минут при 40°C , затем выдерживали 20 часов в холодильнике при $1,5^{\circ}\text{C}$. Полученную смесь фильтровали через мембранный фильтр (0,45 мкм), доводили рН до 7,0 и измеряли на флуориметре «Квант 5». Концентрацию ФЦ, рассчитывали по формуле:

$$C_{\text{ФЦ}} = \frac{J}{47,58} \cdot \frac{V_{\text{экст}}}{V_{\text{пр}} \cdot l}$$

где J – интенсивность флуоресценции экстракта, %; $V_{\text{экст}}$ – объем экстракта, см^3 ; $V_{\text{проб}}$ – объем пробы, дм^3 , l – длина кюветы 1 см.

Для таксономического анализа фитопланктона пробы воды объемом $0,5 \text{ дм}^3$, взятые из поверхностного горизонта 0,5 м, фиксировали раствором Люголя, отстаивали в течение 10–14 дней и декантировали до $\approx 100 \text{ см}^3$. Определение водорослей и подсчет клеток проводили в камере Нажотта. Биомассу оценивали счетно-весовым методом, исходя из численности и объема клеток, определенного по формулам геометрического подобия [2]. К доминирующим относили виды, составляющие $\geq 30\%$ суммарной биомассы фитопланктона. Для определения таксономической принадлежности водорослей использовали определители [3, 5, 7, 15, 16].

В ходе работы рассчитывали пигментные индексы:

1) пигментный индекс $I_{430/665}$, определяемый как отношение оптической плотности (D) этанольного экстракта при длине волны 430 нм к оптической плотности экстракта при 665 нм [9, 10, 17], характеризует стадию развития фитопланктона и имеет значения:

– от 1 до 2 – в молодых культурах или во время цветения водоемов весной;

– от 3 до 5 – в стареющих культурах или планктонных сообществах в конце лета.

2) пигментный индекс $K/C_{\text{Хл } a}$ – характеризует соотношение общих каротиноидов и $\text{Хл } a$, отражает условия обитания и обеспечение фитопланктона биогенным питанием [8–10, 12, 13]:

– $K/C_{\text{Хл } a} > 1$ – означает неблагоприятные условия для развития фитопланктона в водоеме. Преобладание каротиноидов над хлорофиллом a , свойственно для низко продуктивных водоемов.

– $K \leq C_{\text{Хл } a}$ – это нормальное соотношение пигментов и свидетельствует о физиологическом благополучии фитопланктона в водоеме.

3) пигментный индекс $I_{450/480}$, рассчитываемый как D_{450}/D_{480} , является показателем степени развития отделов водорослей [8–10, 12, 13]:

- $I_{450/480} > 1$ диапазон значений 1,37–14,0 свидетельствует о присутствии диатомовых и зеленых водорослей;
- $0,1 \leq I_{450/480} \leq 1,36$, свидетельствует о наличии цианобактерий.

Результаты и обсуждение

В значительной мере на развитие фитопланктона влияют гидрометеорологические условия, освещенность, температура воды и воздуха. Сезонное изменение температуры воды и воздуха, pH и прозрачности на нижнем участке р. Дон представлено на рисунке 1.

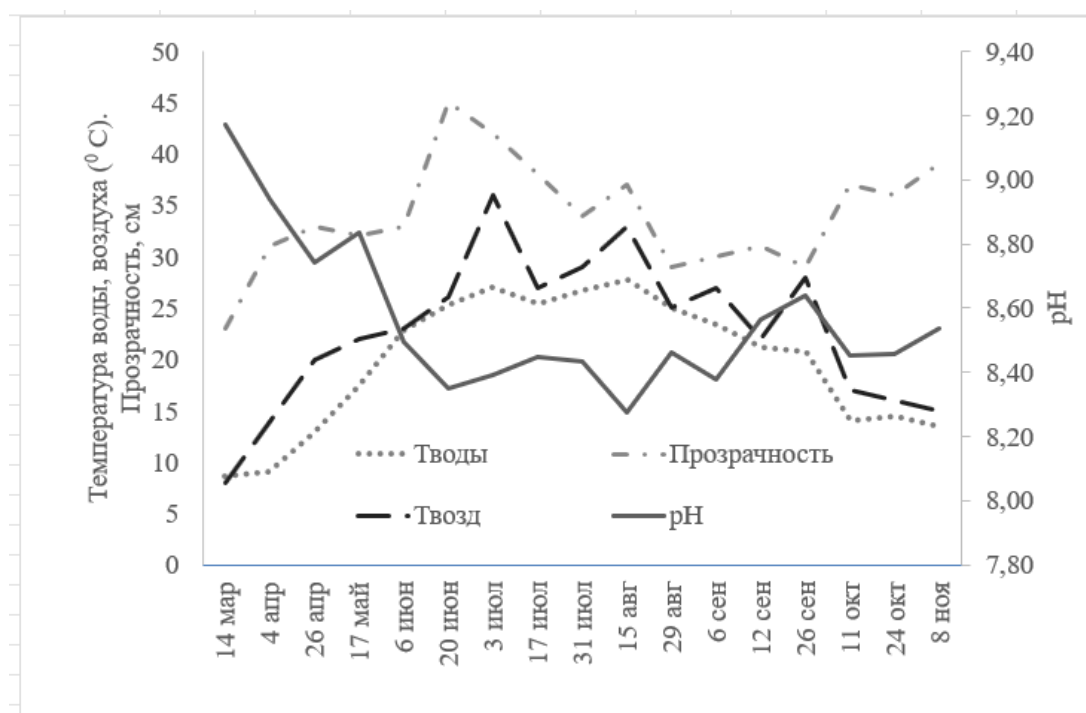


Рисунок 1 – Изменение температуры воды и воздуха, pH и прозрачности на нижнем участке реки Дон в течение вегетационного периода 2023 года

Температура воды и воздуха имела два пика 3 июля и 15 августа (27-28°C и 36 и 33°C соответственно). В течение всего вегетационного периода по прозрачности наблюдали три максимума: 20 июня – 0,45 м; 15 августа и 11 октября 0,37 м. Минимальную прозрачность (0,29 м) наблюдали – с 29 августа по 26 сентября. По водородному показателю вода относилась в весенний период к щелочной; а летне-осенний – к слабо щелочной группе вод [1].

В течение сезона 2023 года на нижнем участке р. Дон наблюдали большое разнообразие фитопланктона. В р. Дон присутствовали следующие виды: *Anabaena flos-aque*, *Aphanizomenon flos-aque*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria sp.*, *Phormidium tenue*, *Gomphosphaeria sp.*, *Merismopedia minima*, часть из них токсичны [11].

В динамике показателей, как общей биомассы, так и отделов водорослей наблюдается широкая сезонная вариабельность, отмечалось несколько пиков в апреле, мае, августе и октябре (рисунок 2 а, б).

Доминирующими в структуре фитопланктона являлись:

Диатомовые – в марте 46 % при общей биомассе 1724,5 мг/м³, в начале июля 51 % при общей биомассе 222,4 мг/м³; в августе – 43 % при общей биомассе 814,5 мг/м³, в ноябре 53 % – 104,6 мг/м³.

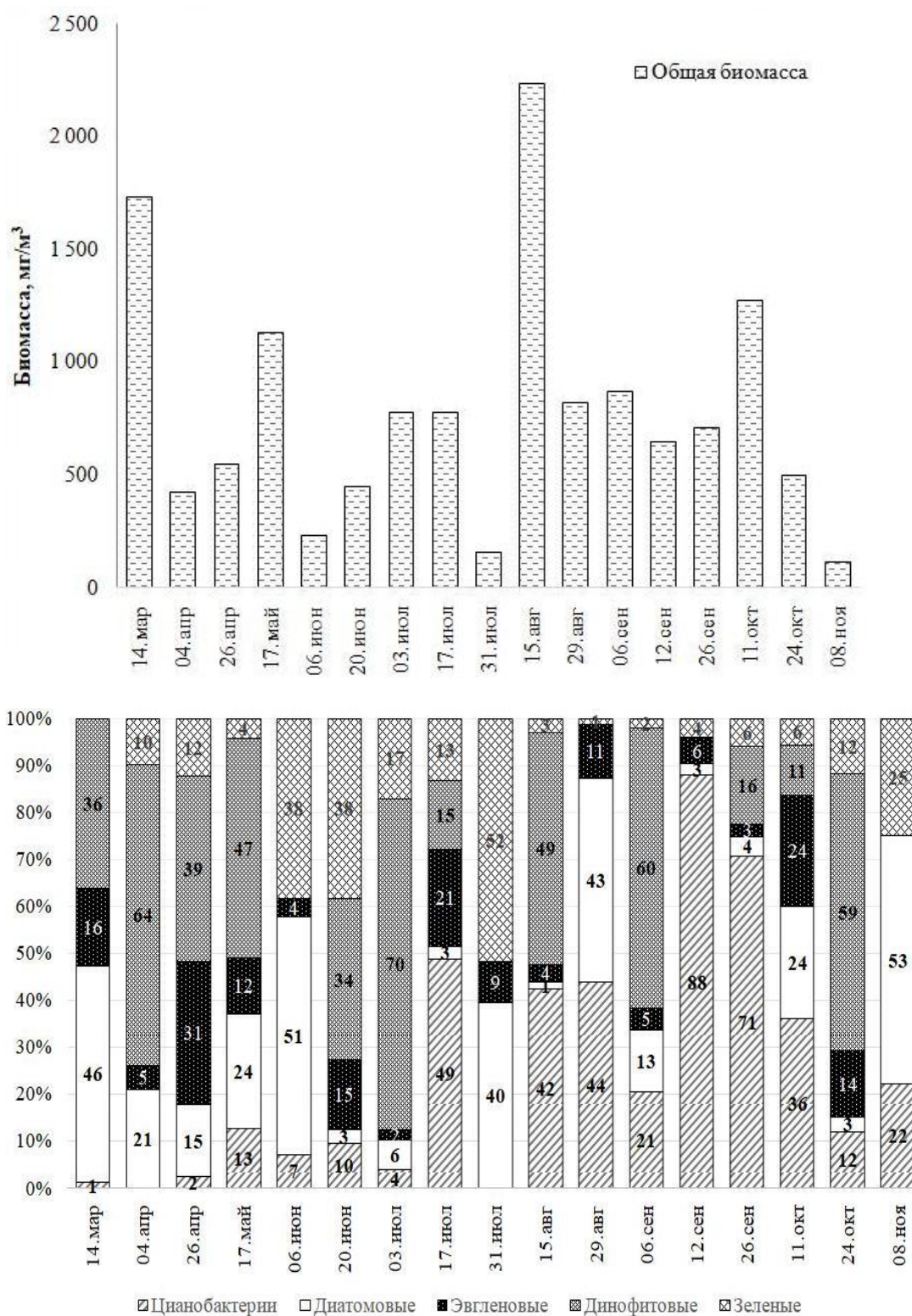


Рисунок 2 – Изменение общей биомассы (а) и биомассы отделов фитопланктона (%) (б) в р. Дон в течение 2023 г

Динофитовые водоросли – максимум 4 апреля – 64 % при общей биомассе 414,8 мг/м³, 3 июля 70 % при общей биомассе 769,5 мг/м³, 6 сентября 60 % при общей биомассе 863,3 мг/м³ и 24 октября 59 % – 494,8 мг/м³.

Зеленые – 52 % при общей биомассе 148,7 мг/м³ – 31 июля.

Цианобактерии доминировали 17 июля и 15 августа 49 % и 42 % с общей биомассой фитопланктона 768,6 мг/м³ и 2228,7 мг/м³ соответственно; максимальные значения отмечены 12 сентября – 88 % с общей биомассой 644,08 мг/м³ и 26 сентября 71 % – 701,15 мг/м³. Осенью снизились до 36 % при общей биомассе 1270,1 мг/м³.

Сезонная динамика определяемых пигментных характеристик фитопланктона, их процентное соотношение, значения пигментных индексов I_{430/665}, I_{450/480}, К/Схл_а и фикоцианина в воде нижнего участка р. Дон представлены в таблице 1.

В динамике хлорофилла *a* наблюдали два пика (рисунок 2а, таблица 1): 14 марта – 101,97 мкг/дм³ и 29 августа – 64,17 мкг/дм³. Первый пик вызван массовым развитием диатомовых (46 %) и динофитовых (36 %) водорослей, второй – диатомовых (43 %) и цианобактерий (44 %). Сравнительный анализ данных по биомассе фитопланктона и содержанию хлорофилла *a* выявил сходство кривых в сезонной динамике этих показателей.

Таблица 1 – Содержание пигментов (мкг/дм³) и их соотношение в фитопланктоне нижнего участка р. Дон в 2023 году

Дата	Схл <i>a</i>	К	%Схл _а	%Схл _б	%Схл _с	I _{430/665}	I _{450/480}	К/Схл _а	С _{фц}
Весна									
14.мар	101,97	104,56	86	5	9	2,03	1,76	1,03	н/опр.
04.апр	13,56	12,12	91	8	2	2,09	1,52	0,89	н/опр.
26.апр	6,70	4,91	77	4	19	2,06	1,69	0,73	н/опр.
17 мая	30,12	24,97	90	8	3	2,04	1,57	0,83	н/опр.
Лето									
06.июн	13,37	10,33	97	3		2,05	1,60	0,77	н/опр.
20.июн	5,01	3,04	95	5		1,97	1,82	0,61	н/опр.
03.июл	3,59	1,14	82	12	6	2,51	1,74	0,32	н/опр.
17.июл	9,39	2,49	95	3	2	1,86	1,68	0,26	н/опр.
31.июл	14,24	12,86	85	12	2	2,14	1,56	0,90	н/опр.
15.авг	29,88	10,23	92	8		1,86	1,34	0,34	6,42
29.авг	64,17	19,94	90	6	4	1,68	1,31	0,31	50,93
Осень									
06.сен	53,06	18,26	95	5		1,66	1,36	0,34	35,70
12.сен	39,94	14,50	100			1,89	1,26	0,36	43,67
26.сен	32,29	12,85	94	6		1,89	1,28	0,40	27,75
11.окт	11,28	3,11	100			1,98	1,51	0,28	н/опр.
24.окт	6,20	2,23	88	12		2,15	1,57	0,36	н/опр.
08.ноя	3,52	3,57	77	11	12	2,39	1,64	1,01	н/опр.
Примечание: Схл <i>a</i> – содержание хлорофилла <i>a</i> ; К – содержание каротиноидов; С _{фц} – содержание фикоцианина; н/опр – не определяли									

На рисунке 3 представлена изменчивость содержания хлорофилла *a*, фикоцианина при различном соотношении биомассы цианобактерий и общей биомассы водорослей.

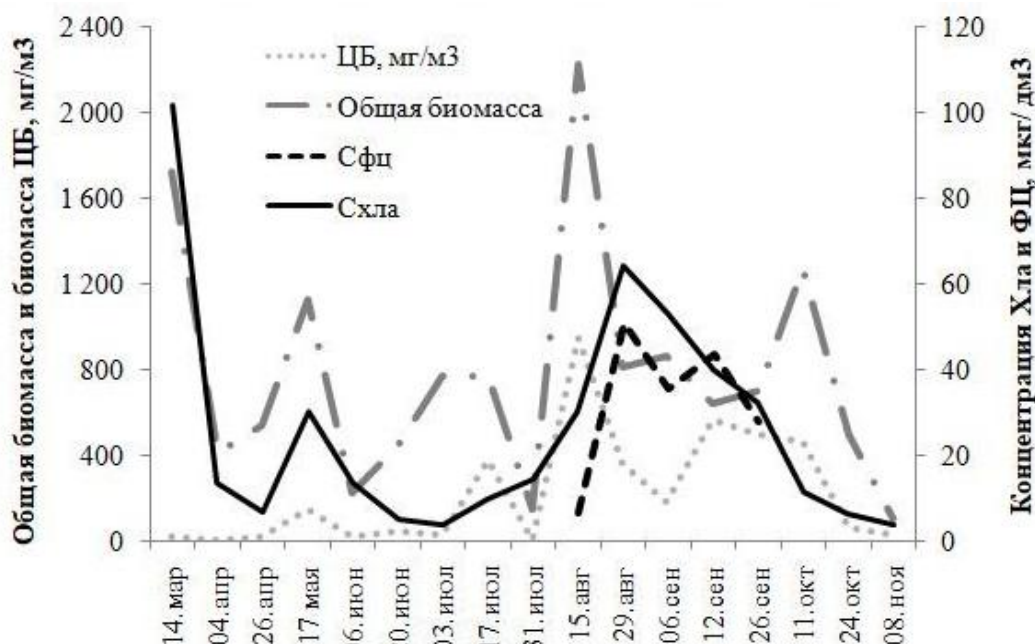


Рисунок 3 – Изменение концентраций хлорофилла *a*, фикоцианина, общей биомассы и биомассы цианобактерий (мг/м³) в нижней части р. Дон в 2023 году

Динамика содержания фикоцианина была следующая: резкое увеличение фикоцианина с середины и до конца августа и постепенное снижение к концу сентября, при этом наблюдали синхронный ход развития фикоцианина и хлорофилла *a*. При максимальном содержании фикоцианина – 50,93 мкг/дм³ и хлорофилла *a* – 64,17 мкг/дм³ 29 августа в воде нижнего участка р. Дон фиксировалось массовое развитие диатомовых (43%) и цианобактерий (44%), что подтверждают данные (см. рисунок 2 б и таблица 1). 12 сентября, концентрация фикоцианина – 43,67 мкг/дм³ была немного выше концентрации хлорофилла *a* – 39,94 мкг/дм³ при биомассе цианобактерий 88 %.

Так же, при оценке состояния физиологического состояния фитопланктона, используются такие характеристики водорослей, как пигментные индексы.

Величина пигментного индекса $I_{430/665}$ стабильна, но может меняться даже у одного и того же вида водорослей при резких колебаниях температуры, освещенности, доступности биогенных элементов в различных временных интервалах, как кратковременных в толще воды, так и сезонных, происходящих в результате смены гомотермии и стратификации [9, 10]. Изменение пигментных индексов фитопланктона в нижней части р. Дон в 2023 году представлены на рисунке 4.

Пигментный индекс $I_{430/665}$ в течение всего вегетационного периода изменялся: от 1,66 до 2,51. Имел три пика 3 и 31 июля, этому способствовала высокая температура воды 27–28°C, пик 8 ноября – относительно теплая вода для осени 14°C. Этот показатель характеризовал нижний участок реки Дон, как участок с высоким разнообразием и благоприятным развитием фитопланктона.

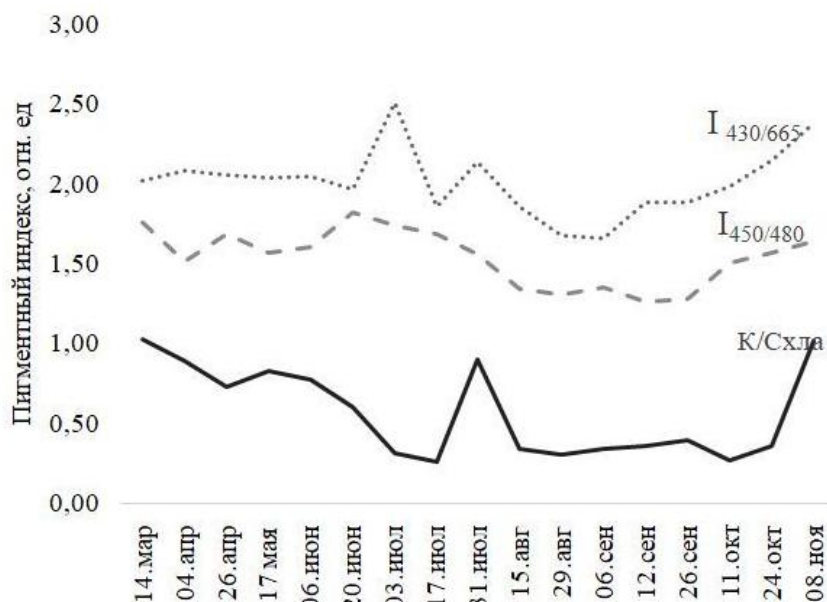


Рисунок 4 – Изменение пигментных индексов фитопланктона в нижней части р. Дон в 2023 году

Пигментный индекс K/Cхлa изменялся от 0,28 до 1,03. Это свидетельствует о физиологическом благополучии фитопланктона и относит воды к хлорофилльному типу, так как содержание хлорофилла *a* превышало содержание каротиноидов.

Значения пигментного индекса $I_{450/480}$ в течение вегетационного периода изменялись от 1,26 до 1,82. Диапазон значений от 1,26 до 1,31 наблюдали с 15 августа по 26 сентября, что соответствовало наличию цианобактерий, подтверждено содержанием фикоцианина (см. рисунок 3) и таксономическим составом фитопланктона (см. рисунок 2 б). Диапазон значений от 1,51 до 1,82, соответствовал присутствию диатомовых и зеленых водорослей (см. рисунок 2 б).

Заключение

Для нижнего участка реки Дон в течение сезона 2023 года прослежена изменчивость пигментных характеристик фитопланктона, концентрации фикоцианина и таксономического состава биомассы фитопланктона. Отмечено, что повышение температуры воды и воздуха, которое сохранялось с начала июня до конца сентября, способствовало развитию цианобактерий. Превышение концентрации фикоцианина над хлорофиллом *a* связано с увеличением биомассы цианобактерий. Минимальную прозрачность воды

наблюдали в даты, во время повышенных концентраций хлорофилла *a* и фикоцианина, что соответствовало интенсивному развитию цианобактерий.

Пигментные характеристики фитопланктона: пигментный индекс $I_{450/480}$ и фикоцианин, можно рассматривать, как индикаторы развития цианобактерий, вызывающих цветение воды и соответственно процессы эвтрофирования. В связи с токсичностью отдельных представителей цианобактерий возможно использовать эти показатели как маркеры потенциального риска токсичности в практике мониторинга оценки качества вод.

Список литературы

1. Аксенов В.И., Ушакова Л.И., Ничкова И.Н. Химия воды. Аналитическое обеспечение лабораторного практикума: учеб. пособие. Екатеринбург. Изд-во Урал. ун-та, 2014. 140с.

2. Брянцева Ю.В., Лях А.М., Сергеева А.В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. Севастополь, Препр. ИнБЮМ НАН Украины, 2005. 25 с.

3. Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. Водоросли: справочник. Киев. Наук. Думка, 1989. 608 с.

4. ГОСТ 17.1.4.02-90 Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*. М.: Изд-во стандартов, 2001. 15 с.

5. Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова В.С. Диатомовый анализ: Определитель ископаемых современных диатомовых водорослей. Кн. 3. Ленинград. Госгеолиздат, 1950. 634 с.

6. Ковалёва Г.Е., Дубовицкий Г.А., Решетняк Н.В., Сухоруков Б.Л. Определение концентрации фикоцианина фитопланктона в мутных продуктивных водах (на примере Нижнего Дона). В Сб.: Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод: сб. статей, посвящ. 100-летию со дня образования Гидрохимического института. Ч. 2. Ростов-на-Дону, 2020. С. 150-154.

7. Крахмальный А.Ф. Динофитовые водоросли Украины (иллюстрированный определитель). Киев. Альтерпрес, 2011. 444 с.

8. Ляшенко О.А. Растительные пигменты как показатели биомассы фитопланктона в мелководном эвтрофном озере // Проблемы региональной экологии. 2004. № 5. С. 6-14.

9. Минеева Н.М., Абрамова Н.Н. Пигменты фитопланктона как показатели экологического состояния Чебоксарского водохранилища // Водные ресурсы. 2009. Т.36. №5. С. 588–596. Doi: 10.1134/S009780780905008X

10. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде Волжских водохранилищ // Биология внутренних вод. 2004. М.: Наука, 150 с.

11. Решетняк Н. В., Ковалева Г.Е., Сухоруков Б.Л. Оценка концентраций фикоцианина фитопланктона по данным дистанционных спектрометрических измерений. В Сб.: Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод: сб. статей, посвящ. 100-летию со дня образования Гидрохимического института. Ч. 2. Ростов-на-Дону, 2020. С. 181-185.

12. Сигарева Л.Е., Ляшенко О.А. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды. *Абиотические//Водные ресурсы*. 2004. Т.31, №4. С. 475-480.
13. Сидилев И.С., Бабаназарова О.В. Анализ связей пигментных и структурных характеристик фитопланктона высокоэвтрофного озера/ *Биология*. Новосибирск. Сибирский государственный университет, 2008. С. 162-177.
14. Сухоруков Б.Л., Ковалёва Г.Е., Решетняк Н.В., Клещенков А.В., Глущенко Г.Ю. Спектры показателей поглощения фитопланктона различного таксономического состава для Нижнего Дона // *Экология. Экономика. Информатика*. Серия Геоинформационные технологии и космический мониторинг. Выпуск 7. Ростов-на-Дону: изд-во ЮНЦ РАН, 2022. С. 68-74. Doi: 10.23885/2500-123X-2022-2-7-68-74.
15. Komárek J. Süßwasser flora von Mitteleuropa: Cyanoprokaryota: Heterocytous Genera. 19(3). Berlin–Heidelberg, Springer, 2013. P. 1132.
16. Komárek J., Anagnostidis K. Süßwasser flora von Mitteleuropa: Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. 19(2). München. Elsevier Gmb H, 2005. P. 760.
17. Margalef R. Correlations entre caracteres synthetic ques des populations de phytoplankton // *Hydrobiologia*. 1961. №18. P.155-164. Doi: 10.1007/BF00208088

СИРТОН И БЕНТОС МАЛОЙ ЛОСОСЕВОЙ РЕКИ ТОНИНО-АНИВСКОГО
ПОЛУОСТРОВА (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ САХАЛИН)

Е.С. Корнеев, Л.А. Живоглядова, В.С. Лабай, О.Б. Шарлай, О.Н. Березова
*Сахалинский филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО» («СакхНИРО»),
Южно-Сахалинск, Россия, korneeves@sakhniro.vniro.ru*

Аннотация: По результатам гидробиологической съемки, проведенной в нижнем течении одного из типичных водотоков южной части острова Сахалин, представлены данные о структуре макрозообентоса и сиртона. В составе донных сообществ и в толще воды зарегистрировано по 15 таксонов беспозвоночных. Средняя плотность макрозообентоса составила 861 ± 90 экз./м², биомасса – $1,148 \pm 0,121$ г/м². Среднесуточная плотность сиртона – $2,23$ экз./м³, биомасса – $4,501$ мг/м³. Основной вклад в показатели обилия вносили амфиподы. Расчет биотических индексов (Вудивисса и индекса чувствительных организмов) свидетельствует о высоком качестве воды.

Ключевые слова: донные сообщества, амфибиотические насекомые, биоиндикаторы, качество воды

SYRTON AND BENTHOS OF THE SMALL SALMON RIVER TONINO-
ANIVSKY PENINSULA (SOUTH-EAST SAKHALIN ISLAND)

E.S. Korneev, L.A. Zhivoglyadova, V.S. Labay, O.B. Sharlay, O.N. Berezova
*Sakhalin Branch of FSBSI «VNIRO» («SakhNIRO»), Yuzhno-Sakhalinsk,
Russia,
korneeves@sakhniro.vniro.ru*

Abstract: Based on the results of a hydrobiological survey conducted in the lower reaches of a typical watercourse in the southern part of Sakhalin Island, data are presented on the structure of the benthos and syrton. Fifteen invertebrate taxa were recorded both in the benthic communities and in the water column. The average density of invertebrates of benthos was 861 ± 90 ind./m², with a biomass of 1.148 ± 0.121 g/m². The average daily density of invertebrates of syrton was 2.23 ind./m³, and biomass was 4.501 mg/m³. Amphipods contributed the most to the overall abundance. The calculated biotic indices (Woodiwiss Index and the Sensitive Species Index) indicated a high-water quality.

Key words: benthic communities, amphibiotic insects, bioindicators, water quality

Рекреационная нагрузка на природные комплексы острова Сахалин неуклонно возрастает, а антропогенное воздействие все чаще затрагивает водные экосистемы удаленных районов, по которым отсутствуют данные о составе донной фауны беспозвоночных, либо они крайне ограничены.

В 2022 году нами были проведены гидробиологические исследования в юго-восточной части о-ва Сахалин на одном из водотоков Тонино-Анивского полуострова – в р. Чиркова. Настоящая работа содержит материалы этих исследований, включая сведения о видовом составе и структуре донных сообществ (макрозообентос), а также донных беспозвоночных, находящихся в толще воды (сиртон). Комплексный подход, включающий описание гидрологических параметров реки, позволяет рассматривать исследованный участок реки как модельный объект и использовать полученные данные в качестве фоновых характеристик для аналогичных рек региона.

Река Чиркова принадлежит бассейну Охотского моря, территориально находится в Корсаковском городском округе в Сахалинской области вблизи с. Новиково. Длина основного русла р. Чиркова составляет около 10 км. Водоток является нерестовыми для тихоокеанских лососей *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792).

Исследования сиртона и макрозообентоса проводили на участке, расположенном в 900 м выше устья. На данном участке река носит черты водотока предгорного типа. Русло меандрирующее, с хорошо выраженным чередованием плесов и перекатов. Глубина в точках отбора проб составляла 0,3–1,0 м, скорость течения – 0,4–0,5 м/с. Грунт преимущественно был представлен песком с примесью гравия.

Пробы отбирали в соответствии с существующими методиками [2, 5]. При отборе проб бентоса использовали складной бентометр с площадью 0,12 м². Для сбора сиртона использовали сачок-ловушку с входным отверстием 0,06 м². Пробы фиксировали 4 % формалином.

Для оценки качества воды согласно ГОСТ 17.1.3.07-82 использован биотический индекс Вудивисса и индекс сенситивных организмов (SO) [3].

Бентос р. Чиркова был представлен 15 видами донных беспозвоночных, в том числе Ephemeroptera – 7 видов, Diptera – 5, представителей Amphipoda, Oligochaeta и Trichoptera – по одному.

Основу плотности создавали амфиподы (69,7% от общей) и двукрылые (20,3%). По биомассе наиболее значимы были поденки (38,1%), амфиподы (33,1%) и двукрылые (26,2%) (таблица 1). Интегральные показатели обилия: плотность – 861±90 экз./м², биомасса – 1,148±0,121 г/м².

По структуре донное сообщество являлось полидоминантным. По биомассе превалировали амфиподы *Eogammarus kygi* (Derzhavin, 1923), поденки *Ameletus* gr. *costalis* и хирономиды *Orthocladius* (*Mesorthocladius*) *frigidus* (Zetterstedt 1838), которые совместно формировали 69,3% общей биомассы. Еще четыре вида (болотницы *Dicranota bimaculata* (Schummel, 1829), *Hexatoma* indet., поденки *Drunella* indet. и *Baetis* (*Baetis*) indet. суммарно формировали 20,6% общей биомассы.

Таблица 1 – Количественная характеристика макрозообентоса р. Чиркова, июнь 2022 г. (N – плотность, B – биомасса)

Группа	Число таксонов	N, экз./м ²	N, %	B, г/м ²	B, %
Ephemeroptera	7	81	9,4	0,438	38,1
Amphipoda	1	600	69,7	0,381	33,1
Diptera	5	175	20,3	0,301	26,2
Trichoptera	1	3	0,3	0,019	1,7
Oligochaeta	1	3	0,3	0,010	0,9
Всего	15	861	100,0	1,148	100,0

В составе *сиртона* р. Чиркова также было зарегистрировано 15 таксонов беспозвоночных, в том числе Ephemeroptera – 8, Diptera – 5, Amphipoda – 2.

В среднем за сутки численность водных беспозвоночных в водном потоке составляла 2,23 экз./м³. Основной вклад в общую плотность вносили амфиподы – 53,3%, на личинок двукрылых приходилось 26,2%, вклад поденок составлял 20,5% (таблица 2). Биомасса составила 4,501 мг/м³. Ее основу формировали амфиподы (43,7%) и поденки (39,6%).

Таблица 2 – Количественная характеристика сиртона р. Чиркова, июнь 2022 г. (N – плотность, B – биомасса)

Группа	Число таксонов	N, экз./м ³	N, %	B, мг/м ³	B, %
Amphipoda	2	1,187	53,3	1,967	43,7
Diptera	5	0,583	26,2	0,752	16,7
Ephemeroptera	8	0,457	20,5	1,782	39,6
Всего	15	2,227	100	4,501	100

В суточной динамике дрейфа для каждой группы организмов отмечено по несколько пиков плотности и биомассы, однако поднятие в толщу воды происходило асинхронно (рисунок). Для амфипод основные пики плотности и биомассы отмечались в середине ночи в 02:00 и во второй половине дня в 14:00 и 18:00. Дрейфт поденок начинался в вечернее время (22:00) и постепенно затухал к утру. Основной дрейфт двукрылых приходился на 23:00.

Таким образом, в р. Чиркова преобладал ночной тип дрейфа донных беспозвоночных. Такой тип циркадного ритма характерен для рек Дальнего Востока, где в теплое время года наиболее интенсивный дрейфт наблюдается в ночные часы после захода солнца и перед рассветом, в то время как в дневные часы интенсивность дрейфа существенно снижается [1, 2, 4].

Оценку экологического состояния водного объекта проводили с использованием биотических индексов, основанных на анализе состава (индекс Вудивисса) и структуре макрозообентоса (индекс SO). Индекс Вудивисса для р. Чиркова составил 7 баллов, что соответствует II классу чистоты водного объекта, в соответствии с ГОСТ 17.1.3.07-82 – категория «чистые реки».

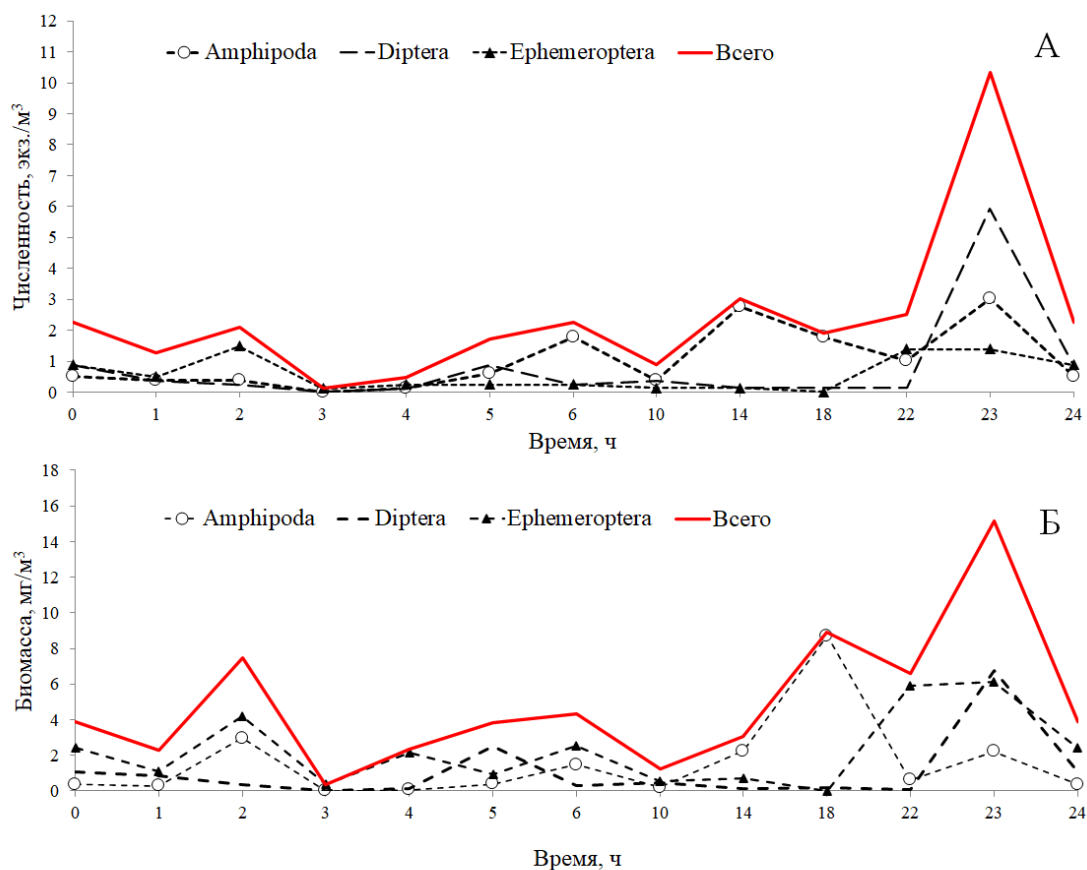


Рисунок – Суточная динамика численности (А) и биомассы (Б) сиртона р. Чиркова, июнь 2022 г.

К числу чувствительных таксонов, выявленных в исследуемых водотоках, относятся бокоплав *Eogammarus kygi* и *Eogammarus barbatus* (Tzvetkova, 1965), поденки, ручейники, из двукрылых насекомых – представители сем. Limoniidae и Simuliidae. Доля чувствительных организмов в общей численности бентоса составила 82 %, качество воды по шкале индекса SO оценивается как «очень хорошее» [3].

Список литературы

1. Астахов М.В. Дрифт беспозвоночных на предгорном участке реки Кедровая (Приморский край) в теплый период года // Биология внутренних вод. 2014. № 1. С. 52–52.
2. Богатов В. В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. Владивосток : Дальнаука, 1994. 218 с.
3. Введение в биомониторинг пресных вод: учебное пособие / Т.С. Вшивкова, Н.В. Иваненко, Л.В. Якименко, К.А. Дроздов. Владивосток: Изд-во ВГУЭС, 2019. 240 с.
4. Леванидова И.М. Бентос притоков Амура (эколого-фаунистический обзор) // Изв. ТИНРО. 1968. Т. 64. С. 181–289.
5. Методические рекомендации по сбору и определению зообентоса при гидробиологических исследованиях водотоков Дальнего Востока России: Методическое пособие. М.: ВНИРО, 2003. 95 с.

К ВОПРОСУ О КАЧЕСТВЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ РОССИЙСКОЙ
ФЕДЕРАЦИИ ПО ДАННЫМ МОНИТОРИНГА ГОСУДАРСТВЕННОЙ
НАБЛЮДАТЕЛЬНОЙ СЕТИ РОСГИДРОМЕТА

Н.Ю. Лавренко, О.Л. Романюк, И.П. Ничипорова
Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия,
o.romanuk@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: в статье представлен анализ результатов наблюдений, полученных в рамках мониторинга за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши Государственной наблюдательной сети Росгидромета. Приводится обобщенная информация об уровнях загрязненности поверхностных вод суши в 2024 году по гидрографическим районам, бассейнам крупных рек и субъектам Российской Федерации. В большинстве створов качество воды водотоков и водоемов оценивается 3-м классом, как «загрязненная» и «очень загрязненная» вода.

Ключевые слова: класс качества, бассейн реки, пункт наблюдений

ON THE ISSUE OF THE QUALITY OF SURFACE WATERS OF THE RUSSIAN
FEDERATION ACCORDING TO THE DATA OF THE STATE MONITORING
NETWORK OF THE RUSSIAN
HYDROMETEOROLOGICAL SERVICE

N.Y. Lavrenko, O.L. Romanyuk, I.P. Nichiporova
Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia,
o.romanuk@gidrohim.mecom.ru

Abstract: the article presents an analysis of the results of observations obtained in the framework of monitoring the state and pollution of surface waters of the State Monitoring Network of the Russian Hydrometeorological Service. Information on the levels of pollution of land surface waters in 2024 is summarized by hydrographic areas, basins of large rivers and subjects of the Russian Federation. In most observation points on the river, the water quality of watercourses and reservoirs is rated Class 3, as "polluted" and "very polluted" water.

Key words: quality class, river basin, observation point

Современная гидрохимическая ситуация в бассейнах рек определяется сочетанием специфических особенностей естественного природного фона и значительного техногенного преобразования ландшафтов. Общий объем антропогенных нагрузок на некоторые речные бассейны превышает потенциал самоочищения водных объектов. Несмотря на наметившуюся в последние годы положительную тенденцию уменьшения антропогенной нагрузки на водные

объекты, существенного улучшения качества поверхностных вод не происходит. Основными причинами этого являются:

- отсутствие на многих предприятиях в достаточной степени эффективных очистных сооружений;
- сброс в водные объекты неочищенных ливневых стоков с территорий больших городов, промышленных и сельскохозяйственных предприятий;
- большие объемы накопившихся загрязненных донных отложений, являющихся источниками вторичного загрязнения поверхностных вод.

На территории Российской Федерации мониторинг за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши осуществляется Государственной наблюдательной сетью (ГНС) Росгидромета. В настоящее время списочный состав сети режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши ГНС Росгидромета включает 1819 пунктов наблюдений (ПН), 2499 створов, расположенных на 1186 водных объектах – на 1034 водотоках и 152 водоёмах.

Динамика параметров состояния сети режимных наблюдений за загрязненностью поверхностных вод суши ГНС представлена на рисунке 1. В целом можно отметить, что количество водных объектов, охваченных гидрохимическими наблюдениями, и ПН на них за последние 5 лет (2019-2023 гг.) остается практически неизменным. В 2024 году количество водных объектов возросло на 0,7 %, а пунктов наблюдений – на 0,6 % за счет открытия пунктов наблюдений на территории деятельности ФГБУ «УГМС по ДНР» и ФГБУ «УГМС по ЛНР».

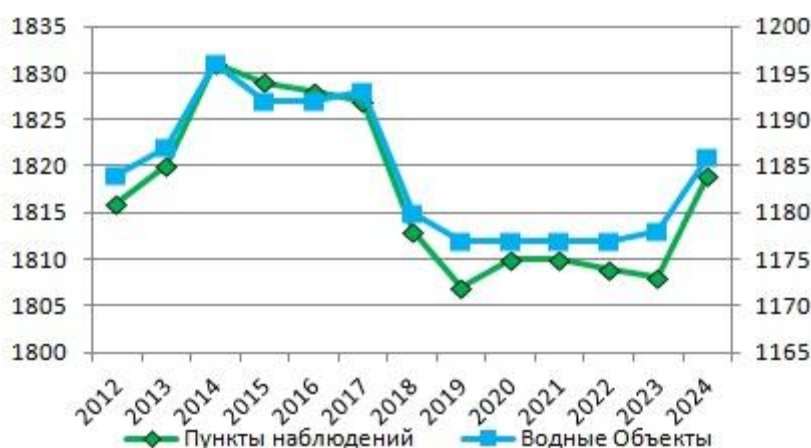


Рисунок 1 – Динамика наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши ГНС

Периодичность и сроки отбора проб устанавливаются в соответствии с РД 52.24.309-2016 [2]. В составе программы наблюдений для каждого пункта/створа определяется перечень определяемых показателей и число отборов в год по каждому из них. Обязательная программа привязана к прохождению основных фаз водного режима: на водотоках к основным гидрологическим фазам (ОГФ), на водоёмах к основным гидрологическим ситуациям (ОГС).

По состоянию на 2024 год к пунктам наблюдений 4-й категории относится большинство ПН на водотоках и водоёмах (58 %), чуть меньше к ПН 3-й категории – 39 %. На долю пунктов наблюдений 1-й и 2-й категории приходится 1 и 2 % соответственно. В прошедшем году в 27359 пробах воды выполнено 698888 определений по 103 показателям. Количество показателей, определяемых в разных управлениях, колеблется от 33 (ФГБУ «Камчатское УГМС») до 64 (ФГБУ «Дальневосточное УГМС»).

Система мониторинга качества поверхностных вод РФ направлена на решение таких сложных задач, как оценка динамики качества воды отдельных водных объектов, так и поверхностных вод Российской Федерации в целом.

На рисунке 2 представлены сравнительные данные о качестве воды водоемов и водотоков в 2020 и 2024 годах в целом на территории Российской Федерации, полученные с использованием статистических и комплексных оценок [3]. Очевидно, что качество большинства водных объектов РФ оценивается 3-м (как «загрязненная» и «очень загрязненная» вода), реже 4-м классом («грязная» и «очень грязная» вода).

По результатам мониторинга 2024 г. проведен анализ уровня загрязненности поверхностных вод суши по 8 гидрографическим районам. В разных гидрографических районах число створов, вода в которых оценивается 3-м классом (как «загрязненная» и «очень загрязненная») варьирует от 38,3 % (Карский) до 64,7 % (Каспийский). В пределах Карского гидрографического района преобладают створы, оцениваемые 4-м классом качества («грязная» и «очень грязная» вода) - 43,5 %. Вместе с тем, максимальное число створов, вода которых оценивается 1-м классом качества («условно чистая») отмечено в Черноморском гидрографическом районе (18,3 %), чуть меньше в Карском (8,4 %) и Азовском (4,3 %).

Анализ многолетней режимной гидрохимической информации, полученной ГНС Росгидромета показал, что наиболее значительным изменениям подвергаются средние и малые водные объекты в экономически развитых районах. Результаты наблюдений свидетельствуют о напряженной экологической обстановке в отдельных районах:

- нефтегазопромышленного комплекса Юго-Западной Сибири;
- на территории Ханты-Мансийского и Ямало-Ненецкого автономного округов;
- Кузбасса, где наибольшее развитие получили экологически вредные отрасли угольной, химической промышленности, черной и цветной металлургии;
- промышленных районов Урала, Алтая, Свердловской, Челябинской, Томской, Новосибирской и др. областей;
- промышленных центров, расположенных на малых реках.

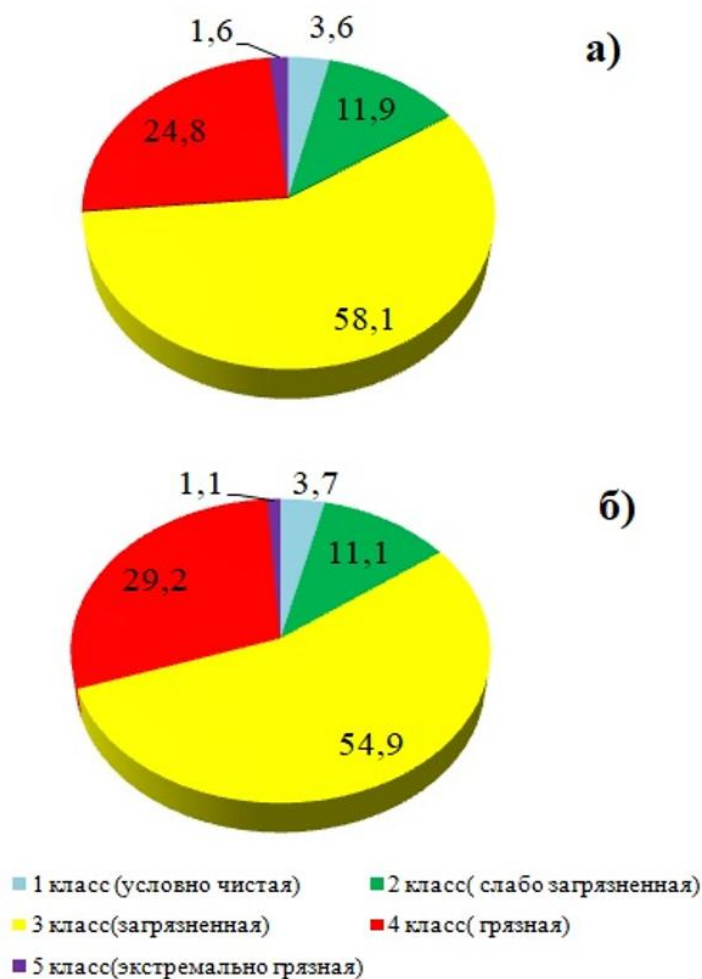


Рисунок 2 – Классы качества поверхностных вод суши в целом по РФ, %
(а – 2020 г.; б – 2024 г.)

На формирование поверхностных вод в условиях возрастающих антропогенных влияний значительную роль оказывают количество и качество сбрасываемых неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод в первую очередь предприятиями нефтедобывающей, горнодобывающей, металлообрабатывающей, целлюлозно-бумажной, энергетической промышленности, жилищно-коммунального и сельского хозяйств [1].

Особенно сильно негативное влияние хозяйственной деятельности сказывается на состоянии малых рек в крупных бассейнах: Волги, Оби, Амура, Северной Двины, а также рек на территории Кольского полуострова и Приморского края.

Вместе с тем, в ряде бассейнов рек в 2024 году отмечались створы хорошего качества, оцениваемые 1-м и 2-м классом, как «условно чистая» или «слабо загрязненная» вода. Так, к «условно чистым» относились створы водных объектов 10 бассейнов, в том числе:

- 66,6 % водные объекты Крыма (бассейн Черного моря);
- 20,0% бассейн р. Енисей;
- 18,2 % водные объекты Крыма (бассейн Азовского моря);
- 14,9 % бассейн р. Кубань;

- 13,0 % водные объекты Карелии (бассейн Белого моря);
- 3,4 % водные объекты полуострова Камчатка;
- 1,4 % бассейн р. Лена; 0,8 % бассейн р. Нева.

К «слабо загрязненным» относились створы водных объектов 15 бассейнов, в том числе:

- 62,1 % водные объекты полуострова Камчатка;
- 62,0 % водные объекты Карелии (бассейн Белого моря);
- 45,5 % реки Крыма (бассейн Азовского моря);
- 26,6 % водные объекты Крыма (бассейн Черного моря);
- 21,2 % бассейн р. Нева;
- 20,5 % бассейн р. Лена;
- 19,0 % водные объекты Кольского полуострова;
- 17,5% реки о. Сахалин;
- 16,0 % бассейн р. Енисей;
- 10,6 % бассейн р. Кубань;
- 7,7 % бассейн р. Дон;
- 6,3 % бассейн р. Волга;
- 6,0 % бассейн р. Печора;
- 3,9 % бассейн р. Обь.

Анализ качества воды водотоков и водоемов в разрезе субъектов РФ позволил выделить территории, где в 2024 году встречались створы 1-го класса («условно чистая» вода). Максимальное количество таких створов расположено на территории Иркутской области - 57,8 % и Республики Крым – 46,2 %. Помимо этого, 1-м классом качества оценивались створы водных объектов на территориях Курской и Ленинградской областей, Краснодарского и Камчатского краев, Республик Карелия, Карачаево-Черкесской и Северной Осетии – Алании.

Наиболее загрязненные створы, оцениваемые 5-м классом качества («экстремально грязная» вода) встречались во Владимирской, Смоленской, Тульской, Московской, Мурманской, Ростовской, Самарской, Свердловской, Тюменской, Новосибирской областях. Максимально доля таких створов приходилась на Владимирскую (11,8 %) и Смоленскую (9,5 %) области.

Резюмируя вышеизложенное, можно сделать следующие выводы:

1. Количество водных объектов, охваченных гидрохимическими наблюдениями в рамках мониторинга, проводимого ГНС Росгидромета, и пунктов наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши за последние 5 лет (2019-2023 гг.) остается практически неизменным. В 2024 году количество водных объектов возросло на 0,7 %, а пунктов наблюдений – на 0,6 %.

2. По состоянию на 2024 год большинство пунктов наблюдений на водотоках и водоёмах (58 %) относится к 4-й категории.

3. По состоянию на 2024 год максимальное количество створов в разрезе субъектов РФ, оцениваемых «условно чистой» водой, расположено на территории Иркутской области - 57,8 % и Республики Крым – 46,2 %.

Большинство створов 5-го класса качества («экстремально грязная» вода) встречалось на водных объектах Владимирской (11,8 %) и Смоленской (9,5 %) областей.

4. Качество большинства водных объектов РФ оценивается 3-м классом (как «загрязненная» и «очень загрязненная» вода), в 2024 году число таких створов - составило 54,9 %.

При ожидаемых изменениях климатических условий и гидрологического режима рек, развитие и оптимизация государственной наблюдательной сети (в том числе в части поверхностных вод) повысит оперативность, своевременность и достоверность информации о качестве и динамике качества поверхностных вод РФ.

Список литературы

1. Ежегодник «Качество поверхностных вод Российской Федерации за 2023 год» / ред. М. М. Трофимчук. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2024. 426 с.

2. РД 52.24.309-2016. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ "ГХИ", 2016. 103 с.

3. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 49 с.

НЕКОТОРЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ДИНАМИКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ РОССИИ

М. М. Трофимчук

ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия

m.trofimchuk@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: на основе результатов многолетних экспериментальных исследований модельных экосистем и оценки состояния более 100 водных объектов Европейской территории России и Сибири выявлен ряд закономерностей динамики термодинамического состояния водных экосистем, позволяющих судить о характере и уровне антропогенной нагрузки. В статье обсуждаются преимущества и перспективы применения предложенного подхода в мониторинге поверхностных вод.

Ключевые слова: водные экосистемы, концентрация растворенного кислорода, температура воды, энтропийный индекс, загрязнение, минерализация

SOME REGULARITIES OF THE DYNAMICS OF STATE OF AQUATIC ECOSYSTEMS IN RUSSIA

M.M. Trofimchuk

Federal state budget institution «Hydrochemical institute», Roston-na-Donu, Russia,

m.trofimchuk@gidrohim.mecom.ru

Abstract: based on the results of long-term experimental studies of model ecosystems and assessment of the state of more than 100 water bodies in the European territory of Russia and Siberia, a number of patterns in the dynamics of the thermodynamic state of aquatic ecosystems have been identified, allowing us to judge the nature and level of anthropogenic load. The article discusses the advantages and prospects for applying the proposed approach to monitoring surface waters.

Key words: aquatic ecosystems, dissolved oxygen concentration, water temperature, entropy index, pollution, mineralization

Введение

Одним из важных направлений мониторинга состояния и загрязнения поверхностных вод является оценка изменения состояния биологических систем при антропогенном воздействии [6]. Множество применяемых для этих целей методов [1–6, 8–9, 12, 18] не дают адекватной оценки состояния водных экосистем как целостных самоорганизующихся структур, функциональных единиц биосферы. На сегодняшний день причины этого представляются очевидными [13, 7].

Решение проблемы интегральной экологической оценки состояния водных объектов лежит в области термодинамики с ее макроскопическими подходами в описании сложных самоорганизующихся систем.

Ранее авторами работ [10–11, 14] была теоретически обоснована и экспериментально подтверждена возможность оценки состояния водных экосистем на основе продукционно-деструкционных показателей в термодинамической интерпретации.

Экспериментально был выявлен ряд фундаментальных закономерностей эволюции водных экосистем как подвергавшихся внешним, в том числе токсическим, воздействиям, так и ненарушенных.

Было установлено, что водным экосистемам внутренне присуще функционирование с регулярной сменой режимов: стационарные состояния, характеризуемые минимальными значениями скорости изменения отношения деструкции к продукции, перемежаются нестационарными режимами с резким возрастанием величины $\Delta(R/P)\Delta t^I$.

Устойчивые стационарные состояния водных экосистем вероятны в довольно узких пределах значений отношения деструкции к продукции. Области фазового пространства, лежащие в этих пределах, выступают в качестве аттракторов оптимального состояния экосистем. Возврат в эту область происходит даже после полной гибели живых компонентов экосистемы при их восстановлении.

Переход экосистем из одного состояния в другое происходит не плавно, а скачкообразно в моменты бифуркации, при нулевых значениях $\Delta(R/P)\Delta t^I$ и резком изменении направления фазовой траектории, благодаря чему появляется возможность надежно отделить одно состояние от другого и установить пороговые воздействия.

Под воздействием внешних факторов фазовый объем сокращается и, в случае превышения уровня воздействия выше критической величины, аттракторы формируются в другой области фазового пространства, при этом изменение фазового объема зависит от величины воздействия.

Реакция экосистем на внешние воздействия зависит от их исходного состояния (режима функционирования) в момент воздействия, характеризуемого величиной $\Delta(R/P)\Delta t^I$, которую можно интерпретировать как **удельную метаболическую мощность экосистемы**. Эта величина характеризует потенциальную возможность экосистемы использовать с необходимой скоростью необходимые энергетические ресурсы для сохранения своего состояния в изменившихся условиях и **может рассматриваться в качестве меры устойчивости экосистем к внешним, в т.ч. токсическим воздействиям**.

Несомненно, знание указанных закономерностей может быть полезно при проведении водоохранных мероприятий и принятии управленческих решений.

К сожалению, особенности организации мониторинга водных объектов, проводимого на государственной наблюдательной сети подразделениями Росгидромета, не позволяют выполнять продукционно-деструкционные исследования в классическом исполнении в необходимых масштабах. В то же

время величина $\Delta(R/P)\Delta t^1$ тождественна изменению энтропии экосистемы [14]. В свою очередь основой для расчета изменения энтропии водных экосистем в зависимости от условий существования могут служить гидрохимические показатели такие, как концентрация растворенного кислорода и температура воды [14].

Материалы и методы исследования

Для оценки состояния водных экосистем на основе изменения энтропии водных экосистем – энтропийного индекса, который рассчитывается по формуле $\Delta S_t = \ln T_2/T_1$, где T_1 – температура воды в водном объекте; T_2 – температура воды, соответствующая 100% насыщению кислородом при измеренной концентрации кислорода [14]. В основе метода лежит представление о биотическом балансе вещества и энергии, о сбалансированности процессов первичного фотосинтетического продуцирования и деструкции органического вещества. Изменение баланса, вызванное как естественными причинами, так и негативными антропогенными воздействиями, сопровождается соответствующим изменением энтропии водной экосистемы. Таким образом, изменение энтропии экосистемы (энтропийный индекс) характеризует изменение состояния экосистемы. Рост энтропии свидетельствует об ухудшении условий существования экосистем, усилении процессов деградации.

В рамках этого способа разработана формализованная шкала оценки, включающая пять градаций экологического состояния экосистем – от предельно благополучного (значение энтропийного индекса от -0,123 до 0,062) до предельно неблагополучного (значение энтропийного индекса от 0,250 до 0,312) (таблица 1) [15, 16].

Таблица 1 – Классификация экологического состояния

Класс состояния	Энтропийный индекс	Экологическое состояние
1	-0,123 – 0,062	Предельно благополучное
2	0,063 – 0,124	Благополучное
3	0,125 – 0,187	Удовлетворительное
4	0,188 – 0,249	Неблагополучное
5	0,250 – 0,312	Предельно неблагополучное

На основе предложенной классификации была проведена оценка состояния более 100 водных объектов Европейской территории и Сибири в различных широтных зонах с различными уровнями загрязнения по удельному комбинаторному индексу загрязнения воды (УКИЗВ) и различной минерализацией, как одним из существенных факторов окружающей среды природного происхождения. Для анализа использовался массив данных режимной гидрохимической информации за многолетний период (1980–2020 гг.) (таблица 2).

Таблица 2 – Сравнительная оценка состояния водных объектов (средние значения за период наблюдения; выборочные пункты)

Водный объект	Пункт наблюдений	Класс качества по УКИЗВ	Энтропийный индекс, ΔS_t	Класс благополучия	Сумма ионов, мг/дм ³
Зона тундры-лесотундры					
р. Печенга	п. Корзуново	4	0,017	1	75,0
р. Печора	г. Нарьян-Мар	3	0,081	2	84,4
р. Обь	г. Салехард	4	0,086	2	204,7
р. Енисей	г. Дудинка	3	0,030	1	118,1
оз. Имандра	г. Мончегорск	3	0,003	1	36,1
оз. Мюрю	с. Борогонцы	3	0,088	2	753,9
Зона тайги					
р. Печора	с. Усть-Цильма	3	0,024	1	95,5
р. Пельшма	г. Сокол	5	0,164	3	386,3
р. Енисей	г. Кызыл	3	0,021	1	150,0
р. Вычегда	д. Гавриловка	3	0,067	2	103,3
р. Северная Двина	г. Красавино	4	0,030	1	339,8
р. Ангара	д. Татарка	3	0,013	1	162,0
р. Иртыш	г. Ханты-Мансийск	3-4	0,074	2	176,6
р. Карабула	ст. Карабула	4	0,025	1	323,0
оз. Онежское	г. Петрозаводск	2	0,012	1	34,7
оз. Шира	устье р. Сон	4	0,021	1	12084,5
оз. Телецкое	Кыгинский залив	1-2	0,030	1	86,1
Зона смешанных и широколиственных лесов					
р. Нева	г. Кировск	3	0,008	1	77,2
р. Клязьма	г. Ковров	4	0,050	1	317,7
р. Казанка	г. Казань	4	0,016	1	863,5
р. Преголя	г. Калининград	5	0,025	1	2004,8
р. Блява	г. Медногорск	4	0,038	1	832,6
р. Протва	г. Веряя	4	0,026	1	367,9
оз. Неро	г. Ростов	3	0,049	1	314,5
Лесостепная и степная зоны					
р. Маныч	ст-ца Манычская	4	0,019	1	1548,8
р. Кундрючья	Устье	4	0,021	1	2082,3
р. Ср. Егорлык	г. Сальск	4	0,020	1	3195,4
р. Дон	г. Лиски	4	0,043	1	531,7
р. Обь	с. Фоминское	3	0,022	1	120,3
р. Иртыш	г. Омск	3	0,029	1	182,4
р. Алей	г. Алейск	4	0,080	2	414,4
оз. Ик	пгт Крутинка	3-4	0,038	1	1162,1
оз. Чебаркуль	г. Чебаркуль	3	0,030	1	423,5
р. Енисей	г. Дивногорск	1	0,021	3	107,7
р. Терек	г. Беслан	4	0,046	1	385,58

Результаты и их обсуждение

Первое, что обращает на себя внимание, это несоответствие класса качества воды (ККВ), установленного по УКИЗВ, и экологического состояния большинства водных объектов. Экосистемы 98% исследованных водных объектов находятся в благополучном и предельно благополучном состоянии, в то время как по степени загрязнения 91% водных объектов относится к категориям от загрязненных до предельно грязных (таблица 2). Этот факт еще раз подчеркивает, что недопустимо отождествление показателя загрязненности воды и состояния экосистемы.

Анализ многолетней динамики энтропийного индекса позволил выявить ряд характерных особенностей в динамике состояния водных экосистем. Типологические особенности водных объектов, обусловленные природно-климатическими условиями их формирования, не оказывают заметного влияния на функциональное состояние экосистем.

подавляющее большинство экосистем находятся в благополучном состоянии, при том, что минерализация среды обитания отличается на несколько порядков. Это отчетливо проявляется при сравнении различных водотоков, каждый из которых протекает в пределах одной природной зоны, и для озерных систем, расположенных в разных природных зонах. Так, состояние экосистем р. Печора в г. Нарьян-Мар с минерализацией $84,4 \text{ мг/дм}^3$ и р. Средний Егорлык, выше г. Сальск с минерализацией от 2271 до 5862 мг/дм^3 оценивается как благополучное и предельно благополучное соответственно. Еще один пример – предельно благополучное состояние экосистем оз. Телецкое с максимальной минерализацией воды $128,1 \text{ мг/дм}^3$ и оз. Шира, минерализация которого достигает $24420,4 \text{ мг/дм}^3$ (рисунок 1).

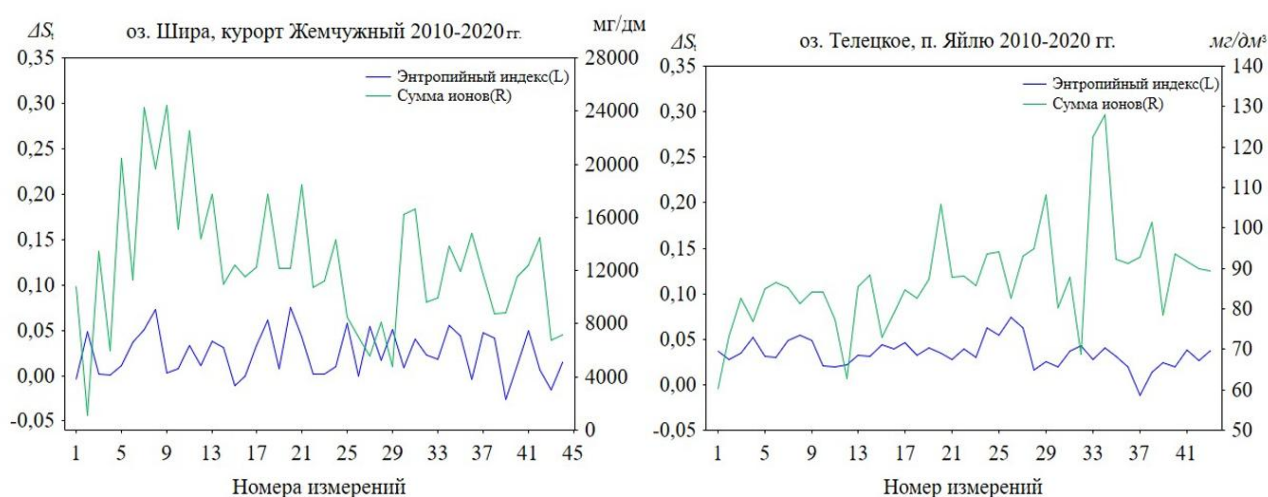


Рисунок 1 – Одинаковый уровень благополучия экосистем на фоне существенно различных уровней минерализации

Неизменная динамика энтропийного индекса водного объекта проявляется и на фоне значительных колебаний такого природного фактора, как температура (рисунок 2).

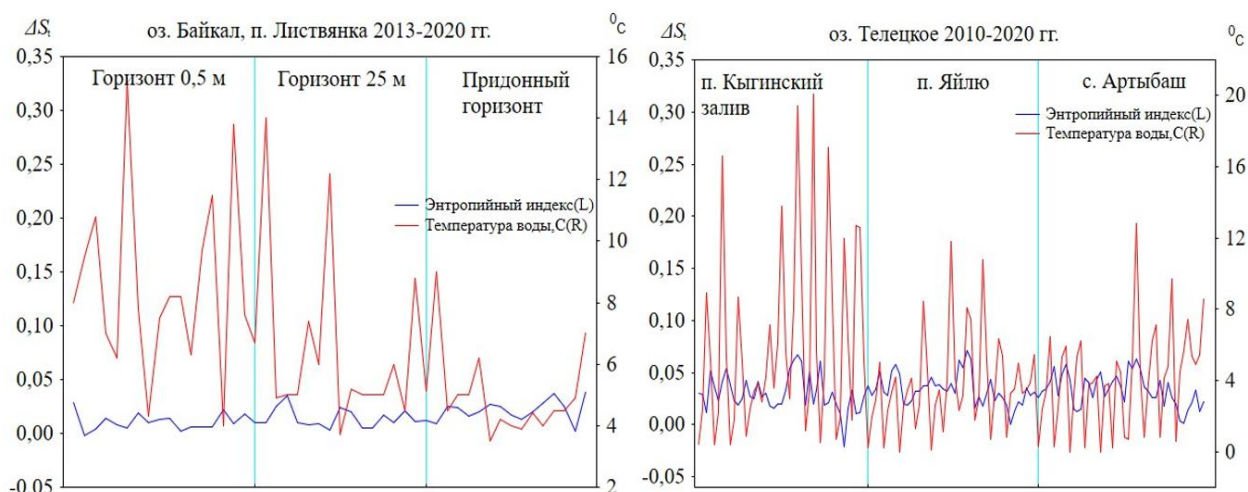


Рисунок 2 – Одинаковый уровень благополучия экосистем на фоне существенно различных температурных условий и различной пространственной локализации

Динамика энтропийного индекса благополучных экосистем в большинстве случаев носит выраженный сезонный характер: в холодное время года значения энтропии возрастают, а при повышении температуры и возобновлении фотосинтетической активности снижаются (рисунок 3).

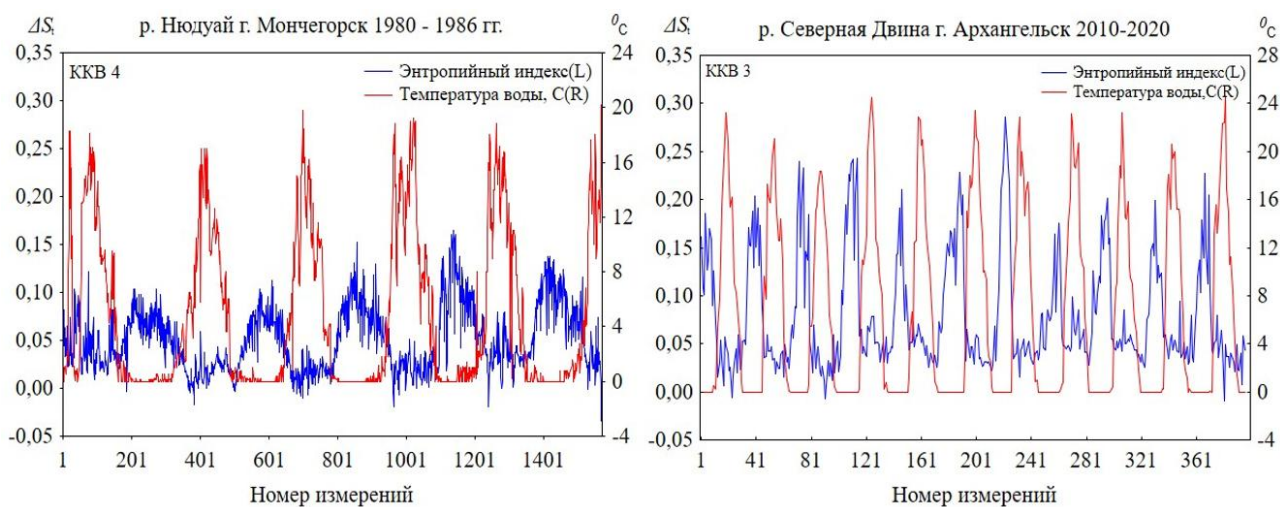


Рисунок 3 – Сезонная динамика температуры воды и энтропийного индекса водных экосистем

Существенное ухудшение качества воды проявляется в возрастании средних показателей энтропийного индекса и переходе экосистем в разряд менее благополучных. В этом случае оценка состояния водной экосистемы может соответствовать классу качества воды. В данном случае речь может идти о длительном интенсивном негативном воздействии загрязняющих веществ на водную экосистему, ограничивающем ее возврат в нормальное состояние (рисунок 4).

Энтропийный индекс хорошо отображает изменения состояния водных экосистем от истоков крупных рек к их устьевым областям. Такие изменения

могут быть обусловлены как различными условиями существования экосистем в различных природно-климатических зонах, в частности длительным периодом низких температур и ледостава, так и накопленным загрязняющим эффектом (рисунок 5).

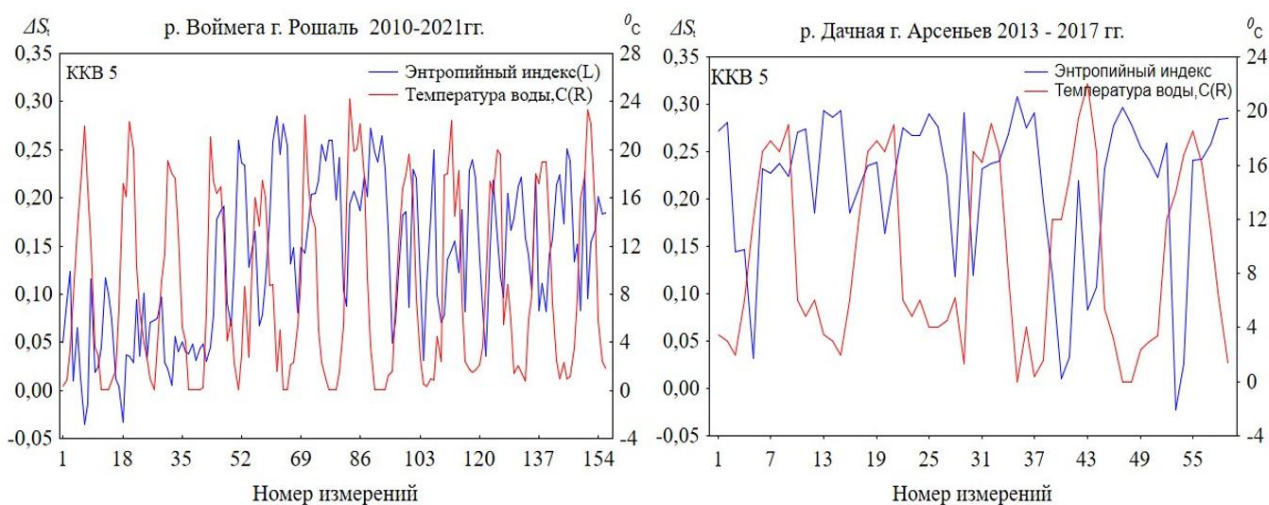


Рисунок 4 – Нарушение сезонной динамики и возрастание энтропийного индекса при высоком уровне загрязненности (класс качества воды по УКИЗВ – 5) на фоне сезонных колебаний температуры

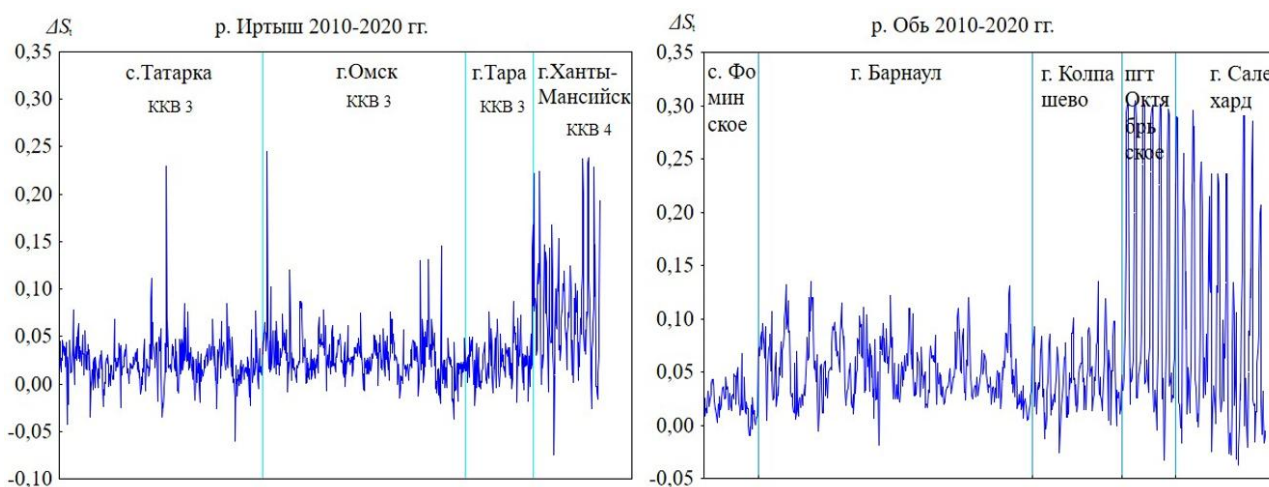


Рисунок 5 – Изменение энтропийного индекса водных объектов от истоков к устью

Отчетливо проявляется несоответствие класса качества воды и состояния экосистем при сопоставлении динамики энтропийного индекса вдоль течения от верхних створов к нижним. На фоне неизменного уровня загрязненности воды энтропийный индекс регистрирует ухудшение состояния экосистем в районе населенных пунктов и локальных источников загрязнения (рисунок 6). Аналогичная тенденция отмечается во временном аспекте (рисунок 7). Яркий пример – р. Преголя в пределах г. Калининград. На протяжении почти 30 лет по уровню загрязненности воду реки относят к четвертому классу качества. При этом состояние экосистемы было неблагоприятным в период 1990-1995 гг., а с

2013 года перешло в разряд благополучного. Такая же закономерность прослеживается для р. Воймега в г. Рошаль: в период 1989-2022 гг. класс качества воды 4 -5, в то время как очевидна тенденция к улучшению состояния экосистемы реки с 1989 по 2013 год, а затем резкое ухудшение состояния.

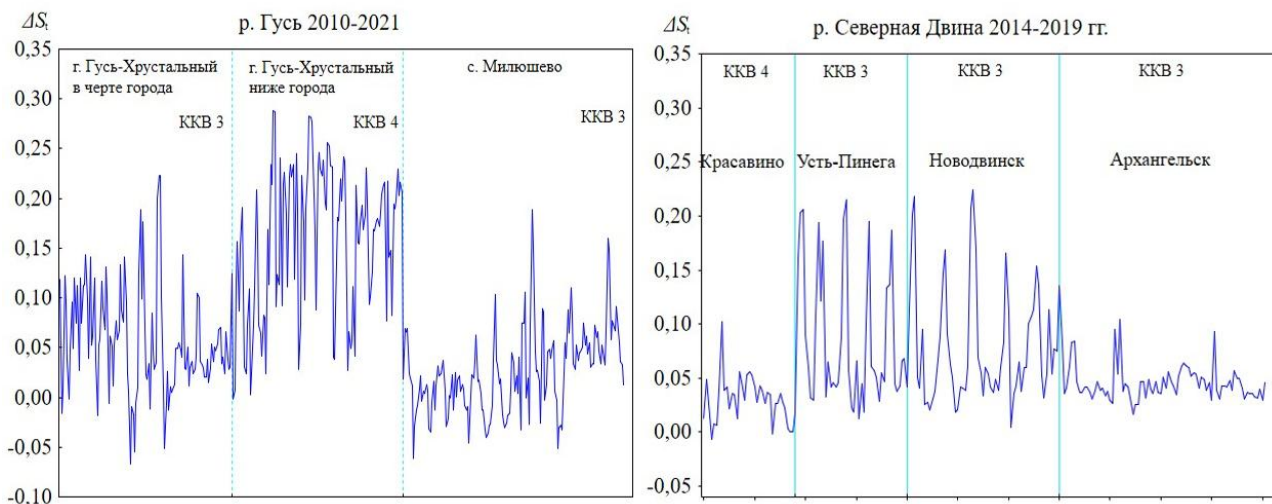


Рисунок 6 – Пространственные изменения состояния водных экосистем на фоне неизменного класса качества воды

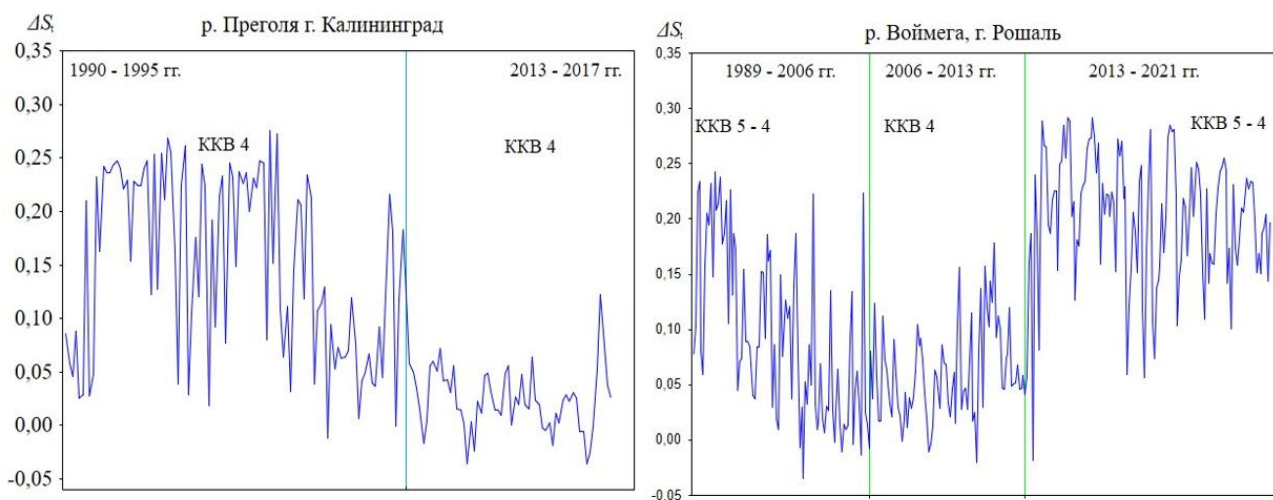


Рисунок 7 – Многолетнее изменение состояния водных экосистем на фоне неизменного класса качества воды

Анализ динамики энтропийного индекса позволил выявить ряд общих закономерностей, присущих водным объектам различной типологии, с существенно отличающимися условиями формирования гидрохимического режима и качеством воды. Между состоянием экосистемы, уровнем ее благополучия и степенью загрязненности водного объекта нет прямой связи. И это вполне объяснимо. Степень загрязнения характеризует качество окружающей среды, а отклонение энтропии от нормы – состояние экосистемы, существующей в данной окружающей среде, т. е. результат воздействия загрязнения. Состояние экосистемы, уровень ее благополучия, не всегда

связано со степенью загрязненности водного объекта по ряду причин, одна из которых – возможность адаптации экосистем к негативным воздействиям, другая – возможные трансформации загрязняющих веществ в природных водах, влекущие изменение их токсических свойств. Помимо этого, многие нормируемые вещества не являются ксенобиотиками и в тех или иных концентрациях постоянно присутствуют в водной среде, зачастую многократно превышая законодательно установленные нормы, при этом имея природный генезис. Водные экосистемы проявляют чрезвычайную лабильность, приспособившись к экстремальным условиям среды и сохраняя сбалансированное функционирование за счет изменения видового состава.

В этих условиях неправомерно классифицировать водный объект негативными категориями, не принимая во внимание состояние экосистемы. В тоже время очевидно, что реакция водных экосистем на загрязняющие вещества антропогенного происхождения может быть негативной. Увеличение концентрации загрязняющих веществ в воде до критического уровня или их продолжительное воздействие может превысить адаптационные возможности экосистем и привести к изменению их состояния, к той или иной степени деградации. Это проявляется нестабильной временной динамикой, нарушением сезонного ритма и повышенными значениями энтропийного индекса.

При использовании формализованной шкалы оценки состояния водных экосистем следует помнить, что теоретически обоснованными являются верхний и нижний пределы шкалы. Деление шкалы на пять классов в известной степени условно. При оценке степени благополучия экосистем необходимо учитывать динамический режим их функционирования, периоды стационарного состояния или отсутствие такового. Стационарный режим свидетельствует об установившихся связях и взаимодействиях между биотическими и абиотическими элементами экосистемы, сформировавшимися потоками вещества и энергии, характерными для данной экосистемы как целостной структуры. Иными словами, только стационарное состояние характеризует экосистему как таковую, как целостную структуру, и адекватно отображает условия среды обитания.

Экспериментально было установлено, что устойчивые стационарные состояния водных экосистем вероятны в довольно узких пределах значений отношения деструкции к продукции [10]. Области фазового пространства, лежащие в этих пределах, выступают в качестве аттракторов оптимального состояния экосистем. Возврат в эту область происходит даже после полной гибели живых компонентов экосистемы при их восстановлении (рисунок 8).

Биота экосистемы подстраивается под внешние условия таким образом, чтобы баланс деструкции и продукции сохранялся оптимальным независимо от структуры биотического сообщества. При этом проявляется своеобразный экологический гистерезис: смещение восстановленного состояния относительно исходного по координате $|V|$, характеризующей абсолютные значения деструкции (R) и продукции (P) [10].



Рисунок 8 – Фазовый портрет модельной экосистемы (мезоко́сма) в трехмерном фазовом пространстве (зеленый эллипс – начальное состояние, красный эллипс – импактное состояние, голубой эллипс – восстановленное состояние)

Таким образом, можно говорить о присущем экосистемам бистабильном состоянии. Причем только одно из них, характеризуемое средними значениями отношения деструкции к первичной продукции близкими к единице ($R/P \approx 1$), является устойчивым аттрактором, к которому стремится состояние экосистемы после спонтанных внутренних или экзогенных пертурбаций. Второе стационарное состояние («стационарный аттрактор») формируется как импактное под влиянием негативного экзогенного воздействия, и после снятия негативной нагрузки и (или) структурной перестройки происходит возврат экосистемы в область оптимального балансового отношения – $R/P \approx 1$ (рисунок 8).

Абстрагируясь от формализованной шкалы оценки состояния экосистем по энтропийному индексу (таблица 1), можно говорить о четырех состояниях экосистем: 1 – благополучное стационарное; 2 – неблагоприятное импактное стационарное; 3 – нестационарное переходное от благополучного к неблагоприятному; 4 – нестационарное переходное от неблагоприятного к благополучному. Средние значения энтропийного индекса или других термодинамических параметров состояния, характеризующие переходные состояния могут соответствовать благополучным оценкам, но динамика параметров переходных периодов в отличие от стационарных нестабильна.

Такая градация состояний более адекватно отражает динамику состояний экосистем. Однако на практике в условиях государственной наблюдательной сети вряд ли реализуема из-за недостаточной частоты измерений необходимых показателей – концентрации растворенного кислорода и температуры воды. Но даже без опоры на формализованные оценки энтропийный индекс хорошо отображает пространственно-временные тенденции состояний водных экосистем (рисунки 1-7).

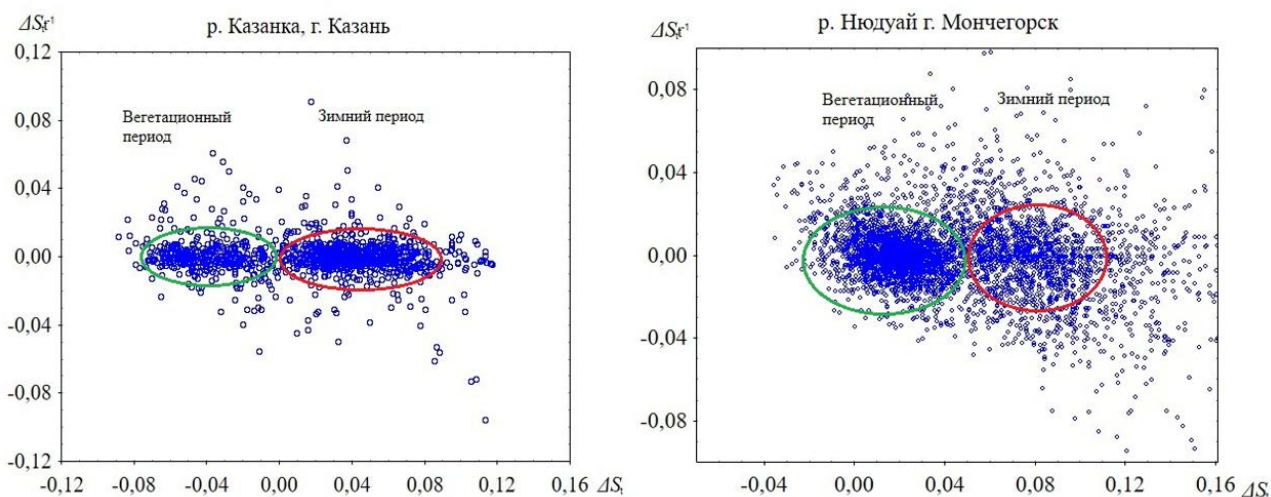


Рисунок 9 – Сезонное бистабильное состояние экосистемы р. Казанка в г. Казань. По данным ежедневных измерений концентрации кислорода и температуры воды в период 2015 – 2019 гг.; р. Ньюдауй в г. Мончегорск по ежедекадным измерениям в период 1980– 2008 гг.

Как проявление свойства бистабильности экосистем можно рассматривать сезонные колебания энтропийного индекса (рисунок 9).

Бистабильное состояние водных экосистем можно рассматривать как проявление колебательного характера динамики состояния. Причиной колебательной динамики процессов могут быть как свойства самой системы, когда величины изменяются периодически без какого-либо периодического воздействия извне, подобные системы относятся к классу автоколебательных, так и внешние периодически воздействующие на систему факторы.

Исследуя водные экосистемы на предмет оценки их состояния, важно установить причины и характер колебаний величин, характеризующих состояние. Поскольку колебательная динамика параметров состояния водных экосистем представляет собой в известной мере детерминированный процесс, знание ее особенностей дает возможность прогнозировать состояние водных экосистем.

Исследуя динамику состояния экосистем за период в несколько десятилетий, впервые установили статистическую связь 10-12 и 20-22-летних циклов состояния водных экосистем ряда водных объектов с периодами повышенной солнечной активности по Вольфу (рисунок 10) [17].

Следует отметить, что нарушение многолетних циклов так же, как и циклов меньшей периодичности может быть вызвано изменением гидрологических условий и негативными антропогенными воздействиями различной природы.

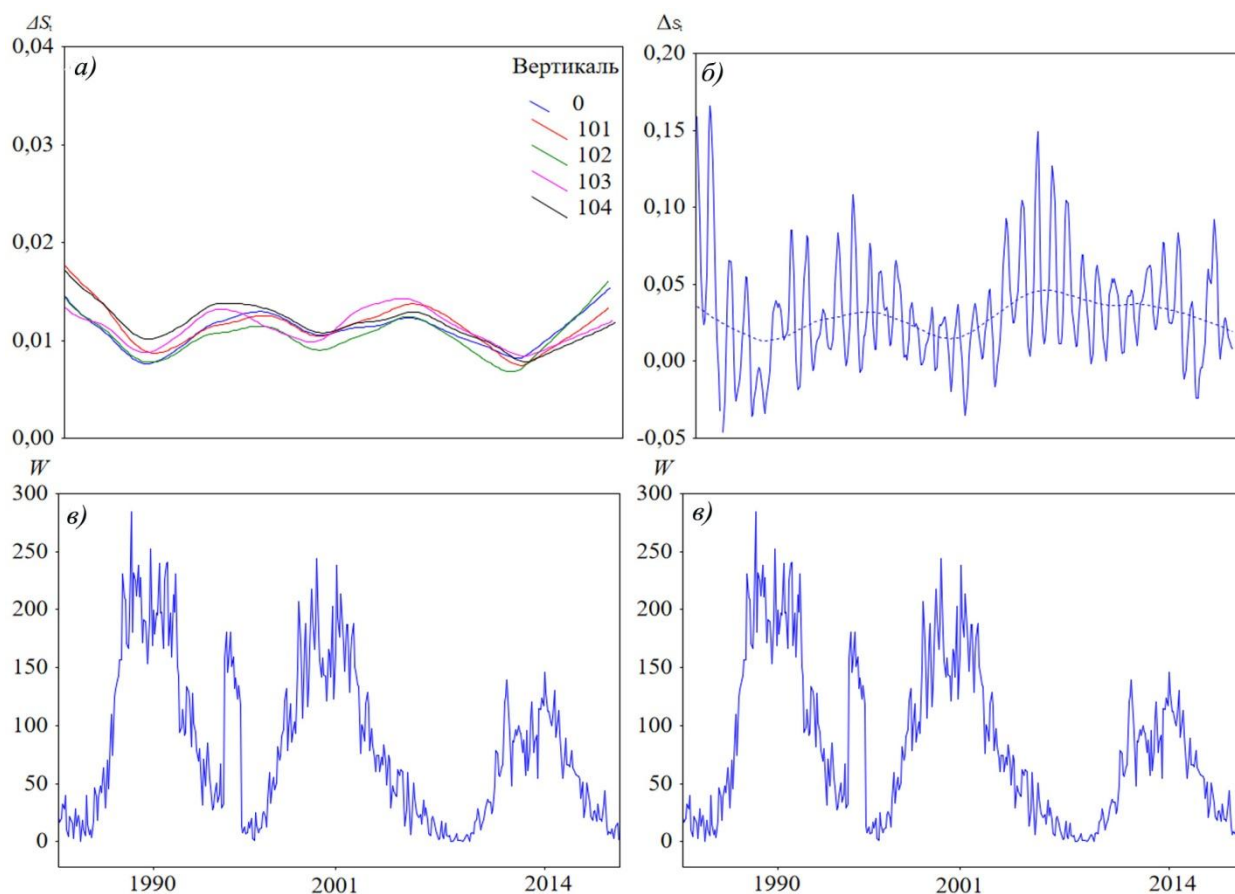


Рисунок 10 – Многолетние циклы изменения энтропии ΔS_t водных экосистем (а, б), соответствующие многолетним циклам солнечной активности по Вольфу (в): а) оз. Байкал, все вертикали 100-метрового полигона в районе БЦБК (аппроксимация робастной регрессией); б) р. Блява, выше г. Медногорск (пунктирная линия – аппроксимация робастной регрессией); в) график солнечной активности за период с 13 июня 1985 г. по 25 сентября 2021 г. по данным Института прикладной геофизики имени академика Е. К. Федорова

Заключение

Оценка состояния водных экосистем – одно из направлений мониторинга состояния и загрязнения вод. Не менее важной задачей является оценка качества, в том числе уровня загрязнения воды водных объектов, как среды обитания важных рыбохозяйственных объектов – промысловых рыб и беспозвоночных и их кормовой базы, и как источника питьевого водоснабжения. В этом случае необходимо владеть информацией о качестве воды водных объектов, в том числе о концентрациях загрязняющих веществ.

Поэтому следует отметить, что для оценки состояния конкретных водных объектов, необходим детальный анализ всего комплекса гидрохимических и гидробиологических показателей. Чрезмерное сворачивание информации может в отдельных случаях приводить к ошибочным оценочным суждениям.

Тем не менее, на наш взгляд, очевидна целесообразность практического применения термодинамической оценки состояния водных экосистем по энтропийному индексу. Предлагаемый подход устанавливает связь между традиционными гидрохимическими показателями качества воды –

растворенным кислородом и температурой воды, и термодинамическими параметрами состояния водной экосистемы и позволяет оценивать интегральное состояние водных экосистем как целостных структур на основе термодинамических параметров. То есть, величинами и в терминах единых для всего многообразия водных объектов, что в известном смысле снимает проблему специфики водных объектов.

Базой для расчета энтропийного индекса служат регулярные данные, получаемые на государственной наблюдательной сети на пунктах всех категорий. Расчет термодинамических параметров состояния основан на инструментальных измерениях, что исключает экспертный субъективизм при оценке состояния экосистем и сводит к минимуму операционные ошибки. Инструментальные измерения, простой алгоритм расчетов и возможность передачи данных по беспроводным каналам связи позволяют организовать мониторинг состояния водных экосистем практически в режиме реального времени. Предложенный способ оценки экологического состояния водных объектов может послужить основой для оптимизации системы мониторинга состояния и загрязнения поверхностных вод суши. Оценивая термодинамическое состояние водных экосистем в конкретных физико-химических условиях, тем самым оценивается комплексное воздействие загрязняющих веществ. Энтропийный индекс может являться финальной оценкой экологического состояния водного объекта, если таковое отнесено к разряду благополучного. В случае оценки водных объектов как неблагополучных, может служить основой для принятия решения о более детальном исследовании. Такой дифференцированный подход к оценке экологического состояния дает возможность сокращения количества наблюдений за загрязняющими веществами в благополучных водных объектах и более детальном исследовании неблагополучных.

Список литературы

1. Абакумов В. А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-Английского семинара. Л.: Гидрометеоздат, 1977. С. 93–99.
2. Булгаков Н. Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирования факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии. 2002. т. 122. №2. С. 115–135.
3. Винберг Г.Г. и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-Английского семинара. Л.: Гидрометеоздат, 1977. С. 124–131.
4. Вудвис Ф. Биотический индекс реки Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-Английского семинара. Л.: Гидрометеоздат, 1977. С. 132–161.

5. Жукинский В.Н., Оксюк О.П., Цееб Я.Я., Георгиевский В.Б. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества вод // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-Английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 43–53.
6. Израэль Ю. А., Экология и контроль состояния природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 376 с.
7. Керженцев А.С. Новое перспективное научное направление // Вестник Российской академии наук. 2012. т. 82, №5. С. 432–440.
8. Макрушин А. В. Биоиндикация загрязнений внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М.:Наука, 1978. С. 123–137.
9. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 276 с.
10. Никаноров А. М., Трофимчук М.М. Термодинамика внутриводоемных процессов в пресноводных экосистемах при антропогенном воздействии // Водные ресурсы. 2011. т. 38, № 4. С. 454–463.
11. Никаноров А. М., Трофимчук М.М. Метаболическая мощность экосистем как мера их устойчивости к внешним воздействиям // Доклады академии наук. 2013. т. 448, № 3. С. 338–341.
12. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 240 с.
13. Трофимчук М.М. Термодинамическая оценка состояния водных объектов и уровней их загрязнения в разных природно-климатических зонах России // Метеорология и гидрология. 2023, № 5. С. 32–40.
14. Трофимчук М.М. О возможности оценки экологического состояния водных объектов на основе энтропии // Метеорология и гидрология. 2018, № 7. С. 80–86.
15. Трофимчук М.М. Способ оценки экологического состояния водных объектов. Патент на изобретение № 2721713. 21 мая 2020 г.
16. Трофимчук М.М. Энтропийный индекс – Новые возможности в оценке экологического состояния водных экосистем // Метеорология и гидрология. 2020, № 11 С. 46–52
17. Трофимчук М.М. Циклические процессы водных экосистем // Метеорология и гидрология. 2025, № 1. С. 5–13.
18. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. М.: Изд-во СЭВ, 1983. 372 с.

К ВОПРОСУ О ВЛИЯНИИ ВАНАДИЯ И МОЛИБДЕНА НА
ФИТОПЛАНКТОН В ЭКСПЕРИМЕНТЕ НА ПРИРОДНОЙ ВОДЕ

В.О. Хорошевская, Л.М. Предеина, К.Ю. Дергачев,

Е.С. Килейнова, Н.С. Тамбиева, И.А. Рязанцева

Федеральное государственное бюджетное учреждение

«Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия, vv.z2@yandex.ru

Аннотация: Представлены результаты лабораторного эксперимента на природной воде из р. Дон по изучению влияния анионных форм V и Mo в концентрациях 5 и 25 мкг/л на фитопланктон. Установлено, что наиболее значительное увеличение численности цианобактерий, диатомовых, зеленых водорослей и в целом фитопланктона отмечено при комбинированном воздействии относительно сопоставимых низких или высоких концентраций V и Mo, где выявлен синергический эффект. Наиболее сильный стимулирующий эффект на биомассу выявлен для зеленых водорослей при раздельном внесении в природную воду 5 мкг/л Mo и 25 мкг/л V.

Ключевые слова: фитопланктон, численность, биомасса, ванадий, молибден, природная вода

TO THE QUESTION OF THE INFLUENCE OF VANADIUM AND
MOLYBDENUM ON PHYTOPLANKTON IN AN EXPERIMENT ON NATURAL
WATER

V.O. Khoroshevskaya, L.M. Predeina, K.Yu. Dergachev,

E.S. Kileynova, N.S. Tambieva, I.A. Ryazantseva

Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, vv.z2@yandex.ru

Abstract: The results of a laboratory experiment on natural water from the Don River to study the effect of anionic forms of V and Mo in concentrations of 5 and 25 µg/l on phytoplankton are presented. It was found that the most significant increase in the number of cyanobacteria, diatoms, green algae and phytoplankton in general was noted with the combined effect of relatively comparable low or high concentrations of V and Mo, where a synergistic effect was revealed. The strongest stimulating effect on biomass was found for green algae with separate introduction of 5 µg/l Mo and 25 µg/l V into natural water.

Key words: phytoplankton, number, biomass, vanadium, molybdenum, natural water

Введение

Фитопланктон – один из важнейших элементов водных экосистем, определяющих их продуктивность и участвующих в формировании химического состава и качества вод. Развитие фитопланктона зависит от

множества факторов, включая наличие микроэлементов, в числе которых большой перечень тяжелых металлов. Роль металлов в метаболизме живых организмов многогранна и ещё недостаточно изучена. К наименее изученным с этой стороны металлам относятся V и Mo.

Известно, что биогеохимическая судьба V и Mo связана с их участием в биохимических процессах. V относится к группе химических элементов, которые постоянно содержатся в клетках растительных организмов, входят в состав ферментов, гормонов, витаминов. По имеющимся сведениям V, наряду с железом, участвует в процессах фотосинтеза фитопланктона [10].

Mo также играет важную роль в функционировании живых организмов, поскольку входит в структуру активных центров более 20 окислительно-восстановительных ферментов, в том числе нитрогеназы, нитратредуктазы, альдегидоксидазы [12]. Эти ферменты являются ключевыми в развитии фитопланктона. Нитрогеназа участвует в фиксации свободного азота, нитратредуктаза катализирует восстановление нитратов до нитритов, альдегидоксидаза – окисление пиримидиновых и пуриновых оснований, входящих в состав АТФ, РНК и ДНК. Имеются сведения об участии Mo в процессе образования хлорофилла [4]. Таким образом, присутствие Mo в поверхностных водах необходимо для нормального функционирования фитопланктона.

С другой стороны, V и Mo могут проявлять токсическое воздействие на живые организмы, в связи с чем их концентрации в воде нормируются. Для водных объектов рыбохозяйственного значения ПДК для обоих металлов составляют 0,001 мг/л.

В исследованиях [5, 9] изучено влияние анионных форм V и Mo в широком диапазоне концентраций, от 0,0005 до 0,1 мг/л, на численность и биомассу природного фитопланктона в эксперименте на воде из р. Дон. Установлены концентрации металлов при их раздельном добавлении в воду, оказывающие стимулирующее воздействие на представителей разных отделов фитопланктона: цианобактерий, зеленых, диатомовых и криптофитовых водорослей.

В нижнем течении р. Дон установлены повышенные, превышающие ПДК для водных объектов рыбохозяйственного значения, концентрации V и Mo. В этой связи цель данной работы состояла в изучении комбинированного влияния анионных форм V и Mo на численность и биомассу природного фитопланктона в условиях Нижнего Дона.

Материалы и методы исследования

Эксперимент по изучению влияния V и Mo на численность и биомассу фитопланктона в речной воде проводили в течение 3-х суток с 01.07.2024 г. по 04.07.2024 г. в лабораторных условиях при естественном освещении в стеклянных аквариумах вместимостью 10 л. Воду для экспериментов отбирали 30.06.2024 г. в реке Дон на участке, расположенном выше мест сброса сточных вод, ниже водосброса гидроузла г. Константиновск. Географические координаты точки отбора: широта – 47°56'86'' с. ш., долгота – 41°09'91'' в. д.

V и Mo добавляли в воду в анионных формах в виде ортованадата натрия Na_3VO_4 и молибдата натрия Na_2MoO_4 в концентрациях 5 и 25 мкг/л V и Mo в отдельности и в сочетаниях: 5 мкг/л V + 5 мкг/л Mo; 5 мкг/л V + 25 мкг/л Mo; 25 мкг/л V + 5 мкг/л Mo; 25 мкг/л V + 25 мкг/л Mo. Один аквариум был без добавок V и Mo и служил в качестве контроля.

В воде, отобранной для эксперимента (исходной) и по его окончании во всех аквариумах, включая контрольный, определяли видовой состав, численность и биомассу фитопланктона. Обработку гидробиологических проб проводили в соответствии с [1, 2, 6, 7]. Погрешность метода отстаивания, используемого для количественного определения численности и биомассы фитопланктона, составляет 34 % [3]. В этой связи значимыми считали отклонения от контроля значений этих величин, превышающие 34 %.

Одновременно в аквариумах контролировали температуру воды, pH и концентрации биогенных элементов по [6]. В воде из р. Дон, отобранной для эксперимента, определяли концентрации V и Mo атомно-абсорбционным методом [6].

Результаты исследования

В воде, отобранной для эксперимента в р. Дон, концентрация растворенных форм V составляла 8,3 мкг/л, Mo – 1,4 мкг/л, значения pH, равные 7,97, не выходили за пределы нормативных требований для водных объектов рыбохозяйственного значения. Концентрации минеральных форм азота и фосфора были характерными для этого периода года, соответствовали мезотрофному состоянию водного объекта и не превышали ПДК: 0,042 мг/л фосфора фосфатов, 0,07 мг/л азота аммонийного, 0,064 мг/л азота нитратного и 0,005 мг/л азота нитритного.

Численность и биомасса фитопланктона в исходной воде составили соответственно 394 тыс. кл/л и 135,2 мг/м³. Доминирующий комплекс представлен цианобактериями, диатомовыми и зелеными водорослями. По численности преобладали зеленые водоросли (56 %), по биомассе – диатомовые (44,6 %). В небольших количествах встречались эвгленовые и криптофитовые водоросли. Массовые виды цианобактерий представлены *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend Elenk и *Oscillatoria woronichinii* Anissim, диатомовых водорослей – *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr, *Stephanodiscus hantzschii* Grun и *Aulacosira granulata* (Ehr.) Ralfs, зеленых – *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb и *Pandorina morum* (Mull.) Bory.

В течение эксперимента температура воды изменялась в пределах 24–26 °С. По сравнению с исходными значениями pH немного сместился в щелочную зону, изменяясь от 8,37 до 8,43. Концентрации фосфора фосфатов по сравнению с исходными значениями во всех аквариумах, включая контрольный, практически не изменились и варьировали в пределах 0,40–0,53 мг/л. Концентрации нитратного азота несколько уменьшились до 0,057–0,060 мг/л, нитритного азота, напротив, возросли до 0,008–0,011 мг/л. Наибольшие изменения отмечены для аммонийного азота. В контрольном аквариуме концентрация аммонийного азота составила 0,063 мг/л, в опытных – варьировала в пределах 0,044–0,117 мг/л. Минимальные концентрации

аммонийного азота отмечены в аквариумах с добавками 5 мкг/л Мо и комбинированном внесении по 25 мкг/л V и Мо, максимальные – при комбинированном внесении 25 мкг/л V и 5 мкг/л Мо.

Результаты изменения показателей развития фитопланктона в целом и его основных отделов при разных вариантах добавок V и Мо представлены в таблицах 1 и 2. В контрольном аквариуме через 3-е суток изменения численности и биомассы фитопланктона в основном не выходили за пределы погрешности методики. В опытных аквариумах, как показатели развития фитопланктона в целом, так и основных отделов, формирующих доминирующий комплекс водорослей, по-разному реагировали на добавки различных концентраций V и Мо в отдельности и их сочетаний.

Значимое увеличение численности фитопланктона в целом наблюдалось при внесении 5 мкг/л Мо, а также при одновременном внесении одинаковых концентраций обоих металлов, когда отмечено усиление эффектов, выявленных при добавках каждого металла в отдельности (таблица 1). Явно выраженное стимулирующее влияние на биомассу фитопланктона отмечено лишь в случае добавки 5 мкг/л Мо (таблица 2). В остальных вариантах эксперимента отмечена тенденция снижения биомассы водорослей по сравнению с контролем, либо явно выраженный эффект не проявлялся.

При анализе влияния добавок анионных форм V и Мо на цианобактерии также в основном выявлен стимулирующий эффект Мо, как в отдельности, так и сочетании с V. Обе концентрации V при отдельном внесении практически не влияли на численность синезеленых. Повышение численности цианобактерий на 61 % отмечено при добавке 5 мкг/л Мо. Комбинированное внесение низких концентраций металлов также приводило к увеличению численности цианобактерий, однако присутствие V снижало стимулирующий эффект Мо до 37 %. Наибольшее увеличение численности синезеленых, на 73 %, наблюдалось в варианте сочетания высоких концентраций V и Мо, в котором выявлялся синергизм воздействия этих металлов. Стимулирование роста цианобактерий отмечено также при сочетании 25 мкг/л V и 5 мкг/л Мо. Однако в данном случае металлы проявляют антагонизм при воздействии на численность цианобактерий.

В отличие от численности цианобактерий их биомасса при внесении обеих концентраций V снижалась на 45 и 48 % по сравнению с контрольным аквариумом. В остальных вариантах эксперимента наблюдалась тенденция к снижению биомассы синезеленых при отклонениях, не выходящих за пределы погрешности методики.

Таблица 1 – Численность фитопланктона в эксперименте с добавками V и Mo в природную воду из р. Дон

Схема эксперимента	Общая численность		Численность цианобактерий		Численность диатомовых водорослей		Численность зеленых водорослей		
	тыс. кл/л	Отклонение от контроля, %	тыс. кл/л	Отклонение от контроля, %	тыс. кл/л	Отклонение от контроля, %	тыс. кл/л	Отклонение от контроля, %	
Исходная вода (01.07.2024 г.)	394		138		63		192		
Контрольный аквариум	387		89		80		217		
Концентрации добавок V и Mo	5 мкг/л V	267	-31	75	-16	54	-32	137	-37
	5 мкг/л Mo	537	39	143	61	120	50	274	26
	5 мкг/л V + 5 мкг/л Mo	618	60	122	37	102	28	394	82
	25 мкг/л V	286	-26	86	-3	119	49	80	-63
	25 мкг/л Mo	321	-17	78	-12	56	-30	187	-14
	25 мкг/л V + 25 мкг/л Mo	795	105	154	73	238	98	403	86
	5 мкг/л V + 25 мкг/л Mo	473	22	73	-18	48	40	350	62
	25 мкг/л V + 5 мкг/л Mo	481	24	123	38	152	90	205	-5
Примечание: значимые отклонения численности от контроля выделены жирным шрифтом									

При внесении в природную воду добавок V и Mo более сильные изменения численности и биомассы выявлены у диатомовых водорослей. При этом выраженный угнетающий эффект не был установлен. Некоторое увеличение численности диатомовых водорослей, на 40-50 %, отмечено при низкой концентрации Mo и высокой концентрации V. Наиболее сильный стимулирующий эффект на развитие диатомовых наблюдался при сочетании 25 мкг/л V и 25 мкг/л Mo – увеличение численности водорослей здесь достигло 98 %. В данном сочетании концентраций металлов присутствие Mo усилило стимулирующее влияние V на численность водорослей, т.е. выявлялся синергический эффект комбинированного воздействия V и Mo. Сочетание разных концентраций этих металлов также вызывало увеличение численности диатомовых водорослей. В случае высокой концентрации V отмечен синергизм воздействия этих металлов, низкой концентрации V – антагонизм.

Увеличение биомассы диатомовых отмечено только в двух вариантах: при добавке 5 мкг/л Mo их биомасса возросла на 222 %, 25 мкг/л V – на 85 %. В остальных случаях выявлена тенденция к снижению биомассы этих водорослей от 40 до 67 %, за исключением комбинированного внесения с высокой концентрацией V (25 мкг/л), при котором воздействие металлов практически не выявлялось.

Таблица 2 – Биомасса фитопланктона в эксперименте с добавками V и Mo в природную воду из р. Дон

Схема эксперимента	Общая биомасса		Биомасса цианобактерий		Биомасса диатомовых водорослей		Биомасса зеленых водорослей		
	мг/м ³	Отклонение от контроля, %	мг/м ³	Отклонение от контроля, %	мг/м ³	Отклонение от контроля, %	мг/м ³	Отклонение от контроля, %	
Исходная вода (01.07.2024 г.)	135,2		47,0		60,3		21,0		
Контрольный аквариум	185,8		67,0		96,0		18,0		
Концентрации добавок V и Mo	5 мкг/л V	112,0	-40	34,5	-48	41,4	-67	13,7	-24
	5 мкг/л Mo	372,6	101	46,8	-30	308,9	222	16,9	-6
	5 мкг/л V + 5 мкг/л Mo	123,6	-33	60,1	-10	45,4	-53	18,1	1
	25 мкг/л V	233,8	26	37,0	-45	177,8	85	7,6	-58
	25 мкг/л Mo	122,3	-34	49,0	-27	54,7	-43	18,6	3
	25 мкг/л V + 25 мкг/л Mo	167,4	-10	64,1	-4	81,4	-15	21,9	22
	5 мкг/л V + 25 мкг/л Mo	133,7	-28	47,5	-29	57,3	-40	21,3	18
	25 мкг/л V + 5 мкг/л Mo	189,5	2	63,7	-5	102,4	7	17,1	-5
Примечание: значимые отклонения биомассы от контроля выделены жирным шрифтом									

Зеленые водоросли, которые в контрольном аквариуме преобладали по численности (56 %), но значительно уступали по биомассе (9,6 %) диатомовым водорослям и цианобактериям, также по-разному реагировали на добавки V и Mo. Обе концентрации V вызывали снижение численности зеленых водорослей по сравнению с контролем, при этом с увеличением концентрации V возрастал эффект воздействия с 37 до 63 %. Обе концентрации Mo при отдельном внесении практически не влияли на численность зеленых водорослей. В вариантах с сочетанием либо низких, либо высоких концентраций V и Mo наблюдалось еще более значительное повышение численности зеленых: на 82 и 86 % соответственно. При сочетании 5 мкг/л V и 25 мкг/л Mo численность зеленых водорослей увеличивалась на 62 %, обратное соотношение концентраций металлов практически не оказывало влияния на этот показатель.

Значимое изменение биомассы зеленых водорослей, снижение на 58 %, отмечено лишь в одном аквариуме при внесении 25 мкг/л V.

Заключение

Обобщение полученных результатов показало, что обе концентрации V, 5 и 25 мкг/л, при раздельном внесении в аквариумы практически не влияли на развитие цианобактерий и диатомовых водорослей и оказывали угнетающий эффект на представителей зеленых водорослей, которое усиливалось с

увеличением концентрации металла. Численность зеленых водорослей по сравнению с контролем снижалась на 37 и 63 %, биомасса – на 24 и 58 %.

Добавка Mo в концентрации 5 мкг/л стимулировала рост цианобактерий и диатомовых водорослей, численность которых увеличивалась на 61 и 50 % соответственно, но не влияла на биомассу основных отделов фитопланктона. При более высокой концентрации Mo, 25 мкг/л, наблюдалось увеличение численности и биомассы диатомовых водорослей соответственно на 49 и 85 % и снижение обоих показателей у зеленых водорослей на 63 и 58 %.

Эти результаты несколько отличаются от полученных ранее [5, 9], в которых V оказывал стимулирующий эффект преимущественно на численность зеленых водорослей, а добавки Mo приводили к увеличению биомассы практически всех отделов доминирующего комплекса фитопланктона и снижению их численности. Одной из причин таких различий может быть более низкая концентрация V в воде р. Дон, отобранной для эксперимента, которая была ниже предела обнаружения методики (< 2 мкг/л). В данной работе исходная концентрация V составила 8,3 мкг/л. Вполне вероятно предположить, что фитопланктон в р. Дон адаптировался к таким высоким концентрациям V и их дальнейшее увеличение в проведенном эксперименте уже не оказывало явного влияния на водоросли и цианобактерии.

Отличие результатов по влиянию Mo на фитопланктон может быть связано с тем, что в исследованиях [5] использовалось другое химическое вещество – гептамолибдат аммония $(\text{NH})_4\text{Mo}_7\text{O}_{24}$.

Результаты данной работы показали, что большое значение для реакции фитопланктонных сообществ на присутствие анионных форм V и Mo играет соотношение их концентраций. При относительном равенстве концентраций этих металлов наблюдается стимулирующее воздействие на развитие фитопланктона, численность основных отделов которого существенно, на 37 – 98 %, увеличивалась к концу эксперимента. Здесь следует отметить, что в конце эксперимента в этих вариантах определена наименьшая концентрация аммонийного азота – 0,44 и 0,51 мг/л, который является наиболее легко усваиваемой его формой. При этом больший эффект отмечен при равенстве высоких концентраций V и Mo (25 мкг/л). В случае разных концентраций этих металлов при совместном внесении в воду отмечены более слабые и подчас противоположные эффекты на фитопланктон.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о том, что анионные формы V и Mo в условиях Нижнего Дона являются важным фактором в развитии фитопланктона. Наиболее сильный стимулирующий эффект на фитопланктон проявляется при одновременном присутствии в воде сопоставимых концентраций этих металлов.

Список литературы

1. ГОСТ Р 51592-2000. Общие требования к отбору проб. Вода. М. Изд-во стандартов, 2000. 48 с.

2. Методы рыбохозяйственных и природоохранных исследований в Азово-Черноморском бассейне / Под редакцией С.П. Воловика и И.Г. Корпаковой. Краснодар, 2005. 351 с.
3. Лях А.М., Суворов А.М., Брянцева Ю.В. Обзор методов количественного учета фитопланктона // Системы контроля окружающей среды. Сборник научных трудов. Севастополь: Из-во Морской гидрофизический ин-т, 2002. С. 425-430.
4. Пейве Я.В. Биохимия молибдена // Биологическая роль молибдена. М.: Наука, 1972. С. 7–24.
5. Предеина Л.М., Хорошевская В. О., Андреев Ю. А., Котова В. Е. Влияние молибдена на фитопланктон, БПК₅ и активность щелочной фосфатазы в лабораторном эксперименте // Вода и экология: проблемы и решения. 2018. № 4 (76). С. 82-91
6. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
7. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч. 1 /Под ред. Л.В. Боевой. Ростов-на-Дону: Из-во «НОК», 2009. 1023 с.
8. Хорошевская В.О. Результаты экспедиционных исследований содержания ванадия, никеля и молибдена в водах рек Приазовья // Глобальный научный потенциал. 2015. №2 (47). С. 7-12.
9. Хорошевская В.О., Предеина Л.М., Кожевников А.В. Коренева К.О. Эксперимент по установлению влияния ванадия на жизнедеятельность фитопланктона // Вода: химия и экология. 2016. № 4. С. 79-86.
10. Хьюз М. Неорганическая химия биологических процессов. М.: Мир, 1983. 414 с.
11. Якушина Н.И., Бахтенко Е.Ю. Физиология растений. М.: Изд. ВЛАДОС, 2024. 463 с.

СЕКЦИЯ 3. НАУЧНЫЕ И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ МОНИТОРИНГА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ И ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОД

УДК: 551.481

ОСОБЕННОСТИ ИССЛЕДОВАНИЯ И МОНИТОРИНГА ПЛАСТИКОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЗАРАСТАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ И ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

В.Д. Казмирук

Институт водных проблем РАН, Москва, Россия, kazm@iwp.ru

Аннотация: Пластиковое загрязнение окружающей среды в наши дни породило экологическую проблему планетарного масштаба, соизмеримую с проблемой изменения климата. Фрагменты пластика, в силу низкой плотности материалов, легкости и повышенной парусности, относительно быстро переносятся, ремобилизуются и сортируются водными и воздушными потоками, и в конце концов, задерживаются и накапливаются в местах со слабой активностью водных и воздушных масс. Такими местами, как правило, являются отрицательные формы рельефа и зарастающие зоны. Исследования взаимодействия макро- и микрочастиц пластика с растительностью, а также их поведение в растительных зонах, включая перенос и осаждение, все еще находятся на ранних стадиях, поэтому важно изучить физические процессы и возможные механизмы этих взаимодействий. В работе анализируются современные подходы к мониторинговым исследованиям загрязнения макро- и микропластиком растительности, водной среды и грунтов зарастающих территорий и водных объектов.

Ключевые слова: пластик, пластиковые отходы, микропластик, методы исследований, водные экосистемы, растительность, макрофиты

RESEARCH AND MONITORING OF PLASTIC POLLUTION IN OVERGROWN TERRITORIES AND WATER BODIES: METHODS, APPROACHES AND TECHNIQUES

V.D. Kazmiruk

Water problems institute of RAS, Moscow, Russia, kazm@iwp.ru

Abstract: Plastic pollution of the environment today has created an environmental problem on a planetary scale, comparable to the problem of climate change. Plastic fragments, due to the low density of the materials, their lightness and increased windage, are relatively quickly transported, remobilized and sorted by water and air flows, and ultimately are retained and accumulated in places with low activity of water and air masses. Such places are usually negative relief forms and overgrown areas. Research into the interactions of macro- and microplastics with vegetation and their behaviour in vegetation zones, including transport and deposition, is still in its early stages, so it is important to study the physical processes

and possible mechanisms of these interactions. The paper analyzes modern approaches to monitoring studies of macro- and microplastic pollution of vegetation, aquatic environment and sediments of overgrown areas and water bodies.

Key words: plastic, plastic litter, microplastic, research methods, aquatic ecosystems, vegetation, macrophytes

Массовое использование во всех сферах человеческой деятельности пластиковых изделий и материалов, многие из которых имеют короткий период эксплуатации или разовое применение, с одной стороны, и длительный срок естественной деградации, сложности и дороговизна сбора, переработки и утилизации отходов, с другой стороны, породили нарастающую проблему планетарного масштаба - загрязнение пластиковыми отходами окружающей среды. Даже в первичном виде пластиковые отходы сами по себе являются опасными для окружающей среды, а в результате деградации их опасность возрастает во много раз. Разрушаясь пластиковые предметы создают огромное количество пластиковых микрочастиц, получивших обобщенное название микропластик.

Абсолютное большинство работ, посвященных пластиковому загрязнению, лишь констатирует наличие этого загрязнителя в тех или иных средах, его количество и состав, без глубокого анализа источников, факторов, путей и механизмов появления в данном конкретном месте пластиковых предметов или их частиц [4]. Отсутствие научных знаний в этой области затрудняет принятие решений о том, где размещать инфраструктуру для улавливания макропластика. Поскольку скопление макропластикового мусора в зонах с пониженной активностью водных и воздушных масс является одной из причин появления более опасного и мобильного микропластика, а загрязнение окружающей среды макропластиковыми объектами гораздо легче контролировать, в последние годы в мире начали проводиться натурные и лабораторные исследования влияния всех видов растительности, включая деревья, кустарники и травы, на удержание пластикового мусора.

Учитывая повсеместность распространения микропластика в окружающей среде, его мобильность и опасность, а также отсутствие методов и технических средств для его сбора, актуальной задачей представляется разработка методов локализации пластикового загрязнения на основе природоподобных технологий. В этом плане инновационный подход к устойчивой биоремедиации с помощью растений имеет существенный потенциал. Цель данной работы - анализ и обобщение существующих в настоящее время подходов и методов исследования взаимодействия пластикового загрязнения и растительности с особым вниманием на влияние растительности на движение (поведение) и задержание пластиковых предметов и их фрагментов различного размерного диапазона, факторах и механизмах, влияющих на мобильность пластикового загрязнения.

Несмотря на то, что сейчас в мире выполнено более 5 тыс. исследований загрязнения окружающей среды пластиком, до сих пор не разработаны стандартизированные методы проведения этих работ, протоколы отбора проб и

лабораторных анализов, особенно для сильно гетерогенных территорий, таких как городская среда или естественные территории (акватории), покрытые разнородной растительностью. Даже в таких широко используемых протоколах для мониторинга пластикового загрязнения как NOAA, River-OSPAR, OSPAR Beach litter и Plastic Pirates не рассматриваются особенности накопления пластика в растительности. Поскольку измерения пластикового загрязнения в толще воды и грунтах часто проблематичны и основаны на нестандартизированных и сильно изменчивых методологиях, недавно предложено использовать потенциал различных видов макрофитов в качестве пассивных биологических объектов для мониторинга загрязнения окружающей среды не только микропластиком, но и другими антропогенными микрочастицами (антропогенными микроволокнами, стеклянными светоотражающими шариками дорожной разметки) [7]. Высокие адгезионные свойства макрофитов способствуют надежной долговременной фиксации микрочастиц в результате развития разнообразных и обширных микробных сообществ, а также фитоперифитных водорослей, которые образуют биопленки с липкими поверхностями на растениях [1].

То, что растительность способна задерживать движущиеся предметы, включая пластик, является доказанным фактом (рисунок). Существует целый ряд механизмов, в результате которых пластиковые предметы или их фрагменты оказываются в ловушке из растительности [1]. Условно эти механизмы можно разделить на несколько групп:

1. Наличие растительности в потоках воды или воздуха как ситоподобных препятствий, в «ячейках» и неровностях твердой поверхности которых происходит механическое задержание переносимых этими потоками твердых предметов или частиц.

2. Создание растительностью сложной гетерогенной среды, приводящей к изменению скорости, направления и кинематической структуры потоков воды и воздуха и снижению их транспортирующей способности.

3. Наличие у растений специфических липких поверхностей и способности взаимодействия с электрическими полями некоторых видов пластика.

Растительность имеет множество жизненных форм и сред обитания. Так растительность суши можно разделить на древесную, кустарниковую, кустарничковую и травянистую. Высшая водная растительность имеет свои особенности и делится на воздушно-водную, погруженную, растения с плавающими по поверхности воды листьями и свободноплавающую. Среда обитания растений не менее разнообразна и включает сушу, ветленды и водные экосистемы (пресноводные и морские).

С другой стороны, загрязнение пластиком также крайне неоднородно и разнообразно по размеру пластиковых предметов и их фрагментов, весу, форме, химическому составу, физико-химическим свойствам, продолжительности и условиям нахождения в окружающей среде, способности к переносу водными и воздушными потоками. Все эти факторы необходимо учитывать при разработке методов исследования и мониторинге взаимодействия пластикового загрязнения и растительности.



Рисунок - Задержание макрофитами пластиковых фрагментов, поступающих в Голубую лагуну (the Blue Lagoon, Флорида, США) с урбанизированной территории во время торнадо (4 февраля 2024 г.)

В отличие от загрязнения пластиком водной среды или грунтов, наличие растительности добавляет дополнительную поверхность с нерегулярной трехмерной структурой, на которой могут задерживаться пластиковые предметы. Это предполагает необходимость в исследованиях использовать какие-либо дополнительные параметры, характеризующие морфологические особенности и густоту растительности, а также процедуры обнаружения и сбора на растениях пластиковых фрагментов. Для других компонент экосистемы (вода, грунт) зарастающих территорий или водных объектов методы исследований загрязнения пластиком изменяются лишь в той части, на которую влияет наличие растительности (например, повышенное содержание органического вещества в пробах, сложности отбора колонок грунта из-за присутствия корней и растительного опада, покрытие растительным опадом пластиковых предметов).

Размер пластиковых предметов (фрагментов, частиц) также требует различных подходов к отбору проб и их обработке, а поскольку именно метод

отбора проб в разнородных природных условиях играет ключевую роль при определении степени загрязнения пластиком экосистем и выявлении закономерностей его поведения и накопления, к выбору метода отбора проб необходимо подходить с особой тщательностью. Крупные пластиковые предметы и частицы размером до 1 мм, которые по существующим классификациям относятся к макро-, мезо- и частично к микропластику, сравнительно легко обнаруживаются визуально на открытых поверхностях растительности, воды и грунта. Это позволяет обследовать территории большей площади и избежать необходимости доказательства, что собранные предметы имеют антропогенное происхождение и созданы на основе искусственных полимерных материалов.

Исследования загрязнения микропластиком значительно более сложны и затратны по времени и материальным ресурсам, требуют специальной лабораторной базы с дорогостоящими приборами и высококвалифицированных специалистов. При отборе проб микропластика в большинстве случаев нет возможности визуально оценить насколько исследуемая среда (растительность, вода, грунт) загрязнена пластиковыми микрочастицами, поэтому отбираются пробы самой среды, что накладывает ограничение на их вес и объем. Для уменьшения размера пробы, в полевых условиях используется просеивание грунта или фильтрование воды через металлическую сетку. Площадь территории, на которой непосредственно отбираются пробы для обнаружения микропластика, значительно меньше, чем для макропластика, что требует доказательств репрезентативности выборки. Во избежание загрязнения проб пластиковыми микрочастицами, оборудование для отбора проб и одежда сотрудников не должны содержать синтетических полимерных материалов и проводиться с особой осторожностью для исключения привноса микропластика извне, например, при ударе прибора или ведра о крашенный борт корабля, или в результате атмосферных выпадений на незакрытую пробу.

Протокол мониторинга задержания макропластика различными типами прибрежной растительности с учетом ее трехмерной структуры, видового разнообразия и сезонности, а также ширины реки и прибрежной зоны, был недавно предложен в Римском университете (Италия) [5]. С помощью этого протокола можно отбирать образцы пластика в растительности, учитывая различные виды землепользования в природных и городских зонах. Для доступа к зарослям и обнаружения пластика при визуальном и приборном учете рекомендуется использовать мосты и берега рек, а для быстроты проведения работ сбор данных можно выполнять с помощью смартфона и приложения «Plastics Plant». Площадь участка исследований рассчитывается с учетом ширины реки и ширины зоны прибрежной растительности. Рекомендуемая длина общего участка наблюдений 100 м. Обычно наблюдения проводятся в течение двух периодов: до сезонных паводков и после них, поскольку паводки являются наиболее важным фактором переноса и распределения пластика в реках и на поймах. Экстремальные гидрометеорологические явления также представляют большой интерес для определения уровня улавливания пластика растительностью и его повторной мобильности.

Что касается ветлендов, то они являются специфическими водными объектами, занимающими территорию, постоянно или временно насыщенную водой, где формируются особые вводно-болотные экосистемы. Исследования взаимодействия таких экосистем с пластиковым загрязнением требуют комплексного подхода, предусматривающего одновременное изучение факторов и механизмов изменения мобильности пластиковых фрагментов под влиянием водной и околоводной растительности и изменения количества пластика в воде и грунтах. Известны лишь единичные исследования пластикового загрязнения пресноводных ветлендов. Во всех случаях это ветленды, прилегающие к урбанизированным территориям или используемые для очистки и доочистки сточных вод. По-видимому, это связано труднодоступностью пресноводных ветлендов, покрытых зарослями жесткой прибрежно-водной растительности, сложностью происходящих там процессов и невозможностью применения традиционных методов исследования водных объектов.

Из опыта комплексных исследований гидроэкологических процессов во многих зарастающих водных объектах, для исследования динамики пластикового загрязнения пресноводных ветлендов (устьевых, речных, озерных, болотных) нами предлагается использовать целевой план, включающий выбор характерных репрезентативных мест отбора проб в предположении возможного преобладания каких-либо факторов, вызывающих задержание пластика [2]. В каждом месте отбора проб на участке размером 1×1 м подсчитывается количество стеблей растений и определяется класс покрытия каждого вида. Количество мелких частиц пластика, задержанных растениями, определяется путем их смывания с растений дистиллированной водой и последующей фильтрацией через бумажный фильтр. Недавно подобный метод был использован для исследования задержания макрофитами мезо- и микропластика в урбанизированном секторе р. Амазонки (Бразилия) [6]. Наиболее экономичным способом отбора проб воды является использование переносного насоса и фильтрацией через сетку из нержавеющей стали с размером ячеек 50 мкм [8].

Пробы грунта отбираются как составные, получаемые путем объединения 3-5 подвыборок с каждого участка. Площадь отбора проб чаще всего составляет 0,2×0,2 м, 0,5×0,5 м, 1,0×1,0 м, 1,5×1,5 м, 2,0×2,0 м и оконтуривается рамкой из нержавеющей стали. Поскольку крупные фрагменты пластика обычно откладываются и накапливаются на поверхности грунта, особенно после паводка, для сбора информации о более раннем или фоновом загрязнении участка пластиком, отбирается второй слой грунта с глубины 2-4 см. Чтобы отобрать пробы донных отложений, не нарушая структуру залегания слоев, используются колоночные грунтоотборники или стратометры [3].

Таким образом, анализ и обобщение предлагаемых в настоящее время подходов и методов исследования влияния растительности различных типов и видов на мобильность, удержание и накопление пластиковых предметов и частиц как загрязнителей наземных и водных экосистем, показывает, что это динамично развивающееся научное направление, призванное смягчить

проблему загрязнения окружающей среды путем создания природоподобных технологий по сбору и утилизации пластиковых отходов.

Существует необходимость разработки методов анализа деградации пластика в экосистемах, где растительность является ключевым средообразующим фактором. Пока не разработаны методы наблюдений и анализа одновременного накопления макро- и микропластика в зарастающих зонах пресноводных ветлендов и накопления макропластика на дне и в донных отложениях таких зон водных объектов. Многообразие сред обитания, климатических условий и жизненных форм растительности создает широкую инновационную перспективу использования растительности для целенаправленной локализации загрязнения пластиком, поступающего с урбанизированных территорий, его накопления и сбора с целью последующей утилизации. Это направление природоподобных технологий находится в зачаточной стадии и, учитывая его востребованность и перспективность, будет развиваться и адаптироваться по мере изменения экосистем, получения новых научных знаний и разработки новых технологических возможностей.

Работа выполнена в рамках темы №FMWZ-2025-0002 Государственного задания ИВП РАН.

Список литературы

1. Казмирук В.Д. Механизмы перехвата пластиковых микрочастиц буферными зонами из макрофитов // Геосистемы переходных зон. 2021. Т.5. № 4. С. 378–388.
2. Казмирук В.Д. Гидроэкологические процессы и реконструкция зарастающих водных объектов: Дис. ... д-ра геогр. наук. М.: 2024. 442 с.
3. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Об определении микропластика в донных отложениях // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод / Матер. науч. конф., 8-10 сентября 2015, Ч. 2. Ростов-на-Дону, 2015. С. 16–20.
4. Chand N., Suthar S. Source, fate, toxicity, and remediation of micro-plastic in wetlands: A critical review // WEE. 2024. Vol. 6. P. 41–53.
5. Gallitelli L., Cutini M., Scalici M. Riparian vegetation plastic monitoring: A harmonized protocol for sampling macrolitter in vegetated riverine habitats // Sci. Total Environ. 2024. Vol. 912. 169570.
6. Guimarães G., Pereira S.A., de Moraes B.R., Ando R.A., Filho J.E.M., Perotti G.F., Sant'Anna B.S., Hattori G.Y. The retention of plastic particles by macrophytes in the Amazon River, Brazil // Environ. Sci. Pollut. Res. 2024. Vol. 31. 42750–42765.
7. Rimmer C., Fisher J., Turner A. Biomonitoring of microplastics, anthropogenic microfibrils and glass retroreflective beads by marine macroalgae // Environ. Pollut. 2024. Vol. 348. 123801.
8. Xia F., Liu H., Zhang J., Wang D. Migration characteristics of microplastics based on source-sink investigation in a typical urban wetland // Water Res. 2022. Vol. 213. 118154.

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВНУТРЕННЕГО КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА ИЗМЕРЕНИЙ ПРИ МОНИТОРИНГЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

А.А. Назарова, О.Н. Митяшова, Р.А. Белоусов, Г.И. Севрюкова
*Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
info@gidrohim.mecom.ru*

Аннотация: В статье представлена оценка стабильности и достоверности результатов анализа, выданных лабораториями Росгидромета в 2024 г. Оценка проведена по результатам выполнения внутреннего контроля погрешности измерений. Приведены типичные ошибки при выполнении контроля и рекомендации по улучшению качества измерений.

Ключевые слова: внутренний лабораторный контроль (ВЛК), внешний контроль качества измерений (ВНК), оценка качества измерений, нормативы контроля

ANALYSIS OF THE EFFECTIVENESS OF INTERNAL QUALITY CONTROL IN MONITORING THE STATUS OF WATER BODIES

A.A. Nazarova, O.N. Mityashova, R.A. Belousov, G.I. Sevryukova
¹*Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru*

Abstract: The article evaluates the stability and reliability of analysis results provided by Roshydromet laboratories in 2024. The assessment was conducted based on internal measurement error control data. Typical errors encountered during quality control and recommendations for improving measurement accuracy are presented.

Key words: internal laboratory control, measurement quality, measurement quality assessment, control standards

Введение

Система мониторинга состояния водных объектов прежде всего должна обеспечивать потребителей полной, достоверной и сопоставимой информацией о качестве воды. Эту проблему также решает и наличие метрологического обеспечения измерений при мониторинге и контроле загрязнения окружающей природной среды [1]. Одной из основных задач метрологического обеспечения является обеспечение в лабораториях функционирования системы ВЛК и ВНК качества результатов измерений.

Элементами системы ВЛК являются:

- контроль качества пробоотбора (путём анализа холостых полевых проб);
- оперативный контроль процедуры анализа;
- контроль стабильности градуировочной характеристики;
- контроль стабильности результатов анализа в течение установленного периода времени.

Порядок проведения всех видов контроля качества регламентирован в отраслевом нормативном документе РД 52.24.509-2015 [2], в основу которого положены требования РМГ-76 [3]. Внедрение элементов системы внутреннего контроля качества в лабораториях Росгидромета начато в 1986 г., и продолжается до сих пор с учётом накопленного опыта и новых документов Росстандарта в системе менеджмента качества.

В данной статье приведены результаты оценки системы внутрилабораторного контроля качества по данным 2024 года, который ежегодно проводит ФГБУ «Гидрохимический институт» для сетевых лабораторий Росгидромета. ФГБУ «ГХИ» оценивает правильность выполнения контроля стабильности градуировочных характеристик и контроля стабильности результатов анализа на соответствие статистических оценок систематической погрешности и прецизионности, полученных по результатам контрольных измерений в лабораториях.

Методология исследования

Из рекомендованных в РМГ-76 видов контроля стабильности результатов измерений наиболее освоен лабораториями контроль стабильности результатов анализа в форме периодической проверки подконтрольности процедуры выполнения анализа, и именно этот алгоритм адаптирован в отраслевом РД 52.24.509-2015 применительно к анализу вод. Процедура проверки предполагает организацию специального эксперимента, допускается также использование результатов оперативного контроля.

Лаборатории Росгидромета периодическую проверку подконтрольности процедуры выполнения анализа проводят в основном по результатам оперативного контроля, выполняемого в течение года. Контрольные процедуры при выполнении оперативного контроля реализуются в лабораториях с применением образцов для контроля (ОК), рабочих проб, метода добавок, метода разбавления пробы, метода добавок совместно с методом разбавления пробы [2, 3]. Оперативный контроль проводят исполнители анализов с каждой серией рабочих проб (максимальная серия 15 проб), а также при неудовлетворительных результатах ВНК.

Для оценки стабильности результатов контроля за контролируемый период (в сетевых лабораториях Росгидромета это год) формируется выборка из результатов оперативного контроля с учётом следующих требований: первоначальное содержание определяемых компонентов в рабочих пробах должно быть внутри аттестованного диапазона методики с постоянной погрешностью и различаться в выборке не более, чем в 2 раза, величина добавки должна быть одинакова на протяжении всего периода проверки.

Результаты ВЛК за 2024 г.

По состоянию на 2024 г. общее количество лабораторий Росгидромета, выполняющих наблюдения за загрязнением поверхностных водных объектов, составляет 106. За отчетный период IV квартал 2023 г.- III квартал 2024 г. материалы о проведении ВЛК в том или ином объеме представили 96 лабораторий, что составляет 90,6% от их общего количества.

Для выполнения аналитических определений лаборатории используют в основном методики измерений, включенные в «Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды»[4], а также методики, внесенные в «Государственный реестр методик количественного химического анализа и оценки состояния объектов окружающей среды», допущенных для целей государственного экологического контроля и мониторинга (шифр методик - ПНД Ф, МУ, М) и ГОСТы, использование которых согласовано с ФГБУ «ГХИ».

Методики, разработанные «ГХИ» (шифр РД 52.24.XXX), внесены через ФГИС «Аршин» в Федеральный информационный фонд по обеспечению единства измерений.

Контроль стабильности результатов анализа лаборатории проводят с целью подтверждения их компетентности в обеспечении качества выдаваемых результатов анализа по следующим формам:

- с использованием контрольных карт;
- путём периодической проверки подконтрольности процедуры анализа.

Результаты контроля лаборатории регистрируют по формам приложения «В» РД 52.24.509 и присылают их в ГХИ для оценки.

Результаты ВЛК, оценённые 4 и 5 баллами, свидетельствуют о правильном выполнении этого вида контроля и косвенно - о достоверности выдаваемой лабораториями гидрохимической информации.

Наиболее влияют на оценку выполнения требований при регистрации результатов контроля: охват контролем качества измерений по перечню используемых методик анализа, правильность организации работ по выполнению контроля стабильности градуировочной характеристики используемых методик, правильность организации ВЛК, правильность статистических расчётов.

Стабильность процесса анализа считается удовлетворительной, если статистическая оценка среднеквадратичного отклонения результатов контрольных измерений не превышает рассчитанные нормативы контроля. В противном случае стабильность процесса анализа подвергается сомнению, выясняются причины получения неудовлетворительных результатов и предпринимаются меры по их устранению.

На рисунке 1 представлены средние оценки по выполнению ВЛК в баллах всех лабораторий, входящих в Управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (УГМС).

Как видно из диаграммы большинство УГМС хорошо выполняли ВЛК, что косвенно подтверждает достоверность информации, выдаваемой лабораториями.



Рисунок 1 – Средние оценки УГМС по ВЛК за 2024 г.

Хорошее качество выдаваемой информации демонстрирует и рисунок 2. Качество измерений в 2024 г в целом по сети лабораторий можно характеризовать как хорошее, так как только 4% сомнительных результатов.

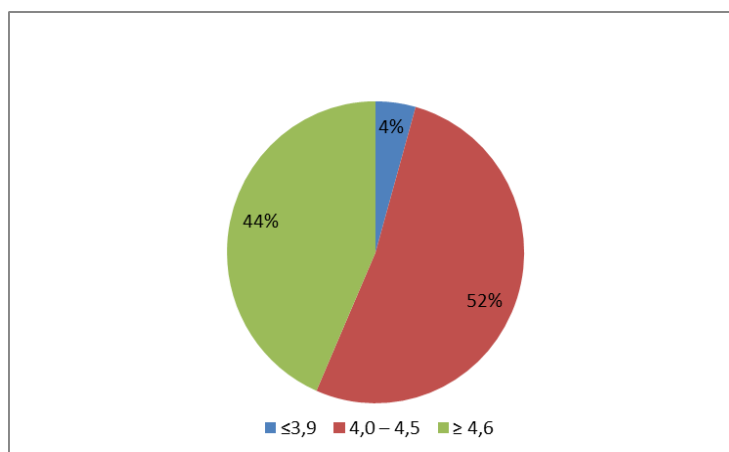


Рисунок 2 – Распределение результатов по ВЛК в баллах за 2024 г.

Типичные ошибки, совершаемые лабораториями при периодической проверке подконтрольности результатов анализа по данным оперативного контроля, следующие:

- несоответствие используемого алгоритма контроля (повторяемость или внутрिलाбораторная прецизионность) заявленному в методике;
- неверно выбран массив данных для контроля: концентрации компонентов рабочих проб выходят за границы диапазона методики и/или выбранные концентрации различаются более, чем в 2 раза;
- неверно выбрана величина добавки в рабочую пробу;
- отсутствие шифра рабочей пробы, что может свидетельствовать об анализе не природной воды, а дистиллированной;
- округление промежуточных результатов расчета до второй (иногда - первой) значащей цифры после запятой, что ведет к неверным итоговым результатам;
- неверный выбор формул для расчета, что приводит к недостоверным результатам при верно выполненном анализе;

- ошибки в расчетах ввиду невнимательности или недостаточной квалификации специалиста.

Большинство выявленных нарушений, от неправильного выбора концентраций ОК до арифметических погрешностей в расчетах, из-за недостаточной квалификации персонала и ручных методов обработки данных.

Анализ типичных ошибок подтверждает эффективность выполнения лабораторией стандартизации и метрологии следующих корректирующих мероприятий:

- в программу регулярных семинаров, проводимых ФГБУ «ГХИ», обязательно включать лекции и практические занятия по организации и выполнению ВЛК;

- постоянно консультировать специалистов лабораторий в режиме реального времени по телефону и электронной почте;

- шире внедрять автоматические методы статистических расчетов.

Примечательно, что лаборатории, внедрившие разработанную ФГБУ «ГХИ» программу автоматических расчётов [6], демонстрируют устойчивое улучшение качества контрольных процедур.

Заключение

Система внутреннего контроля качества измерений, функционирующая в лабораториях Росгидромета, несмотря на отдельные трудности, демонстрирует стабильную работоспособность и гарантирует требуемую точность аналитических данных.

Список литературы

1. ГОСТ Р 8.589-2001 Государственная система обеспечения единства измерений. Контроль загрязнения окружающей природной среды. Метрологическое обеспечение. Основные положения. – М.: Стандартинформ, 2001. – 8 с.

2. РД 52.24.509-2015 Внутренний контроль качества гидрохимической информации. – Ростов-на-Дону: 2016. – 77 с.

3. РМГ 76-2014 ГСИ. Внутренний контроль качества результатов количественного химического анализа. – М.: Стандартинформ, 2015. – 210 с.

4. РД 52.18.595-96 Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды (с изменениями 1, 2, 3 по состоянию на 01.01.2015). – М.: 1996.

5. Обзор состояния работ на сети наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши РФ (по гидрохимическим показателям). – Ростов-на-Дону: 2024. – С. 37-41, 101-114.

6. Сонова Г.С., Назарова А.А., Белоусов Р.А., Белоконь С.В. Программа Гидрохим ПК-ВЛК «Процедуры контроля стабильности результатов химического анализа»: свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2022664100. – М.: Роспатент, 2022.

ГЕОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ АКВАТОРИИ ЦЕМЕССКОЙ БУХТЫ ЧЕРНОГО МОРЯ

О.В. Панина¹, О.Л. Донцова¹

¹*Кубанский государственный университет, Краснодар, Россия
panina_olga@inbox.ru*

Аннотация: исследования поступления загрязняющих веществ в акваторию Черноморского бассейна используя оценочную биогеохимическую шкалу степени загрязнения компонента природной среды. Выделенные аномальные участки позволили проследить динамику и интенсивность загрязнения геологической среды в пределах континентального шельфа. Наиболее характерными загрязнителями донных отложений, являлись нефтепродукты и некоторые тяжёлые металлы. Полученные результаты свидетельствуют о политехногенном источнике загрязнения Цемесской бухты. Здесь выявляются локальные участки с повышенными содержаниями в донных отложениях тяжёлых металлов, которые приурочены к районам нефтяного загрязнения (порты, причалы, линии судоходства); загрязнение носит временной характер и имеет небольшой ареал распространения. Наиболее существенное загрязнение связано с морской транспортировкой нефтепродуктов, эксплуатационными сбросами с судов и всё возрастающей интенсивностью судоходства. Полученные результаты исследований, проведенных на акватории Чёрного моря, являются необходимым звеном банка данных фактического материала, что необходимо для проведения регулярного геоэкологического мониторинга.

Ключевые слова: акватория Черного моря, загрязняющие вещества, нефтепродукты, тяжелые металлы, донные отложения

EOLOGICAL AND GEOCHEMICAL ASSESSMENT OF THE STATE OF AQUATIC ECOSYSTEM OF THE BLACK SEA TSEMES BAY WATER AREA

O.V. Panina¹, O.L. Dontsova¹

¹*Kuban State University, Krasnodar, Russia
panina_olga@inbox.ru*

Abstract: studies of pollutant input into the Black Sea basin using the assessment biogeochemical scale of the degree of pollution of the natural environment component. The identified anomalous areas made it possible to trace the dynamics and intensity of pollution of the geological environment within the continental shelf. The most typical pollutants of bottom sediments were oil products and some heavy metals. The results obtained indicate a polytechnogenic source of pollution of the Tsemes Bay. Here, local areas with elevated contents of heavy metals in bottom sediments are identified, which are confined to areas of oil pollution (ports,

berths, shipping lines); the pollution is temporary and has a small area of distribution. The most significant pollution is associated with the marine transportation of oil products, operational discharges from ships and the ever-increasing intensity of shipping. The results of the studies conducted in the Black Sea are a necessary link in the database of factual material, which is necessary for regular geocological monitoring.

Key words: Black Sea waters, pollutants, oil products, heavy metals, bottom sediments

Целенаправленные исследования поступления загрязняющих веществ в акваторию Черноморского бассейна проводили многочисленные научно-исследовательские и производственные организации Российской Федерации. Также проблема углеводородного загрязнения морских акваторий рассматривается в работах многих ученых, таких как Герлах С.А., Губанова В.И., Подозерской Е.А., Артюхина Ю.В., Архипкина В.С., Вялышева А.И., Грицай В.В., Гурвича Л.М., Дембицкого С.И., Уртенова М.Х., Егоровой Е.Н., Еремеевой С.В., Карасевой Э.В., Есина Н.В., Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Комарова А.В., Шимкуса К.М., Миронова О.Г., Нельсон-Смита А., Получанкина Ж.П., Центаловича В. Т., Удодова А.И. и других исследователей.

На основе результатов, полученных в различные временные отрезки, авторами проанализирован фактический материал по изучению техногенного загрязнения Цемесской бухты за период с 1997 по 2024 гг.

Биотический фактор представляет собой совокупность внутривидовых и межвидовых взаимоотношений живой природы водной части акватории бухты. Существует достаточное количество информации о влиянии нефтяного загрязнения на биотический фактор. В этом направлении работает экологический отдел морского порта г. Новороссийска, Южное отделение Института океанологии им. П.П. Ширшова Российской Академии наук (ЮО ИО РАН), РГУ, Институт биологии южных морей, другие экологические организации страны. Так, были выделены природные механизмы, оказывающие определяющее влияние на условия среды и жизнедеятельность гидробионтов в Черном море. Было установлено, что формирование обширных зон распреснения, усиление плотностной стратификации, ослабление по этой причине аэрации придонного слоя вод, развитие дефицита кислорода в понижениях рельефа у дна происходит за счет речного стока на глубине до 40 м [1]. Поступление речных вод в изучаемом районе также определяется синоптическими вихревыми образованиями, при которых возрастают горизонтальные градиенты солености, теряется устойчивость основного Черноморского течения, активизируется процесс вихреобразования между течением и берегом, что приводит к изменению поведения биоценоза и взмучиванию загрязненных углеводородами донных осадков. Также стало известно, что многие составляющие нефти слабо поддаются биологическому разложению, нарушая тем самым способность водной экосистемы к самоочищению. Следствием этого является обвальное снижение биомассы водорослей, морских животных, а также гибель видов с узким «коридором

толерантности» к интоксикации. Исследования, проведенные в 1989–2014 гг. в Новороссийской бухте показали, что антропогенная эвтрофикация стала причиной существенных изменений в развитии пелагических сообществ. В наиболее загрязненных участках бухты возросли количественные показатели фитопланктона, гетеротрофного бактерио- и микропланктона. В мезопланктоне увеличилась роль организмов с детритным типом питания и гребневиков. В зонах экологического бедствия отмечена высокая смертность гидробионтов [2, 3].

На изучаемой территории также использованы методы биоиндикации, которые позволили установить не только сам факт загрязнения, но и оценить последствия, а также определить степень вредности для биоты совокупного действия всех присутствующих в донных осадках загрязнителей [1]. Преимущество донных сообществ заключается еще в том, что по их состоянию можно определить не только степень загрязнения донных ценозов, но и его характер. Главной задачей методов биоиндикации было изучение динамики основных показателей состояния прибрежных сообществ макробентоса в зависимости от уровня органического обогащения донных осадков. Для этого был выполнен сравнительный анализ основных количественных показателей сообществ макрозообентоса в зависимости от уровня накопления органических веществ ($C_{орг}$) в донных отложениях. Выявлены 5 пороговых диапазонов значений $C_{орг}$ 1–6, 6–15, 15–30, 30–45, свыше 45 мг, определяющих различные стадии существования бентоса в условиях антропогенного эвтрофирования акваторий. Ранее исследователями определены «критические» значения $C_{орг}$, при которых возникают резкие изменения состояния бентоса. Для практического выявления «пороговых» значений ключевого фактора исследуемые районы были ранжированы в соответствии со значениями $C_{орг}$ от 0,9 до 53 мг/г (таблица 1) [4].

Таблица 1 – Усредненные значения основных биотических переменных в донных отложениях в различных районах изучаемой территории

Район	$C_{орг}$ (мг/г)	Редокс- потенц. (Еh, мВ)	Число видов(N)	Числ-ть (А,экз/м ²)	Биомасса (В, г/м ²)	Индекс M(LnA/N)	Источник данных
Новороссийская (внешн.ч.)	15,4	6	16	394	135,0	0,374	[2,6,8]
Новороссийская (внутр.ч.)	16,7	-20	14	132	51,3	0,349	[2,6,8]
Новороссийская (средн.ч.)	18,6	-46	12	200	76,0	0,442	[2,6,8]
Новороссийская (порт)	26,4	-74	8	65	5,0	0,522	[2,6,8]

Говоря о загрязнении исследованной акватории Азово-Черноморского шельфа в целом, авторами разных лет был сделан вывод о том, что экологическая обстановка в значительной степени дестабилизирована, и

основной причиной этого, безусловно, является всё более возрастающая техногенная нагрузка на прибрежную акваторию. Высокий самоочистительный потенциал открытых морских акваторий (в первую очередь, черноморских) в некоторой степени ещё сглаживает влияние техногенного пресса, в то время, как закрытые (бухтовые) участки находятся уже на грани или же в состоянии деградации своих экосистем.

В целом, было подтверждено, что с 1964-го года в Цемесской бухте уже исчезло около 10 видов водорослей, в среднем по бухте биомасса водорослей уменьшилась в 16 раз. Аналогичная ситуация и в фауне бухты - так, например, в 4 раза снизилась биомасса ракообразных. Южным отделением Института океанологии им. П.П. Ширшова Российской Академии наук (ЮО ИО РАН) г. Геленджика проводятся исследования биологических ресурсов акватории Цемесской бухты: роль морской биоты в природных процессах; оценка продукции и деструкции планктонных и бентосных сообществ, изучение феноменов токсических «цветений» в районах интенсивного производства марикультур; особое внимание уделено изучению эвтрофных и гетеротрофных экосистем, подверженных высокому антропогенному воздействию.

Геодинамическая часть абиотической функции рассматривалась как комплекс, состоящий из геоэкологической, геологической, неотектонической, геоморфологической, метеорологической и гидрологической составляющей.

Систематические работы геоэкологической направленности на акватории Чёрного моря начали проводиться с начала 1960-х годов. Это было связано, в первую очередь, с резко обострившейся проблемой рационального использования и охраны природных ресурсов бассейнов южных морей России. В 1981 г. в ГОИН по инициативе и под научным руководством Ф. С. Терзиева была разработана программа комплексного изучения морей, омывающих берега территории бывшего Советского Союза, известная как проект «Моря СССР». Основные результаты исследований были изданы в виде научно-справочных монографий, гидрометеорологических пособий, справочников, атласов, каталогов и других материалов, которыми обеспечиваются морские отрасли народного хозяйства страны, проектные институты, учреждения Гидрометслужбы и Минрыбхоза, законодательные и природоохранные органы и другие организации. В ходе проведенных исследований в 1989–1990 гг. были установлены уровни и тенденции изменений загрязнения морей нашей страны, в т. ч. и южных, разработан прогноз изменения уровней загрязнения по отдельным прибрежным районам Чёрного моря. Особенностью работ 1990–1991 гг. была комплексность исследований и, что особенно важно, комплексность проводимого анализа полученных результатов. Проведенные геоэкологические исследования на северо-восточном шельфе Чёрного моря имели своей целью оценить состояние прибрежно-морской экосистемы и выявить основные закономерности поступления, рассеивания и трансформации загрязняющих веществ в зависимости от гидродинамических, гидрохимических, геохимических и гидробиологических условий.

Основой выделения аномальных содержаний является коэффициент концентрации (K_k) – содержание элемента в донных отложениях, нормированное на фон:

$$K_k = C_i / C_{\text{фоновое}} \quad (1)$$

Использование его как показателя состояния системы в целом позволяет отражать и контролировать тенденции и уровень её изменения во времени. Коэффициенты концентраций со значениями меньше единицы свидетельствуют о рассеянии данного элемента, а коэффициенты концентрации ≥ 2 – о его накоплении.

В связи с большим количеством определяемых параметров и ввиду сложности их показа на схемах отображаются не абсолютные (C) или нормированные на фон или ПДК_{р.х.} концентрации, а Z_k – суммарный показатель загрязнения, представляющий собой сумму превышения коэффициентов концентрации химических элементов над их фоновыми уровнями [65]:

$$Z_k = \sum_{i=1}^n [K_{k_i} - (n-1)], \quad (2)$$

где: K_k – коэффициент концентрации – отношение содержания аномальных элементов C_{ai} к фоновому содержанию этого элемента; $K_{k_i} = C_{ai} / C_{fi}$; n – число аномальных элементов.

Загрязнение геологической среды фенолами наиболее интенсивно проявлялось во внутренней части Цемесской бухты и на выходе из неё у м. Мысхако (рисунок 1) [4].



Рисунок 1 – Карта фактического материала на акватории Цемесской бухты

Таким образом, в акватории Цемесской бухты в процессе работ изучены особенности характера распределения Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Co, Cd, As, Hg. Определено, что характер распределения тяжёлых металлов обусловлен комплексом природных и техногенных факторов. В первую очередь

особенности их перераспределения в донных осадках обусловлены уровнем техногенной нагрузки и способностью природных ландшафтов к самоочищению. Суммарный коэффициент загрязнения свидетельствует о высоком уровне их накопления ($Z_k > 2$).

Используя оценочную биогеохимическую шкалу степени загрязнения компонента природной среды, изучаемая территория имеет умеренно опасную степень загрязнения. Выделенные аномальные участки позволили проследить динамику и интенсивность загрязнения геологической среды в пределах континентального шельфа. Наиболее характерными загрязнителями донных отложений, являлись нефтепродукты и некоторые тяжёлые металлы.

Полученные результаты свидетельствуют о политехногенном источнике загрязнения Цемесской бухты. Здесь выявляются локальные участки с повышенными содержаниями в донных отложениях тяжёлых металлов (Pb, Zn, Cu и др.), которые приурочены к районам нефтяного загрязнения (порты, причалы, линии судоходства); загрязнение носит временной характер и имеет небольшой ареал распространения. Наиболее существенное загрязнение связано с морской транспортировкой нефтепродуктов, эксплуатационными сбросами с судов и всё возрастающей интенсивностью судоходства [4]. Полученные результаты исследований, проведенных на акватории Чёрного моря, являются необходимым звеном банка данных фактического материала, что необходимо для проведения регулярного геоэкологического мониторинга.

Список литературы

1. Фащук Д.Я. Географо-экологический «портрет» Черного моря. География. Экология // Природа. 1998. №2. С. 53–69.
2. Карасева Э.В., Смоляр А.К. Экологический мониторинг состояния Цемесской бухты // Транснефть. 2002. № 7
3. Смоляр Р.И., Березенко Н.С. Механизм реагирования бентосных сообществ на хроническое нефтяное загрязнение. // Актуальные вопросы экологии Черного моря. 2005. С. 278–279.
4. Комплексные исследования техногенного загрязнения в прибрежной зоне Кавказского шельфа Черного моря // Госкомнедра Геленджик. 1994. 328 с.

СЕКЦИЯ 4. СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

УДК 504.4.054:546.49(282.247.36)

О РАСПРЕДЕЛЕНИИ РТУТИ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ НИЖНЕГО ДОНА

Ю.А. Андреев, К.Ю. Дергачев, О.А. Михайленко, Е.С. Килейнова
Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
y.andreev@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: Представлены результаты анализа ретроспективных данных за 2010–2024 гг., а также информации, полученной нами в ходе экспедиционных исследований, о распределении ртути в воде и донных отложениях Нижнего Дона. Содержание ртути в отобранных пробах воды и донных отложений определяли атомно-адсорбционным методом по аттестованным методикам. Выявлена тенденция роста загрязнённости воды р. Дон в нижнем течении соединениями ртути за минувшее десятилетие. На всем участке реки от г. Аксай до г. Азов в июне 2025 г. нами зафиксировано превышение предельно допустимой концентрации растворимых форм ртути для вод рыбохозяйственного значения, что подтверждает обозначенный тренд. Загрязнённость донных отложений Нижнего Дона за предыдущие десять лет, в целом, несколько сократилась. В июне 2025 г. массовая доля общей ртути в донных отложениях нижнего течения р. Дон изменялась от 0,03 до 0,14 мг/кг сухого остатка.

Ключевые слова: ртуть, загрязнение, вода, донные отложения, р. Дон

ON THE DISTRIBUTION OF MERCURY IN WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE LOWER DON

Yu.A. Andreev, K.Yu. Dergachev, O.A. Mikhailenko, E.S. Kileynova
Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia, y.andreev@gidrohim.mecom.ru

Abstract: The article presents the results of the analysis of retrospective data for 2010–2024, as well as information obtained by us during expeditionary research, on the distribution of mercury in water and bottom sediments of the Lower Don. The mercury content in the collected water and bottom sediment samples was determined by the atomic adsorption method using certified methods. A trend of increasing pollution of the Lower Don water with mercury compounds has been identified over the past decade. In June 2025, we recorded an excess of the maximum permissible concentration of soluble forms of mercury for waters of fishery importance along the entire section of the river from Aksai to Azov, which confirms the indicated trend.

Pollution of the bottom sediments of the Lower Don has decreased slightly over the previous ten years. In June 2025, the mass fraction of total mercury in the bottom sediments of the Lower Don varied from 0,03 to 0,14 mg/kg of dry weight.

Key words: mercury, pollution, water, bottom sediments, Don River

Введение

Река Дон в нижнем течении и её притоки являются главными источниками пресной воды для удовлетворения питьевых, хозяйственно-бытовых и производственных потребностей населения юга европейской части России. Водные объекты бассейна Нижнего Дона служат благоприятным местом для рыбоводства и рыболовства. Река Дон в нижнем течении играет важную роль во всех сферах человеческой деятельности, вследствие чего испытывает мощное антропогенное воздействие, негативно сказывающееся на экологическом состоянии водотока.

Ртуть является одним из основных веществ, загрязняющих компоненты биогеоценоза Нижнего Дона, ввиду многообразия источников её поступления. Соединения ртути могут попадать в водные объекты бассейна нижнего течения р. Дон с шахтными водами и пылевыми частицами, образующимися при сжигании угля и выветриваемых с терриконов, поскольку известно, что уголь и вмещающая порода месторождений Восточного Донбасса обогащены этим элементом [10]. Сток р. Темерник и городские ливневые воды могут вносить весомый вклад в загрязнение ртутьсодержащими веществами р. Дон в нижнем течении.

Соединения ртути обладают высокой токсичностью по отношению к гидробионтам и человеку. Ртуть относится к веществам первого класса опасности и её содержание нормируется в различных типах вод. Для водных объектов рыбохозяйственного значения предельно допустимая концентрация (ПДК_{рх}) всех растворимых в воде форм ртути равна 0,01 мкг/л [9].

По данным государственной наблюдательной сети Росгидромета медианные концентрации водорастворимых форм ртути по всем створам пункта наблюдений “г. Ростов-на-Дону” с 1991 по 1997 гг. находились в пределах 0,10–0,60 мкг/л, а в 1998–2000 гг. изменялись от “не обнаружено” до 0,05 мкг/л, то есть на протяжении 1998–2000 гг. уровень ртутного загрязнения уменьшился по сравнению с 1991–1997 гг. [2]. Согласно информации АзНИИРХ среднегодовые концентрации в воде соединений ртути в 1998 г. составляли 1,10 мкг/л, в 1999 г. – 0,43 мкг/л, в 2000 г. – 0,50 мкг/л. Наиболее загрязнённым с 1990 по 2000 гг. был створ “1,0 км ниже г. Ростов-на-Дону” [3]. На участке р. Дон от г. Аксай до г. Азов в 2002–2003 гг. содержание растворённой ртути преимущественно варьировалось в диапазоне 0,05–1,36 мкг/л. Ниже впадения р. Темерник в мае 2003 г. зафиксирована экстремально высокая концентрация – 3,20 мкг/л. Самое низкое содержание растворимых форм выявлено в створе “1,0 км выше г. Аксай”, где изменялось в интервале 0,05–0,74 мкг/л [4]. С 2015 по 2019 гг. наблюдалось небольшое

снижение концентраций ртути в воде Нижнего Дона, массовая доля металла в донных отложениях за этот период почти не менялась и в среднем равнялась 0,12 мг/кг сухого остатка (с. о.) [5]. Концентрация ртути в воде р. Дон в июле 2021 г. в створе “1,0 км ниже г. Ростов-на-Дону” превышала ПДК_{рх} в 4,4 раза [8].

Достоверность информации о концентрации ртути в водном объекте в значительной мере зависит от применяемого способа количественного определения этого металла. Наиболее распространён атомно-абсорбционный метод анализа с зеемановской коррекцией неселективного поглощения, реализуемый для воды так называемым “методом холодного пара”, и для донных отложений метод термической возгонки на специализированных анализаторах ртути.

Цель исследования – проанализировать ретроспективные данные за период с 2010 по 2024 гг. и получить современную информацию о распределении ртути в воде и донных отложениях Нижнего Дона в 2025 г.

Материалы и методы

В июне 2025 г. сотрудниками Гидрохимического института осуществлен отбор проб воды и донных отложений р. Дон на участке от г. Аксай до г. Азов. Расположение точек отбора проб приведено в таблице.

Таблица – Расположение точек отбора проб воды и донных отложений р. Дон

Точка отбора проб (водоток)	Пробы воды	Пробы донных отложений
6,5 км выше г. Ростов-на-Дону, 1 км выше г. Аксай (р. Дон)	+	-
в черте г. Ростов-на-Дону, на уровне нового Ростовского водозабора (р. Дон)	+	-
в черте г. Ростов-на-Дону, 0,5 км ниже впадения р. Темерник (р. Дон)	+	+
1 км ниже г. Ростов-на-Дону, 0,5 км ниже сброса сточных вод АО “Ростовводоканал”, (р. Дон)	+	+
0,5 км выше х. Дугино (р. Дон, рукав Большая Каланча)	+	+
0,5 км ниже сброса сточных вод городской канализации г. Азов (р. Дон, рукав Старый Дон)	+	+
Примечание: + – проба отбиралась; - – проба не отбиралась		

Пробы отбирались с научно-исследовательского судна “Росгидромет-10” на стрежне реки в рамках государственного мониторинга, выполняемого ФГБУ “Северо-Кавказское УГМС”. Пробы воды отбирались с глубины 30 см от поверхности батометром, поверхностный слой донных отложений (толщиной до 5 см) собирался бентосным дночерпателем “ДЧ-0,025”. Отобранную воду фильтровали под вакуумом через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм, фильтрат собирали в заранее проверенную на чистоту пластиковую посуду,

добавляли консервант (20 %-ный раствор бихромата калия в азотной кислоте 1:1); тару герметично закрывали крышками и упаковывали в полиэтиленовые пакеты для предотвращения загрязнения проб. Донные отложения помещали в стеклянные ёмкости и плотно закрывали крышками с тефлоновыми вставками. До анализа пробы воды и донных отложений хранились в холодильнике при температуре +4 °С.

Количественное определение ртути в отобранных пробах воды и донных отложений проводилось атомно-адсорбционным методом на ртутном анализаторе “РА-915 М” согласно аттестованным методикам [6, 7].

Результаты и их обсуждение

По информации, полученной в результате режимных наблюдений, проводимых подразделениями Росгидромета [1], в 2010–2014 гг. массовая концентрация ртути в воде Нижнего Дона была на уровне 1 ПДК_{рх}, однако, начиная с 2014 и по 2024 гг., прослеживается тенденция повышения её содержания с достаточно высоким коэффициентом линейной корреляции (0,94). Изменение в 2010–2024 гг. максимальных кратностей превышения ПДК_{рх} по ртути в воде нижнего течения р. Дон показано на рисунке.

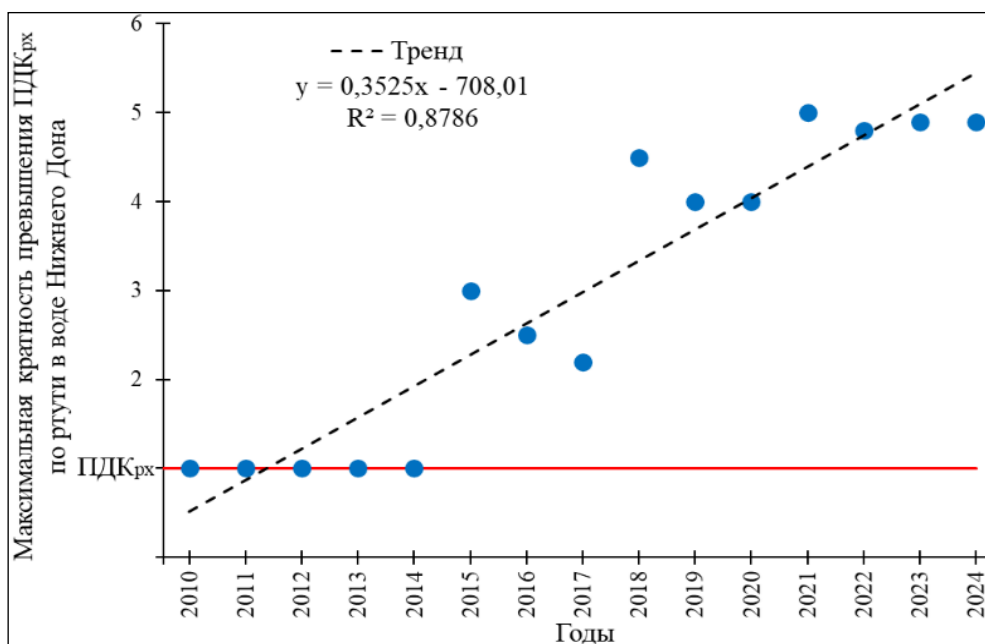


Рисунок – Временная зависимость изменения максимальных кратностей превышения ПДК_{рх} по ртути в воде Нижнего Дона

С 2010 по 2024 гг. ежегодно возрастает число створов на участке р. Дон от г. Аксай до г. Азов с высоким уровнем загрязнённости воды соединениями ртути. Например, в 2018 г. случаи превышения ПДК_{рх} зарегистрированы в трёх створах: выше г. Аксай (3,0 ПДК_{рх}), выше и ниже г. Азов (4,0–4,5 ПДК_{рх}), а в 2024 г количество створом с высоким уровнем загрязнённости достигло шести: “1,0 км выше г. Аксай” (4,9 ПДК_{рх}), “на уровне нового Ростовского водозабора” (3,0 ПДК_{рх}), “0,5 км ниже впадения р. Темерник” (3,7 ПДК_{рх}), “1,0 км ниже

г. Ростов-на-Дону” (4,1 ПДК_{рх}), “3,5 км ниже пристани х. Колузаево” (3,0 ПДК_{рх}), “0,5 км ниже сброса сточных вод городской канализации г. Азов” (4,9 ПДК_{рх}).

Согласно данным докладов Минприроды Ростовской области [11] среднегодовое содержание ртути в донных отложениях Нижнего Дона с 2013 по 2017 гг. изменялось незначительно, медианное значение за этот промежуток времени составило 0,11 мг/кг с. о. В 2018–2024 гг. массовая доля ртути варьировалась от 0,01 до 0,10 мг/кг с. о., медиана равна 0,02 мг/кг с. о. Можно сделать вывод об уменьшении загрязнённости ртутьсодержащими веществами донных отложений р. Дон в нижнем течении с 2013 по 2024 гг. Миграция ртути из донных отложений является одной из возможных причин наблюдаемого в последние годы повышения её концентрации в воде Нижнего Дона.

В результате экспедиционных исследований в июне 2025 г. нами обнаружено превышение ПДК_{рх} растворимых соединений ртути в воде во всех точках отбора проб на участке р. Дон от г. Аксай до г. Азов. Минимальная концентрация, равная 1,9 ПДК_{рх}, выявлена в створе “на уровне нового Ростовского водозабора”, максимальная – в дельте р. Дон по 3,2 ПДК_{рх} в рукавах Большая Каланча и Старый Дон. Установленный факт увеличения массовой концентрации ртутьсодержащих веществ вниз по течению на этом участке реки отмечался и ранее [4].

Донные отложения, отобранные в ходе экспедиции в июне 2025 г., были представлены илом чёрно-серого и коричневого цветов, от первых трёх образцов исходил запах сероводорода, четвёртая проба имела землистый запах. В первом и третьем образце донных отложений присутствовало незначительное количество растительных остатков и ракушек. Влажность проб находилась в диапазоне от 42 до 61 %. Наибольшая массовая доля общей ртути – 0,14 мг/кг с. о. обнаружена в донных отложениях створа “1,0 км выше г. Аксай”, наименьшая – 0,03 мг/кг с. о. в створе “0,5 км ниже сброса сточных вод городской канализации г. Азов”. Известно, что процесс биохимического метилирования ртути интенсивно идёт именно в илах, содержащих значительные количества сульфатредуцирующих, железовосстанавливающих и метаногенных бактерий, откуда крайне токсичные растворимые формы этого металла, например метилртуть, могут поступать в водную толщу [12]. Приведенный факт, также может служить одним из объяснений роста концентраций соединений ртути в воде нижнего течения р. Дон в последнее время.

Заключение

При анализе ретроспективных данных установлена тенденция повышения массовой концентрации растворимых форм ртути в воде Нижнего Дона с 2010 по 2024 гг. Результаты экспедиционных исследований, проведённых нами в июне 2025 г., подтверждают обозначенный тренд, так как во всех точках отбора проб от г. Аксай до г. Азов было обнаружено превышение ПДК_{рх}. Важно подчеркнуть, что в последние годы растут не только максимальные кратности

превышения нормативных значений, но и число створов с высоким уровнем ртутного загрязнения.

Выявлена также тенденция уменьшения содержания ртути в донных отложениях нижнего течения р. Дон в период 2013–2024 гг. По результатам наших исследований медианная доля общей ртути в донных отложениях Нижнего Дона составила 0,07 мг/кг с. о., что входит в границы среднемноголетних значений за предыдущие годы. Стоит отметить, необходимость более детального мониторинга содержания ртути в донных отложениях, так как они часто являются источником вторичного загрязнения водных объектов, в том числе соединениями ртути.

Список литературы

1. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодники за 2010–2024 гг. Ростов-на-Дону, 2010–2024.

2. Миронова Т.В. Оценка токсического загрязнения водной экосистемы Нижнего Дона за многолетний период. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. Ростов-на-Дону, 2006. 170 с.

3. Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Минина Л.И. Водная экосистема Нижнего Дона: многолетнее изменение качества воды. СПб.: Гидрометеоздат, 2006. 308 с.

4. Овсепян А.Э., Предеин М.Н., Андреев Ю.А. Распределение и соотношение различных форм ртути в нижнем течении реки Дон // Материалы первой международной научно-практической конференции молодых ученых “Комплексные исследования биологических ресурсов южных морей и рек” (7–9 июля 2004 г., г. Астрахань). Астрахань: Изд-во КаспНИРХ, 2004. С. 142–144.

5. Павленко Л.Ф., Кораблина И.В., Барабашин Т.О., Экилик В.С. Приоритетные токсиканты в элементах экосистемы Нижнего Дона // Водные ресурсы, 2022. Т. 49. № 3. С. 298–304.

6. ПНД Ф 14.1:2:4.271–2012. М 01-55-2016. Методика измерений массовой концентрации ртути в пробах природных, питьевых, минеральных, сточных вод атомно-абсорбционным методом с зеемановской коррекцией неселективного поглощения на анализаторе ртути РА-915 М // М.: ООО “Люмэкс-маркетинг”, 2016. 28 с.

7. ПНД Ф 16.1:2:2:2.80–2013. М 03-09-213. Методика измерений массовой доли общей ртути в пробах почв, грунтов, в том числе тепличных, глин и донных отложений атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915 М // М.: ООО “Люмэкс-маркетинг”, 2013. 24 с.

8. Предеина Л.М., Андреев Ю.А., Котова В.Е. О результатах комплексных гидрохимических и токсикологических наблюдений в нижнем течении р. Дон // Экология. Экономика. Информатика. Серия: Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2022. Т. 1. № 7. С. 125–131.

9. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. Зарегистрировано в Минюсте РФ 13.01.2017 г. № 45203.

10. Федоров Ю.А., Чепурная В.И., Гарькуша Д.Н., Доценко И.В., Михайленко А.В., Попов Ю.В., Гаврилова И.Ю. Микрочастицы как фактор, оказывающий влияние на аккумуляцию тяжелых металлов в почве, дорожной пыли и донных отложениях // Геология, география и глобальная энергия, 2022. № 3. С. 89–105.

11. Экологический вестник Дона “О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области” за 2015–2024 гг. // Правительство Ростовской области. Министерство природных ресурсов и экологии Ростовской области. Ростов-на-Дону, 2015–2024.

12. Helmrich S., Vlassopoulos D., Alpers C.N., O’Day P.A. Critical review of mercury methylation and methylmercury demethylation rate constants in aquatic sediments for biogeochemical modeling // Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2022 Vol. 52. № 24. P. 4353–4378.

ИЗУЧЕНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НИЖНЕМ ТЕЧЕНИИ Р. ДОН

И.В. Бурыкин, Ю.А. Андреев, Т.В. Князева, К.Ю. Дергачев
*Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону, Россия,
y.andreev@gidrohim.mecom.ru*

Аннотация: Цель работы – изучение распределения физико-химических форм некоторых тяжёлых металлов и особенностей их миграционной подвижности в воде нижнего течения р. Дон. Массовые концентрации растворимых соединений железа, марганца, ванадия, меди и цинка, а также их валовое содержание определялось атомно-абсорбционным методом по аттестованной методике. Изучено сезонное распределение растворимых и взвешенных форм соединений этих металлов. Установлено, что в летне-осенний период года происходят разнонаправленные процессы изменения, как массовой концентрации растворимых форм, так и валового содержания соединений этих металлов в воде нижнего течения р. Дон.

Ключевые слова: нижнее течение реки Дон, миграционные формы тяжёлых металлов

STUDY OF DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN THE LOWER COURSE OF THE DON RIVER

I.V. Burykin, Yu.A. Andreev, T.V. Knyazeva, K.Yu. Dergachev
Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: The purpose of the work is to study the distribution of physical and chemical forms of some heavy metals and the features of their migration mobility in the water of the lower course of the Don River. The mass concentrations of soluble Fe, Mn, V, Cu, and Zn compounds and their total content were determined using the atomic absorption method according to an approved methodology. The seasonal distribution of soluble and suspended forms of Fe, Mn, V, Cu, and Zn was studied. It was found that during the summer and autumn seasons, there are multidirectional changes in both the mass concentration of soluble forms and the total content of these metal compounds in the water of the lower reaches of the Don River.

Key words: lower reaches of the Don River, migration forms of heavy metals

Введение

Определение тяжелых металлов (ТМ) в мониторинге состояния и загрязнения природных вод является задачей, не теряющей своей актуальности.

Это связано не только с проявляемой токсичностью некоторыми соединениями ТМ, но и с особенностями их перераспределения в водных объектах.

Известно, что токсичность металлов возрастает с увеличением атомной массы, зависит от способности к диссоциации комплексов ТМ с белками и от растворимости соединений в воде и липидах [1]. ТМ способны находиться в воде в виде различных физических форм: растворимые (истинно растворённые), коллоидно-дисперсные, взвешенные. При определенных значениях физико-химических показателей природных вод они способны накапливаться в виде нерастворимых форм в донных отложениях. Перераспределение соединений ТМ между взвешенными формами (связанными и менее токсичными) и растворимыми (более легкодоступными и токсичными для гидробионтов) зависит не только от физико-химических условий водной среды, но и от их общего содержания [7, 8].

Разнообразие растворимых форм ТМ связано с процессами гидролиза, гидролитической полимеризации (образование полиядерных гидроксокомплексов) и комплексообразования с различными лигандами, что определяется не только константами устойчивости этих комплексов, но и соотношениями концентраций иона металла и лигандов в воде. Комплексы, образуемые гуминовыми и фульвокислотами с ионами ТМ (Fe, Al, V, Cu и др.), относительно хорошо растворимы, особенно в условиях низкой минерализации, где образование других комплексов маловероятно [6]. Однако в воде р. Дон содержание гуминовых веществ невелико при относительно высоких концентрациях минеральных компонентов. Токсичность ионов металла в результате комплексообразования может сильно меняться, поскольку мембранная проницаемость комплексных и гидратированных ионов существенно отличается в процессе усвоения живыми организмами. Например, хелатные формы Cu и Cd, Fe, Co и Ni менее токсичны, по сравнению с гидратированными ионами [2].

Цель работы – изучение распределения физико-химических форм соединений ряда ТМ и особенностей их миграционной подвижности в воде нижнего течения р. Дон.

Материалы и методы

Для изучения распределения соединений ТМ в нижнем течении р. Дон в летний и осенний периоды 2023-2024 гг. совместно с ФГБУ «Северо-Кавказское УГМС» выполняли отбор проб воды из поверхностного горизонта в пунктах наблюдений от г. Аксай до г. Азов. Для отбора проб использовали батометр Молчанова ГР-18. Схема точек отбора проб воды приведена на рисунке 1.

Массовые концентрации растворимых соединений ТМ (Fe, Mn, V, Cu, Zn, Co, Ni, Cr, Cd и Pb) в фильтрованных через мембранный фильтр (0,45 мкм) пробах воды и общее (валовое) содержание в нефилтрованных пробах измеряли по аттестованной методике [11] с использованием атомно-абсорбционного спектрофотометра AA-7000 (SHIMADZU).



Рисунок 1 – Схема точек отбора проб воды в нижнем течении р. Дон г. Ростов-на-Дону (1 – 1 км выше впадения р. Аксай, 2 – 2 км выше Зелёного острова на уровне нового водозабора, 3 – 0,5 км ниже устья р. Темерник, 4 – 0,5 км ниже выпуска сточных вод АО «Ростовводоканал», 5 – вниз по течению 3,5 км ниже х. Колузаево; г. Азов: 6 – рукав Старый Дон (водозабор), 7 – рукав Старый Дон 0,5 км ниже выпуска городской канализации, 8 – рукав Большая Каланча, 0,5 км выше х. Дугино)

Возможные химические формы Fe, Mn, V, Cu, Zn в виде ряда неорганических соединений в воде изучаемого участка р. Дон рассчитывали с учётом результатов наблюдений ФГБУ «Северо-Кавказское УГМС» по данным за 2023 год.

Результаты и обсуждение

По результатам анализа проб воды за время эксперимента по всему изучаемому участку р. Дон отмечено превышение нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения – предельно допустимых концентраций (ПДК) [10] растворимыми соединениями Mn и V до 3,9 ПДК и 13,3 ПДК соответственно. В пробах воды р. Дон ниже выпуска сточных вод АО «Ростовводоканал» и в рукаве Большая Каланча (0,5 км выше х. Дугино) зафиксировали превышение содержания Cu до 2,6 ПДК и Zn до 1,5 ПДК. Аналогичное превышение ПДК в воде изучаемого участка по Zn и Cu отмечали авторы работы [2] в 2002-2003 гг., а повышенное содержание соединений ванадия в воде нижнего течения р. Дон в 2020-2022 гг. на уровне от 4,2 до 8 ПДК отмечено в работах [5, 9]. На превышение ПДК растворимыми формами изучаемых металлов (за исключением Fe) может оказывать влияние повышенная минерализация, что уже отмечалось ранее [5].

Установлено, что массовые концентрации как растворимых, так и валовых форм соединений Cd, Co, Ni и Pb в пробах воды были ниже соответствующих значений пределов обнаружения использованной методики измерений. Для соединений Cr по валовому содержанию ниже устья р. Темерник и ниже выпуска сточных вод (г. Ростов-на-Дону), а также в рукаве Старый Дон (г.

Азов) ниже выпуска городской канализации единично фиксировались значения концентраций на уровне предела определения (1 мкг/дм³).

Концентрации взвешенных форм соединений Fe, Mn, V, Cu и Zn находили по разнице между валовым содержанием и массовой концентрацией растворимых форм.

Химический состав соединений металлов в виде растворимых форм и их относительные доли рассчитывали согласно общей методологии [7] на основании данных о минеральном составе воды за 2023 год. Результаты с полученным распределением форм соединений металлов приведены на рисунке 2.

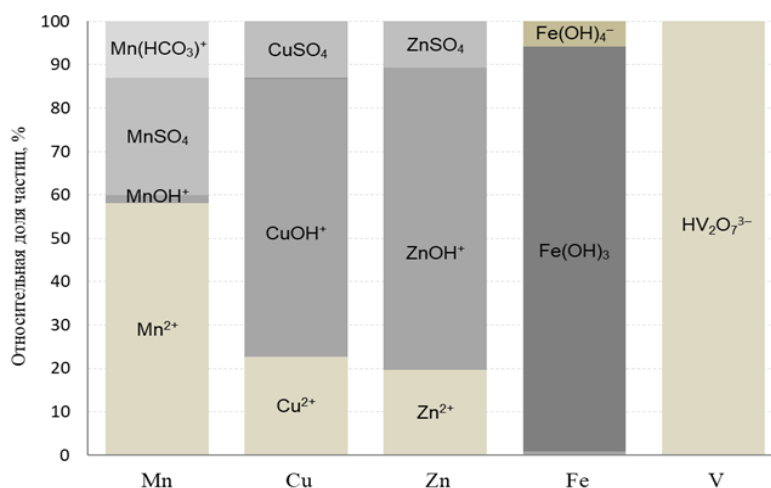
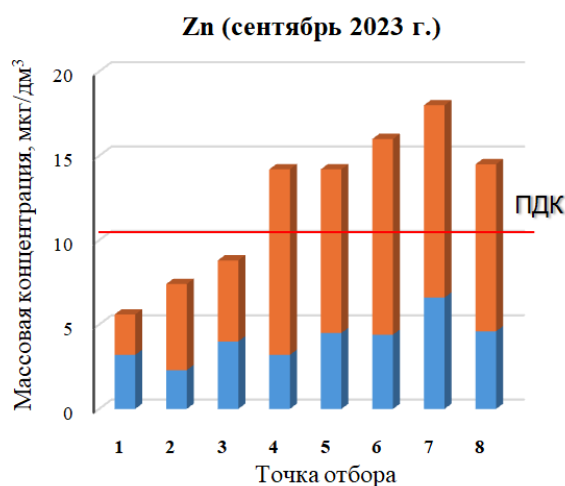


Рисунок 2 – Распределение растворимых форм соединений Mn, Cu, Zn, Fe и V

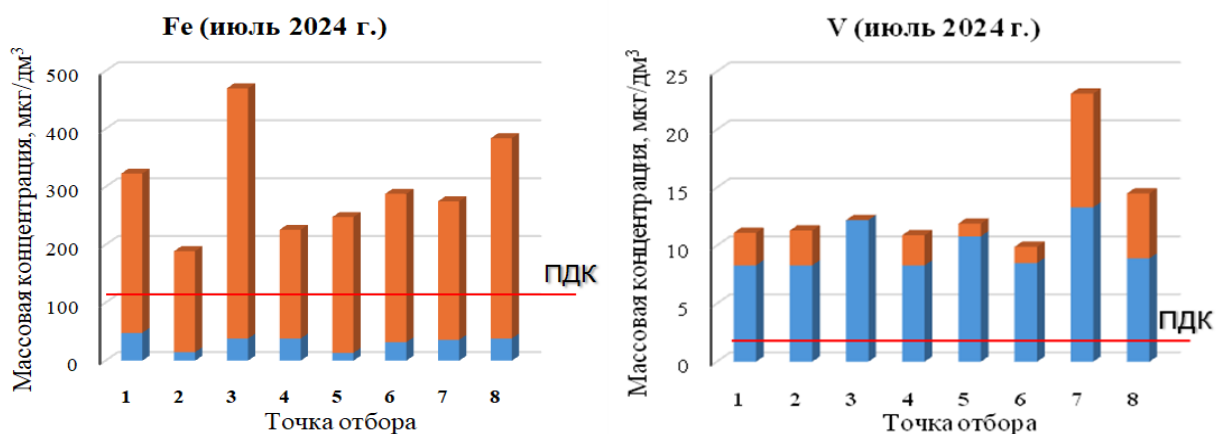
На основании полученных результатов относительные доли наиболее токсичных форм соединений металлов составили: свободные гидратированные катионы Mn – до 60 %, Cu и Zn – около 20 %, а также 100 % растворимого V в виде HV₂O₇³⁻. Полученные результаты по части металлов совпадают с аналогичными расчётами, выполненными в работе [4].

По значениям массовой концентрации растворимых форм соединений Fe, Mn, V, Cu, Zn и их взвешенных форм построены диаграммы распределения на основании химического состава воды изученного участка р. Дон. Показано, что зависимость концентрации растворимых форм металлов от их валового содержания не всегда может быть прямо пропорциональной из-за влияния различных условий водной среды, например, повышенного содержания взвешенных веществ (до 32 мг/дм³) на изучаемом участке водотока или незначительной цветностью донской воды (20 градусов цветности). Некоторые диаграммы распределения миграционных форм металлов в воде приведены на рисунках 3 и 4 с указанием уровней соответствующих значений ПДК для растворимых форм.



(■ – взвешенные формы; ■ – растворимые формы)

Рисунок 3 – Распределение форм соединений Zn



(■ – взвешенные формы; ■ – растворимые формы)

Рисунок 4 – Распределение форм соединений Fe и V

При анализе закономерностей распределения форм (рисунок 3-4) можно отметить, что оценивание качества воды по содержанию только растворимых в воде форм ТМ в мониторинге качества вод или прогнозировании распространения загрязнения может быть недостаточной. При изменении условий водной среды легкая трансформация (перераспределение растворимой и взвешенной форм) соединений, например Zn, способна привести к увеличению доли растворимых форм металла, что, в свою очередь, может сказаться на оценке общей токсичности воды [3].

При изучении распределения форм миграции Fe и V в воде установлено преимущественное преобладание соединений этих металлов по всему водотоку для ванадия – в растворимой форме, для железа – во взвешенной.

При анализе изменения концентраций в разные сезоны года отмечено, что максимальное содержание V достигало значений до 13,3 ПДК и было

зафиксировано в июле 2024 года, а к сентябрю концентрация растворимых форм V несколько уменьшилась до 8,9 ПДК. Это можно объяснить участием данного металла в бурном росте фитопланктонных сообществ водной экосистемы в летний период. Уменьшение валовых концентраций Fe в сентябре до уровня ПДК вероятно связано с сорбцией взвешенным органическим веществом и последующим осаждением.

Заключение

В результате проведённых исследований показано, что в воде нижнего течения р. Дон наблюдаются разнонаправленные процессы изменения форм существования и концентраций ряда ТМ, происходящие в летне-осенний период года. Седиментация взвешенных форм Fe в донные отложения сопровождается одновременной активной сорбцией растворимых форм Zn, а также V, Mn, Cu и взвешенных форм Mn и Zn, что способствует процессу «самоочищения» воды. При этом возможен и обратный процесс перехода соединений ТМ из донных отложений в воду, что известно как «вторичное загрязнение».

Для целей прогнозирования возможного изменения содержания соединений ТМ с учётом их свойств и физико-химических показателей состава воды целесообразно проводить определение не только массовой концентрации растворимых форм, что выполняется в большинстве работ по мониторингу загрязнения, но и их валового содержания.

Список литературы

1. Вредные вещества в промышленности. Справочник. Т. 3 / Под ред. Н.В. Лазарева. Л.: Химия, 1977. 608 с.
2. Гарькуша Д.Н., Федоров Ю.А., Предеина Л.М. Пространственно-временная изменчивость концентрации меди и цинка в воде нижнего течения реки Дон. // Метеорология и гидрология. 2022. № 3. С. 106-117.
3. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / Под ред. Т.В. Гусевой. М.: ФОРУМ: ИНФРА-М, 2007. 192 с.
4. Князева Т.В., Евтухова В.О. Особенности пробоподготовки компонентов поверхностных вод к атомно-абсорбционному анализу на содержание тяжёлых металлов // Вода: химия и экология. 2014. № 11. С. 92-97.
5. Котова В.Е., Тамбиева Н.С., Князева Т.В. Изучение загрязнения р. Темерник некоторыми приоритетными экотоксикантами. / В сб.: 2-ая Всероссийская научно-практическая конференция «Экологический мониторинг опасных промышленных объектов: современные достижения, перспективы и обеспечение экологической безопасности населения». Сборник научных трудов. Саратов, ФГБУ ВО СГТУ им. Гагарина Ю.А., 2020. С. 228-232.
6. Левшина С.И., Матюшкина Л.А. Особенности распределения растворённых форм металлов и металло-гумусовых комплексов в водах Зейского водохранилища // Водные ресурсы. 2021. Т. 48. № 6. С. 685-695.

7. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
8. Мур Д., Рамамурти С. Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. 288 с.
9. Предеина Л.М., Андреев Ю.А., Котова В.Е. О результатах комплексных гидрохимических и токсикологических наблюдений в нижнем течении р. Дон // Экология. Экономика. Информатика. Сер. Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем. 2022, Т. 1. № 7. С. 125-131.
10. Приказ Минсельхоза Российской Федерации от 13.12.2016 г. № 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».
11. РД 52.24.377–2021. Массовая концентрация алюминия, бериллия, ванадия, железа, кадмия, кобальта, марганца, меди, молибдена, никеля, свинца, серебра, хрома и цинка в водах. Методика измерений атомно-абсорбционным методом с электротермической атомизацией проб. – Ростов-на-Дону, ФГБУ «ГХИ», 2021, 43 с.

ИЗМЕНЧИВОСТЬ КОЛИЧЕСТВЕННОГО И КАЧЕСТВЕННОГО СОСТАВА
ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ И ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ
ПЕСТИЦИДОВ В ПОВЕРХНОСТНОЙ И ГЛУБИННОЙ ВОДЕ ОЗЕРА
БАЙКАЛ

М.А. Запевалов, Д.П. Самсонов, Д.Г. Левшин,
А.И. Кочетков, Е.М. Пасынкова
ФГБУ «НПО «Тайфун», Обнинск, Россия, zap@rpatyphoon.ru

Аннотация: представлены результаты исследования уровней загрязнения поверхностной и глубинной воде в пяти точках реперного разреза озера Байкал за период 2021-2024 годов полихлорированными бифенилами (ПХБ) и хлорорганическими пестицидами (ХОП). Получены точечные и интервальные статистические оценки средних и медианных концентраций на различных горизонтах. По экспериментальным данным рассчитаны профили состава конгенов ПХБ разной степени хлорирования.

Ключевые слова: стойкие органические загрязнители, полихлорированные бифенилы, загрязнение, мониторинг, поверхностная вода

VARIABILITY OF THE LEVEL AND COMPOSITION OF
POLYCHLORINATED BIPHENYLS AND ORGANOCHLORINE PESTICIDES
IN THE SURFACE AND DEEP WATERS OF LAKE BAIKAL

M.A. Zapevalov, D.P. Samsonov, D.G. Levshin,
A.I. Kochetkov, E.M. Pasyukova
SI RPA «Typhoon», Obninsk, Russia, zap@rpatyphoon.ru

Abstract: Levels and statistical parameters organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) concentrations of surface and deep water by different horizons of the Lake Baikal for the period 2021-2024 were studied. Based on experimental data, the composition profiles of PCB congeners in water have been obtained.

Key words: persistent organic pollutants, polychlorinated biphenyls, pollution, monitoring, surface water

Одной из актуальных экологических проблем Байкальской природной территории (БПТ) остается загрязнение окружающей среды стойкими органическими загрязнителями (СОЗ). Их поступление может быть обусловлено как антропогенными факторами (текущей хозяйственной деятельностью, ликвидацией накопленного вреда), так и природными факторами (климатические изменения и возрастание потоков вторичной эмиссии накопленных СОЗ).

Аналитически значимые концентрации таких групп СОЗ, как хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ) повсеместно обнаруживаются в окружающей среде БПТ, в том числе и в пелагиали озера Байкал [1,2,4]. На сегодняшний день остается актуальной задача определения тенденций и трендов изменении концентраций с течением времени на фоне фактической изменчивости концентраций СОЗ.

Методика исследований

В 2021-2024 годах ФГБУ «НПО «Тайфун» совместно с ФГБУ «Иркутское УГМС» проводили систематические исследования загрязнения поверхностной и глубинной воды оз. Байкал СОЗ. Ежегодно в одних и тех же фоновых станциях продольного (реперного) разреза выполняли экспедиционные работы с отбором проб воды по горизонтам на глубинах – 0-0,5, 25, 50, 200-250 м и придонный слой (от 800 до 1400 м в зависимости от точки) в следующих районах (рисунок 1):

- южная котловина (Листвянка, т.33)
- центральная часть (о. Ольхон, т.129)
- центральная часть (м. Святой Нос, Максимиха, т.139)
- северная котловина (м. Елохин, Баргузинский заповедник, т.170; Северобайкальск, т.189).

После отбора проб сразу проводили экстракцию ХОП и ПХБ гексаном из объема воды 5 л. Гексановые экстракты доставляли в лабораторию ФГБУ «НПО «Тайфун» и проводили целевой анализ ХОП и ПХБ методом хромато-масс-спектрометрии высокого разрешения. Методика анализа проб подробно описана в более ранних публикациях [2,4].

Результаты и обсуждение

В таблице 1 приведены количественные данные о концентрациях наиболее распространенных групп СОЗ в воде озера Байкал (ПХБ, ДДТ и его метаболиты, изомеры ГХЦГ) по данным наблюдений 2021-2024 г. в пяти точках отбора: в поверхностном слое от 0 до 100 м, на глубине 200 - 250 м и в придонном слое.

Количественно уровни содержания СОЗ в каждом слое характеризовали точечными значениями концентраций (среднее и медиана), а изменчивость размахом (минимум-максимум), среднеквадратическим отклонением и интерквартильным интервалом (разница верхнего и нижнего квартилей ряда наблюдений (концентраций)).

Для характеристики изменчивости концентраций использовали безразмерные статистические показатели [3], основанные на нормальном законе распределения: коэффициент вариации $v = s/\bar{C}$, где s - среднеквадратическое отклонение ряда наблюдений, \bar{C} - среднее значение концентрации в точке за период наблюдений. Для сравнения рассчитывали также робастные статистические характеристики: медиану и интерквартильный размах (h) в относительном выражении: $h = H/m$, где $H = C_{0,75} - C_{0,25}$ - разность

Таблица 1– Концентрации СОЗ в поверхностном, среднем и придонном слое воды оз. Байкал по данным наблюдений 2021-2024 годов

Точка отбора	СОЗ	Концентрации (мин-макс)/средн/медиана, пг/л		
		Поверхностный слой (глубина 0-100 м)	Средний слой (глубина 200-250 м)	Придонный слой
Южная котловина, т.33	ГХБ	(6,3 – 501) / 84,8 / 19,1	(0 – 33,6) / 18,3 / 19,9	(23,7-192) / 79,7 / 51,6
	∑ГХЦГ	(88,4-1168) / 252,5 / 164,5	(142,7 - 192,2) / 167,5 / 167,5	(107,2-202,8) / 139,5 / 108,4
	∑(ДДТ+ДДЕ+ДДД)	(5,7-55,2) / 31,8 / 31,7	(24,1- 82,6) / 53,4 / 53,4	(13,1-206,1) / 115,3 / 126,7
	∑ПХБ (x 0,1)	(7,3-1418) / 261,8 / 150,9	(41,5- 181,3) / 96,7 / 67,2	(47,8-1458,1) / 537,9 / 322,8
Ольхон, т.129	ГХБ	(5,6-49,3) / 22,0 / 16,0	(11,0-25,0) / 16,1 / 12,3	(14,4-52,3) / 27 / 20,7
	∑ГХЦГ	(82,6-204,7) / 129,4 / 106,2	(121,7-171,9) / 111,8 / 167,5	(89,2-160,0) / 129 / 133,3
	∑(ДДТ+ДДЕ+ДДД)	(3,8-105,4) / 46,0 / 49,0	(0-12,9) / 6,8 / 2,8	(0-29) / 8,9 / 3,2
	∑ПХБ (x 0,1)	(2,5-2450) / 355 / 75,5	(24,3- 56,6) / 38,5 / 34,5	(11,1-158,5) / 71,5 / 58,3
Центр, т.139	ГХБ	(7,1-175) / 26,6 / 14,2	(12,3- 178,0) / 67,8 / 13,2	(5,4-48,3) / 18,3 / 9,7
	∑ГХЦГ	(95,2-221,8) / 148,4 / 146,7	(126,5-211,7) / 169,5 / 170,2	(114,9-191) / 142,7 / 132,5
	∑(ДДТ+ДДЕ+ДДД)	(0-298,0) / 36,1 / 12,5	(13,3-263,3) / 97,0 / 14,3	(4,1-312) / 120 / 81,4
	∑ПХБ (x 0,1)	(4,3-1634) / 218,5 / 90,6	(58,7-268,9) / 151 / 125	(5,8-630) / 280,3 / 242,8
Север, т.170	ГХБ	(7,3-166) / 41,6 / 18,1	(15,5-262,0) / 78,6 / 18,5	(18,3-108,0) / 42,4 / 21,7
	∑ГХЦГ	(136,9-234,3) / 172,1 / 171,7	(147,8-168,5) / 156,7 / 153,7	(143,5-177,7) / 155,8 / 146,3
	∑(ДДТ+ДДЕ+ДДД)	(0-321,7) / 83,6 / 47,4	(4,3- 53,7) / 30,0 / 30,9	(0-79,9) / 26,1 / 12,2
	∑ПХБ (x 0,1)	(37,4-6563) / 801 / 106,1	(33,1-266,9) / 153,2 / 156,5	(21,2-3541) / 1022 / 262,6
Северобайкальск, т.185	ГХБ	(7-618) / 69,6 / 21,2	(8,3 - 628,0) / 168,2 / 18,2	(9,8-768) / 203,9 / 18,8
	∑ГХЦГ	(112,5-416,3) / 186,7 / 150,3	(126,8-167,0) / 142,4 / 137,8	(111,6-227,3) / 152 / 134,7
	∑(ДДТ+ДДЕ+ДДД)	(0-649) / 106,8 / 53,9	(18,2-65,6) / 38,3 / 31,2	(26,7-439,3) / 205,7 / 151,1
	∑ПХБ (x 0,1)	(16,3-2847) / 583,7 / 226,6	(19,3-707,7) / 247,5 / 131,5	(19,2-939) / 470,5 / 461,8

концентраций, соответствующие третьему и первому квартилю, а *m*-медианная концентрация ряда наблюдений.

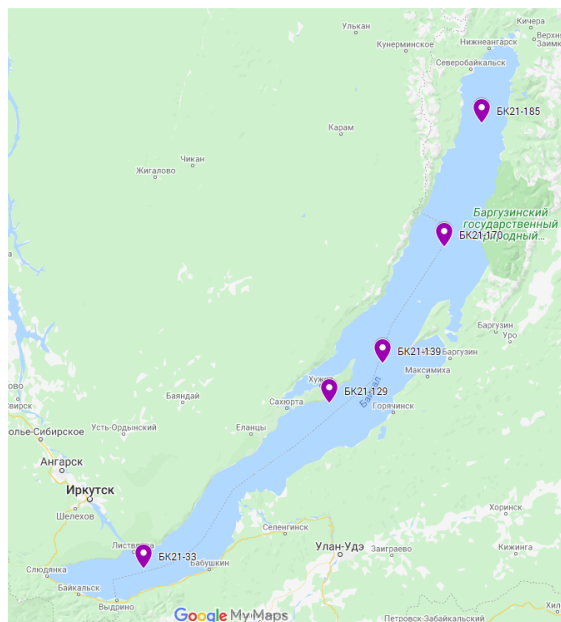


Рисунок 1 – Точки мониторинга СО₂ на станциях продольного (реперного) разреза в акватории оз. Байкал

Данные четырехлетних наблюдений, показывают (таблица 1), что абсолютные величины средних и медианных концентраций СО₂ по всей глубине по реперному разрезу озера Байкал для всех групп СО₂ характеризуется минимумом в центральной зоне (т.129, о. Ольхон, т.139 м. Святой Нос, Максимиха). Если говорить о поверхностном слое 0-100 м, то для ГХБ медианные концентрации меняются слабо: в т.129 и т.139 они составляют 16 и 14 пг/л (таблица 1), в южной котловине (т.33) 19 пг/л, в северной (т.170 и т.185) примерно такие же – 18 и 21 пг/л. Похожие изменения можно отметить для изомеров суммы ГХЦГ: в т.129 и т. 133 медианные концентрации составили около 106 и 147 пг/л, в т.33 в южной котловине 164 пг/л, а в северной котловине в т.170 и т.185 составили, соответственно 171 и 157 пг/л (таблица 1). Приблизительно такая же вариабельность наблюдается для концентраций суммы ДДТ, которые по абсолютным величинам незначительно отличаются от ГХБ.

Что касается концентрации суммы ПХБ, то для этой группы СО₂ картина по реперному разрезу следующая: минимальные медианные концентрации в слое 0-100 м наблюдаются в точках 129 и 139 (755 и 906 пг/л), в южной котловине (т.33 концентрация возрастает до величины 1509 пг/л (в 2 раза по сравнению с т.129). Также концентрация ПХБ по отношению к центральной части Байкала возрастают примерно в 1,5 раза в северной котловине и составили в 2024 г. в т.170 (1061 пг/л) и в т.185 (2266 пг/л).

Изменчивость концентраций в воде различна для разных СО₂ и зависит от типа вещества, глубины отбора и положения точки отбора (района исследования). Наименьшая изменчивость концентраций (в среднем

коэффициент вариации (v) и интерквартильный размах (h) составляет около 0,3) наблюдается для суммы изомеров ГХЦГ (таблица 2). Значительно большая изменчивость наблюдается для ГХБ, ДДТ и ПХБ: коэффициент вариации увеличивается примерно до 1,1-1,3, а интерквартильный размах до 2-3. Обращают внимание отдельные выбросы этого показателя для ГХБ до 6-10 и для ПХБ до 3-6 (таблица 2), которые коррелируют с различием в величинах средних и медианных значений концентраций и объясняются наличием в ряду наблюдений резко выделяющихся значений (таблица 1). Можно обратить внимание также на то, что наибольшая изменчивость наблюдается для ГХБ и ПХБ в северной котловине озера Байкал (таблица 2).

Таблица 2 – Статистические характеристики изменчивости концентраций СОЗ в воде озера Байкал за период наблюдений 2021-2024 годов (v - коэффициент вариации, h – интерквартильный размах, отнесенный к медиане)

	Глубина, м	ГХБ		Σ ГХЦГ		Σ ДДТ		Σ ПХБ	
		v	h	v	h	v	h	v	h
Южная котловина, т.33	0-100	1,73	2,07	1,28	0,26	0,59	0,91	1,43	1,09
	250	0,77	0,69	0,21	0,15	0,78	0,55	0,77	1,04
	1114	0,95	0,94	0,39	0,44	0,84	0,76	1,20	1,91
Ольхон, точка 129	0-100	0,71	1,87	0,34	0,66	0,75	0,71	1,88	2,28
	250	0,48	0,57	0,19	0,20	1,30	2,30	0,43	0,47
	1500	0,65	0,85	0,27	0,38	1,53	3,18	0,95	1,48
Центральная часть, точка 139	0-100	1,53	0,86	0,26	0,38	1,99	1,51	1,85	1,65
	250	1,41	6,28	0,25	0,25	1,49	8,74	0,71	0,84
	1100	1,10	1,43	0,24	0,29	1,17	1,93	1,01	1,50
Север, точка 170	0-100	1,21	2,39	0,15	0,13	1,16	2,61	2,07	6,29
	250	1,56	3,38	0,07	0,07	0,71	0,79	0,80	1,27
	800	1,03	1,16	0,12	0,12	1,41	2,55	1,65	4,44
Северо-байкальск, точка 185	0-100	2,16	1,89	0,44	0,49	1,55	1,89	1,44	3,60
	250	1,82	8,89	0,13	0,16	0,64	0,76	1,30	2,46
	800	1,85	10,4	0,35	0,37	1,03	1,37	1,11	1,93

Говорить о временных трендах изменения концентраций СОЗ в воде оз. Байкал по данным наблюдений 2021-2024 годов преждевременно. Для концентрации ПХБ, являющихся приоритетной группой СОЗ на Байкале, с учетом литературных данных предыдущих лет [1,2,4,6] можно сказать, что концентрации в поверхностном слое за период 1993-2024 г. в разных точках находятся в широком диапазоне 200 – 4000 пг/л (рисунок 2). Изменение концентраций в поверхностном слое воды могут быть связаны с многочисленными факторами, основными из которых являются метеоусловия на момент отбора (ветер, дождевые осадки и др.).

По полученному массиву данных был оценен профиль конгенов ПХБ и рассчитан процентный вклад групп конгенов, содержащих от 2 до 7 атомов хлора (рисунок 3).

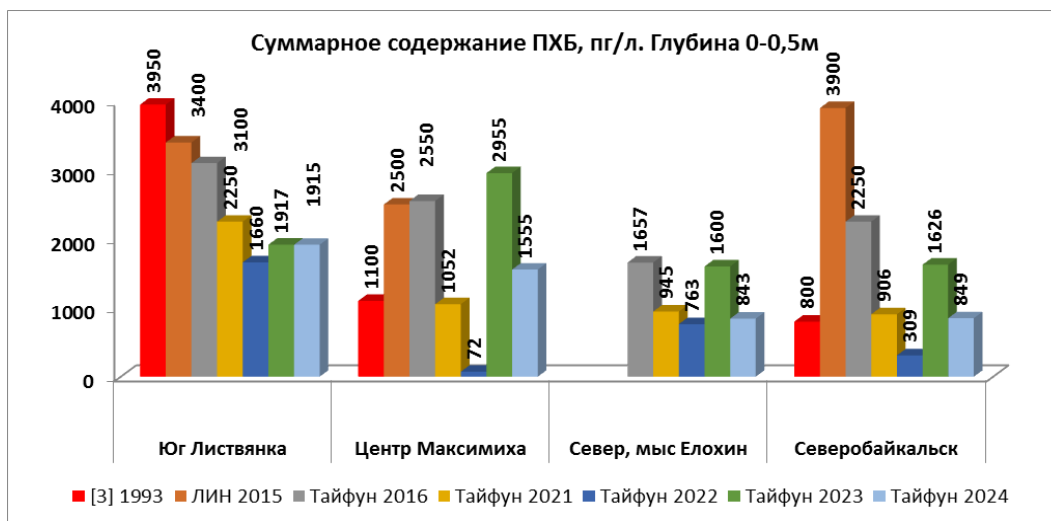


Рисунок 2 – Суммарное содержание ПХБ в поверхностном слое вод озера по данным разных лет, пг/л

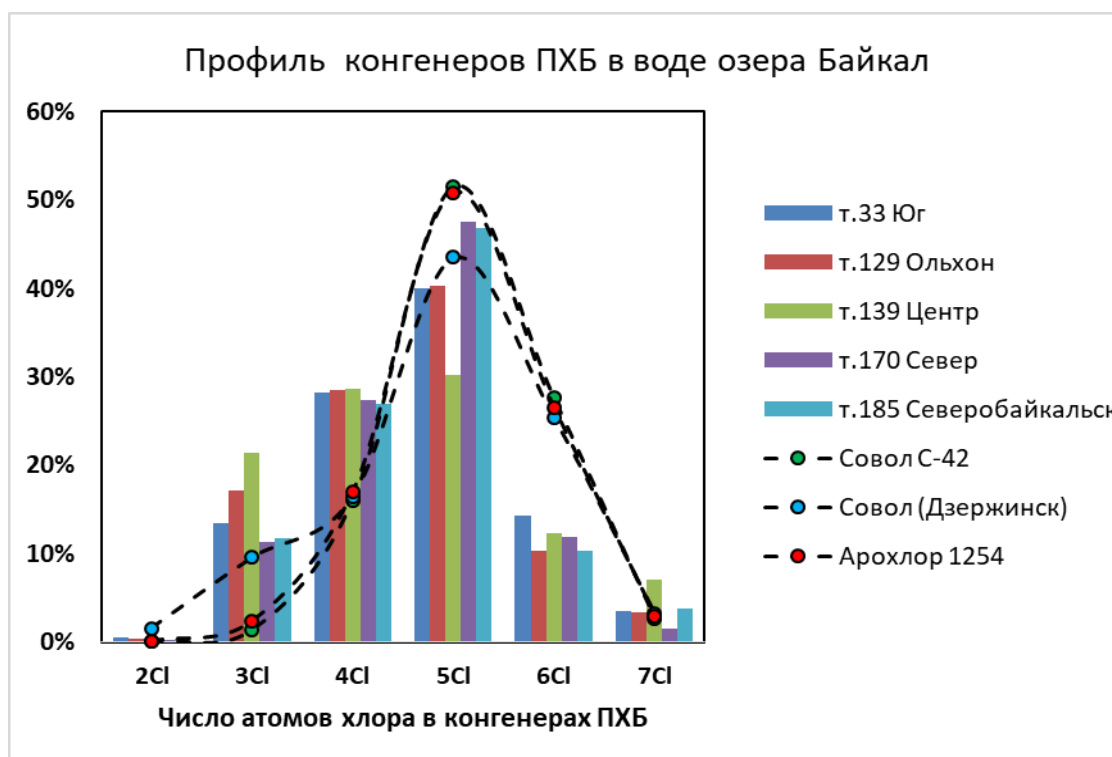


Рисунок 3 – Профиль конгенов ПХБ в воде озера Байкал (усредненный состав по всем горизонтам отбора проб).

Из полученных данных следует, что профили конгенов ПХБ в разных точках отбора близки к составу между собой и коррелируют с составом товарных смесей ПХБ, производимых в конце прошлого века в СССР (совол) и за рубежом (арохлор 1254) [5]. Очевидное различие профилей ПХБ обнаруженных в пробах воды по сравнению с исходными продуктами состоит в том, что снижается вклад высокохлорированных (гексахлорбифенилов) и увеличивается вклад менее хлорированных (три- и тетрахлорбифенилов). Такие изменения могут быть вызваны процессами деградации ПХБ с течением времени под воздействием факторов окружающей среды.

Заключение

На основании полученных данных можно заключить, что минимальное содержание ХОП и ПХБ характерно для центральной части акватории озера Байкал. В Южной и Северной котловине наблюдается более высокие уровни, при этом возможно появление в отдельных пробах аномально высоких уровней содержания ПХБ в воде на различных горизонтах.

Характер загрязнения поверхностных вод СОЗ показывает существенные различия год от года, что выражается в повышенной изменчивости наблюдаемых уровней концентраций. Для получения надежных трендов изменения концентраций СОЗ в воде озера Байкал необходимо продолжать наблюдения с использованием высокочувствительных методов хромато-масс-спектрометрии с изотопным разбавлением.

Работа выполнена в рамках реализации Федерального проекта "Сохранение озера Байкал" национального проекта «Экология».

Благодарность. Авторы выражают благодарность ФГБУ «Иркутский УГМС» за организацию экспедиционных работ на НИС «Профессор Вознесенский», а также научному сотруднику Корунову А.О. непосредственно проводившему работы по отбору проб в полевых условиях.

Список литературы

1. Горшков А.Г., Кустова О.А., Дзюба Е.В. Полихлорированы бифенилы в водной системе оз. Байкал // Химия в интересах устойчивого развития. 2017. Т. 25. С.269-278
2. Запевалов М.А., Левшин Д.Г., Лукьянова Н.Н., Самсонов Д.П. и др. Загрязнение почв и сопредельных сред прибрежной зоны Южного Байкала токсичными химическими веществами // Метеорология и гидрология. 2023. №4. С.66–76.
3. Малинин В.Н. Статистические методы анализа гидрометеорологической информации. - СПб.: изд. РГГМУ, 2008. 408 с.
4. Отчет «Стойкие органические загрязнители (СОЗ) на Байкальской природной территории», Обнинск, ФГБУ НПО «Тайфун»/ 2016. 55 с. – [электронный ресурс].
https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/239/POPs_bpt_2015-2016_2.pdf.
5. Шелепчиков А. А., Бродский Е. С. Изомерно-специфический анализ состава технических смесей полихлорбифенилов: Совол, Совтол и Трихлордифенил // Масс-спектрометрия. 2015. Т. 12. №3. С.201-209.
6. Kuklik J.R., Bidelman T.F., McConnell L.L., Ivanov G.P. // Environ Sci.Technol. 1994. Vol.28. P.31-37.

СЕКЦИЯ 5. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК: 574.64

НОВЫЕ АСПЕКТЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ПО КОМПЛЕКСУ БИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ

Е.Н. Бакаева¹, М.А.Б. Аль-Гиззи²

¹ *Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
info@gidrohim.mecom.ru*

² *Колледж наук, Университет Ти-Кар, Ирак*

Аннотация: Рассмотрены новые аспекты методологии водной экотоксикологии по оценке токсичности поверхностных вод биологическими методами. Современный биотический комплекс мониторинга экотоксичности поверхностных вод усовершенствован. Выделен блок «биодиагностика», включающий три метода. Он дополнен экспрессным методом биомаркирования. Для метода биотестирования предложена шкала итоговой оценки токсичности воды по набору биотестов. Разработан индекс биотической целостности фитопланктона P-IBI. Применение индекса при биоиндикации позволит получать более объективную оценку качества воды. Предложен подход комплексной оценки качества воды по результатам химических и биотестовых исследований.

Ключевые слова: метод, токсичность, биомаркирование, биотестирование, биоиндикация, биодиагностика

NEW ASPECTS OF DETERMINING THE QUALITY OF SURFACE WATER BY A SET OF BIOLOGICAL METHODS

E.N. Bakaeva¹, M.A.B. Al-Gizzi²

¹ *Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru*

² *College of Sciences, Ti-Kar University, Iraq*

Abstract: New aspects of the methodology of aquatic ecotoxicology for assessing the toxicity of surface waters using biological methods are considered. The modern biotic complex for monitoring the ecotoxicity of surface waters has been improved. The "biodiagnostics" block, including three methods, has been identified. It is supplemented with an express biomarking method. A scale for the final assessment of water toxicity based on a set of biotests has been proposed for the biotesting method. The P-IBI phytoplankton biotic integrity index has been developed. The use of the index in bioindication will allow for a more objective assessment of water quality. An approach to a comprehensive assessment of water quality based on the results of chemical and biotest studies has been proposed.

Key words: method, toxicity, biomarking, bioassay, bioindication, biodiagnostics

Понятие «качество воды» включает ряд различных характеристик, связанных с особенностями требований потребителей. В условиях продолжающегося антропогенного прессинга на гидросферу наиболее опасной характеристикой поверхностных вод является токсичность. Водные экосистемы находятся под влиянием негативного в отношении гидробиоты комплекса присутствующих в воде химических веществ. Негативное влияние загрязняющих веществ на водную экосистему и, в первую очередь, на гидробиоту приводит к изменению окружающей их среды обитания. В водных экосистемах опасность для гидробиоты оказывают процессы эвтрофикации и токсикация. Токсикация поверхностных вод – это процесс загрязнения поверхностных вод веществами (токсикантами), которые способствуют преобразованию воды в малоприспособленную для применения в ряде видов водопользования, опасную и вредоносную в отношении организмов. К сожалению, изначально предложенные и общепринятые в настоящее время для характеристики качества воды качественные и количественные физико-химические показатели среды часто не информативны в сравнении с биологическими характеристиками.

Несомненно, химический анализ важен и необходим для общей характеристики качества воды, но показатели самоочищения и токсичности водных экосистем, определяемые биологическими методами, отражают другую сторону, очень важную для течения нормальных гидробиологических процессов. Дело в том, что водные экосистемы обладают уникальным свойством – способностью к относительно быстрому самообновлению (улучшению) качества вод. Обеспечивает этот процесс гидробиота, поскольку за динамическое равновесие экосистемы ответственен именно её биотический компонент. Ведь согласно В. И. Вернадскому «вся химия водоёма меняется жизнью». По сути, качество воды представляет собой результат действия между гидробионтами и поступающими в водный объект токсическими веществами.

Экотоксикологические показатели являются индикаторами общего состояния экосистемы, её «экологического благополучия». К настоящему времени известно несколько подходов к экологической оценке состояния поверхностных вод. Однако многими специалистами признаётся их несовершенство, что связано, в первую очередь, со слабой разработанностью методов биологической составляющей оценки [2].

Биологическая основа токсичности позволяет рассматривать её в качестве интегральной характеристики воды, которая даёт возможность оценить комфортность среды обитания для жизнедеятельности гидробионтов. Что возможно определить только с помощью биологических методов. До недавнего времени методико-методологическая база водной экотоксикологии опиралась на триаду методов: аналитические и два биологических (биоиндикация, биотестирование) [3,5]. Основой биотической концепции экотоксикологического контроля качества поверхностных вод служили только два биологических метода (биоиндикация,

биотестирование). Однако в связи с активным привлечением биохимических, генетических, молекулярных методов, позволяющих проникнуть в более глубокие уровни иерархии живого, методология биотического подхода в экотоксикологии усовершенствовалась. Комплекс биологических методов в экотоксикологии расширился за счёт включения биомаркирования.

Современная методология водной экотоксикологии расширена за счёт включения еще одного биологического метода. В настоящее время блок биологических методов состоит уже из трёх методов. Помимо биоиндикации и биотестирования включён метод биомаркирования. Биомаркер (биологический маркер) – измеряемый параметр или событие (процесс, явление), происходящее в биологической системе или биологическом образце на суборганизменном и организменном уровнях организации (молекула, клетка, ткань, физиологическая система, организм) [7]. В биомаркировании используют параметры организма: молекулярно-генетические нарушения на уровне ДНК, ферменты, метаболиты и др. В водной экотоксикологии биомаркеры используются как индикаторы состояния здоровья или риска проявления патологии (нарушения функций) гидробионтов, либо как индикаторы воздействия на организм химических веществ или ксенобиотиков [7].

В настоящее время все три биологических метода объединены в комплекс «биодиагностика» (рисунок). В экотоксикологии под биодиагностикой понимается использование ответов биологических систем на разных уровнях биологической организации (суборганизменном, организменном, надорганизменном) на действие экологических факторов для оценки их состояния и качества окружающей среды [7]. Ответы определяют методами биомаркирования, биотестирования и биоиндикации, используемыми, как правило отдельно.

Главное преимущество биодиагностики перед физико-химическими методами анализа – возможность выявить биологические и экологические последствия действия как отдельно взятого фактора, так и комплекса факторов, присутствующих в водной экосистеме. Следует подчеркнуть, что биологические методы позволяют регистрировать ответ гидробиоты на результаты аддитивного антагонистического и синергетического совместного взаимодействия химических веществ и факторов среды.

Поэтому из числа актуальных задач, стоящих при исследовании водных экосистем следует особо выделить, во-первых, подбор и использование биологических методов, адекватно отражающих ситуацию в экосистеме, поскольку токсичность проявляется в отношении только живых объектов, во-вторых, поиск интегральных показателей отклика гидробиоты, характеризующих состояние водной экосистемы [6].

С целью учёта результатов всех использованных в наборе биотестов для получения итоговой информации о степени токсичности проб воды нами разработана шкала (таблица). Шкала основана на оценке токсичности пробы воды, полученной каждым из трёх биотестов, выраженной словесно по характеру токсичности: нет ТД (токсическое действие), ТД, ХТД (хроническое

токсическое действие), ПОТД (подострое токсическое действие), ОТД (острое токсическое действие).

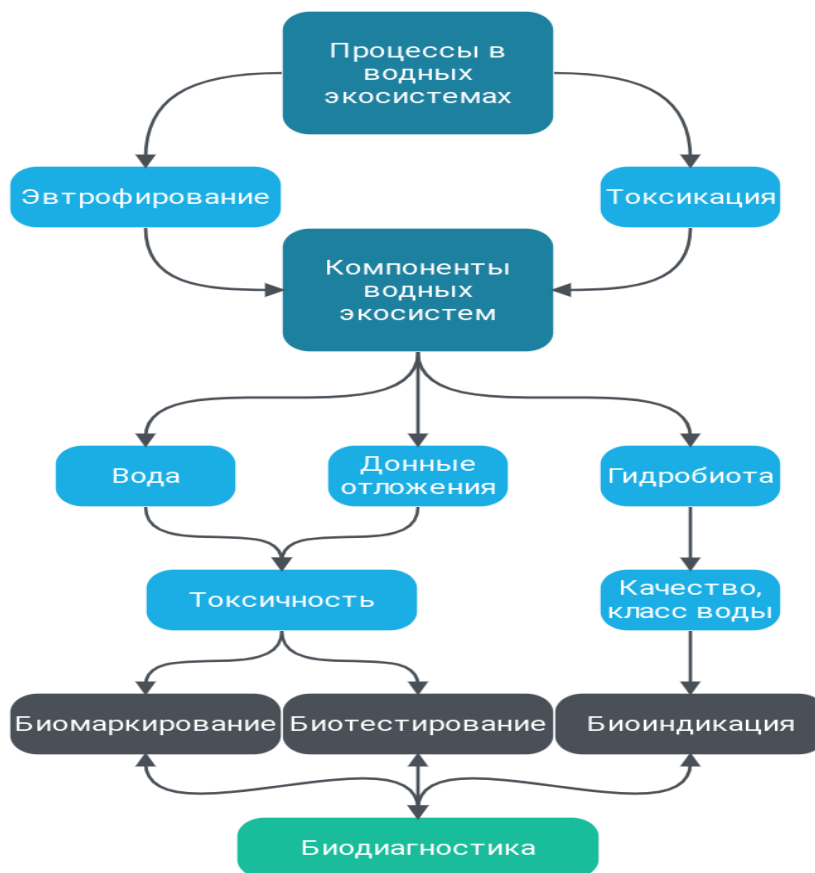


Рисунок – Принципиальная схема биодиагностики качества поверхностных вод

Степень токсичности – острая, подострая, хроническая также могут не совпадать по результатам биотестов, поэтому окончательную оценку токсичности принимают по «худшему» результату, т.е. биотесту, проявившему наибольшую чувствительность к загрязнению. В связи с этим в шкале предусмотрены возможные варианты сочетаний выявленной степени токсичности по трем биотестам и проведено деление на классы (от 1 до 5) и более детальное – на подклассы. Выделено пять вариантов сочетаний этих оценок, объединённых в 5 классов, используемых при оценке загрязнения в гидрохимии. Подклассы токсичности воды выделены с учётом того, что различные виды живых организмов по-разному реагируют на одни и те же загрязняющие вещества. В соответствии с классами выделено пять степеней токсичности тестируемой пробы воды: от «условно нетоксичной» до «экстремально токсичной». В шкале обязательно указывают критический показатель, т.е. тест-объект и тест-показатель, проявившие наибольшую чувствительность.

В практике оценки качества поверхностных вод прямой зависимости «концентрация токсиканта - гибель гидробиоты» не выявлено. Нами

предложен новый подход оценки качества воды по двум направлениям: аналитическому и биотестовому [4]. На основе шкалы интегральной токсичности по трём биотестам и качеству воды по результатам аналитического определения концентраций загрязняющих веществ по значениям коэффициентов Z_c выделены классы, соответствующие определённым значениям Z_c и аналогичные классам токсичности [4]. Дана словесная характеристика качества воды по степени загрязнения в диапазоне от «условно чистых» до «экстремально загрязнённых». Итоговая оценка качества воды по двум подходам проводится словесно от «очень хорошего» до «очень плохого» по соответствующим пяти классам.

Таблица – Шкала оценки уровня токсичности поверхностных вод по набору биотестов

Варианты сочетаний выявленной степени токсического действия пробы по трём биотестам	Токсичность пробы по трём биотестам			Критический показатель	
	Класс	Уровень токсичности пробы воды	Откл. значений тест-показателя от контроля, %	Тест-объект	Тест-показатель
1	2	3	4	5	6
3 нет ТД	1	условно нетоксичная	<15		
2 нетТД + 1ХТД	2а	слабо токсичная	16-29		
1 нетТД + 2 ХТД	2б				
Любой вариант пОТД с ТД и ХТД	3а	токсичная	30-49		
Любой вариант ОТД с ТД и ХТД	3б				
Любой вариант пОТД с ОТД	4	очень токсичная	50-70		
3 ОТД	5	экстремально токсичная	>70		
В графе «5» указывают вид использованного тест-объекта. В графе «6» указывают тест-показатель, на основании которого была оценена степень токсичности. ХТД - хроническое токсическое действие, пОТД – подострое токсическое действие, ОТД - острое токсическое действие					

В каждом водном объекте качество воды формируется всеми водными организмами. Они пропускают через свои тела всю массу воды водного объекта,

обогащая её многими продуктами своего обмена. И одновременно изменяют газовый и минеральный её состав. Гидробиота, и в первую очередь фитопланктон, являющийся поставщиком первичной продукции, представляет собой незаменимый чуткий элемент биодиагностики качества воды водных экосистем. В биоиндикационных исследованиях качества воды с использованием альгоценозов незаслуженно мало уделяют внимания применению индексов, основанных на комплексе показателей, в том числе мультиметрических индексов биотической целостности. На основе наших многолетних исследований качество воды р. Дон оценено по синхронно отобраным пробам методом биотестирования с использованием монокультуры представителей фитопланктона *Chlorella vulgaris* и методом альгоиндикации, основанными на показателях фитопланктоценозов [9]. Разработана стандартизированная шкала индекса биотической целостности фитопланктона и разработан методологический подход по набору биологических методов (альготестирование, адаптированный индекс биотической целостности ІВІ для фитопланктона Р-ІВІ, индекс сапробности), позволяющий получать полноценную информацию о качестве речной воды [1,8].

Объективную оценку состояния водных экосистем в современных условиях, усложняющихся взаимосвязями и взаимозависимостями, а также появлением непредсказуемых эффектов совместного действия ряда факторов, позволяет только биота. Наука экотоксикология продолжает развиваться, совершенствуя методологию за счёт внедрения новых методических подходов. Биомаркирование дополнило комплекс биологических методов в классической триаде экотоксикологии с явным преимуществом в экспрессности получения токсикологической информации. Биомаркирование, биотестирование, биоиндикация объединены в комплекс «биодиагностика». Биомаркирование являясь наиболее экспрессным, однако, уступает по экологической значимости биотестированию и биоиндикации. Биоиндикация позволит получать наиболее адекватную картину, применяя мультиметрический индекс фитопланктона Р-ІВІ, включающий 7 качественных и количественных показателей фитопланктона.

Список литературы

1. Аль-Гиззи М.А.Б. Оценка качества воды нижнего течения реки Дон по данным альгоиндикации и альготестирования. Автореферат дисс.кандд.биол.наук. 2022. Ростов-на-Дону, ЮФУ. 26 с.
2. Бакаева Е.Н. Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем / Бакаева Е.Н., Никаноров А.М. // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 1. С. 47-58.
3. Бакаева Е.Н. Экотоксикологические наблюдения - необходимый элемент контроля качества водных объектов природного наследия / Бакаева Е. Н., Коваленко И. В. // Географические исследования Сибири и Алтае-Саянского трансграничного региона /Сборник статей Международной научно-практической конференции, посвященной памяти д.г.н., профессора В.С.

Ревякина, Барнаул, 26 марта 2025 года. – Барнаул: Алтайский государственный университет, 2025. С. 82-87.

4. Закруткин В.Е. Гидроэкологические особенности поверхностных вод углепромышленных территорий Восточного Донбасса / Закруткин В.Е., Решетняк О.С, Бакаева Е.Н. // Известия РАН. Серия географическая, 2020, том 84, № 3. С. 1–10.

5. Приказ Министерства природных ресурсов РФ от 15 июня 2001 г. N 511 "Об утверждении Критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды".

6. РД 24.52.868 - 2017 Использование методов биотестирования воды и донных отложений водотоков и водоемов / Хоружая Т.А., Бакаева Е.Н., Преденина Л.М. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ «ГХИ». 2017. 65 с.

7. Чуйко Г.М., Методы биодиагностики в водной экотоксикологии / Чуйко Г.М., Томилина И.И., Холмогорова Н.В. // Токсикологический вестник 2022. Т.30. № 5. С. 315–322].

8. AL-Ghizzi M. A. B. Abedali S. T. Bakaeva E.N. Changes in the state of algocenoses in the estuary area of the Don river in different seasons. Iranian Journal of Ichthyology. 2022. P. 25-31

9. Bakaeva E.N., Al-Gizzi M.A.B. Using of index Biological Integrity of Phytoplankton (P-IBI) in the assessment of water quality in Don river section. -/ Baghdad Science Journal. 2020. P. 87-96. <http://dx.doi.org/10.21123/bsj.2020.18.1.0000>.

АЛЬГОТОКСИЧНОСТЬ РЕК ДОН И ТЕМЕРНИК В ПРЕДЕЛАХ Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ

Е.Н. Бакаева¹, К.С. Зайчук², И.В. Коваленко¹, А.В. Кравченко²

¹ Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
info@gidrohim.mecom.ru

² Институт наук о Земле, Южный федеральный университет

Аннотация: В основу работы положены материалы собственных исследований альготоксичности воды урбанизированных участков рек Дон и Темерник. Материалы получены в течение трёх сезонов 2024 года (весна, лето, осень). Исследовали токсичность воды в трёх точках поперечного сечения рек: в Дону (правый, левый берег, фарватер), в Темернике в точках с разным удалением от берега (5, 10 и 15 м). Оценку токсичности речной воды проводили методом биотестирования на альгологически чистой культуре микроводоросли *Chlorella vulgaris* по показателю оптической плотности суспензии. Сезонная динамика альготоксичности воды рек отличалась. В Темернике выявлены резкие сезонные перепады характера токсичности. В пределах одного месяца фиксировались и стимуляция, и угнетение показателя тест-объекта. Альготоксичность воды Дона характеризовалась плавными переходами от преимущественно угнетающего токсического действия весной к умеренной стимуляции летом. Пространственная динамика была схожа. Наибольшее количество проб с альготоксическим действием выявлено в точках обеих рек, наименее удаленных от берегов. Выявлена необходимость разработки дифференцированных подходов к мониторингу и управлению качеством вод исследуемых урбанизированных участков рек.

Ключевые слова: токсичность, биотестирование, вода, реки Дон, Темерник, *Chlorella vulgaris*, оптическая плотность

ALGOTOXICITY OF THE DON AND TEMERNIK RIVERS WITHIN THE CITY OF ROSTOV-ON-DON ФОН

E.N. Bakaeva¹, K.S. Zaychuk², I.V. Kovalenko¹, A.V. Kravchenko²

¹ Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

² Institute of Geosciences, Southern Federal University

Abstract: The work is based on the materials of our own studies of the algotoxicity of water in urbanized sections of the Don and Temernik rivers. The materials were obtained during three seasons of 2024 (spring, summer, autumn). The toxicity of water was studied at three points in the cross-section of the rivers: in the Don (right, left bank, fairway), in Temernik at points with different distances from the shore (5, 10 and 15 m). The toxicity of river water was assessed using the

biotesting method on an algologically pure culture of the microalgae *Chlorella vulgaris* according to the optical density of the suspension. Seasonal dynamics of algotoxicity of river water differed. In Temernik, sharp seasonal changes in the nature of toxicity were revealed. Within one month, both stimulation and suppression of the test object indicator were recorded. Algotoxicity of Don water was characterized by smooth transitions from predominantly suppressive toxic action in spring to moderate stimulation in summer. The spatial dynamics were similar. The largest number of samples with algotoxic action was found at the points of both rivers that were the least distant from the banks. The need to develop differentiated approaches to monitoring and managing the quality of water in the studied urbanized sections of the rivers was revealed.

Key words: toxicity, bioassay, water, Temernik, Don, *Chlorella vulgaris*, optical density

Поверхностные воды являются одним из важных компонентов как окружающей среды, так и необходимым ресурсом для жизнедеятельности человека. Однако, в последние время в результате продолжающегося антропогенного воздействия на водные экосистемы происходит активное распространение различных загрязнителей в водной среде. Химическое загрязнение речных вод состоит из множества различных соединений, химическая природа которых не вполне известна. Кроме того, зачастую не известна и их биологическая активность. Но в целом качество воды представляет собой результат взаимодействия между гидробиотой и поступающими в водный объект токсическими веществами.

Токсичность – одна из характеристик качества воды, суть которой – биологическая, поскольку способна вызывать нарушения жизнедеятельности водных организмов за счет присутствия в ней загрязняющих веществ. Следовательно, только сама биота может дать нам оценку воздействия загрязняющих веществ, поэтому для оценки токсичности необходимы биологические методы, в частности – биотестирование водной среды [1]. Альготоксичность – это токсичность, проявленная при биотестировании воды в отношении микроводорослевых тест-объектов.

Река Дон в районе Ростова-на-Дону располагается в юго-западной части Восточно-Европейской равнины, в пределах Придонской низменности. Река относится к восточно-европейскому типу водного режима с выраженным весенним половодьем, летне-осенней меженью и дождевыми паводками. Интенсивное хозяйственное освоение привело к значительным антропогенным изменениям [2].

Река Темерник – малая равнинная река, являющаяся правым притоком Дона. Длина реки составляет 35,5 км из них 18 км проходят по территории г. Ростова-на-Дону. Река является естественным приёмником поверхностного стока с городской и прилегающей к городу территории. В настоящее время на территории бассейна реки Темерник проживает примерно 600 тыс. человек, расположено более 50 предприятий, 16 крупных автомобильных и 3 железнодорожных моста [1].

Воды реки Дон используются для различных целей: водоснабжение, ирригация, гидроэлектроэнергетика, водный транспорт, рыбное хозяйство, рекреация. Основными источниками загрязнения являются – развитое судоходство с крупным речным портом, многочисленные мосты и гидротехнические сооружения, промышленные и коммунальные сточные воды.

Основные загрязняющие вещества реки Дон – это нефтепродукты, сульфаты, ртуть. Высоки значения ХПК, БПК₅ – показатели, которые характеризуют загрязнение воды органическими веществами. Что касается качества воды, то по данным мониторинга в 2023 года УКИЗВ составил 3,56 в черте г. Ростова-на-Дону, что характеризует воду как очень загрязненную, соответствующую 3 классу разряду «б» [3].

Основными загрязняющими веществами реки Темерник являются тяжелые металлы, органические вещества, нефтепродукты и фенолы, а также поверхностно активные вещества (ПАВ). Так основной вклад в загрязнение вносят такие тяжелые металлы как железо, марганец, цинк, а также медь, превышающие рыбохозяйственное значение ПДК в несколько раз. Также можно выделить нефтепродукты и диоксид азота, которые также вносят вклад в загрязнение реки. Что касается качества воды согласно полученным показателям УКИЗВ, то воду можно характеризовать, как «очень грязную», соответствующую 4 классу разряду «в» [4].

Материалы и методы

В основу работы положены материалы собственных биотестовых исследований альготоксичности воды урбанизированных участков рек Дон и Темерник, полученные в течение трёх сезонов 2024 года (весна, лето, осень).

Исследовали токсичность воды в трёх точках поперечного сечения участков рек. Пробы воды на участке реки Дон отбирали у правого, левого берегов и в фарватере. В Северном водохранилище реки Темерник пробы воды отбирали в точках с разным удалением от берега: Т3- 5 м, Т4 -10 м, Т5 -15 м.

Оценку токсичности речной воды проводили методом биотестирования на альгологически чистой культуре микроводоросли *Chlorella vulgaris*, находящейся в экспоненциальной стадии роста [5]. Хлорелла является общепринятым тест-объектом в водной экотоксикологии. Этот вид относится к распространённому виду одноклеточных зелёных микроводорослей, обитающих в различных биотопах пресноводных экосистем. Тест-показателем служила оптическая плотность лабораторной культуры хлореллы. Выбор данного тест-показателя обусловлен высокой чувствительностью и возможностью определять прирост микроводоросли с помощью соответствующих приборов.

Биотестирование каждой речной пробы воды проводили в четырех повторностях. В качестве контрольной серии использовали дехлорированную водопроводную воду. Критерием токсичности воды согласно [5] служило снижение на 30% и более (подавление роста) или увеличение на 30% и более (стимуляция роста) значений оптической плотности культуры хлореллы в тестируемой воде (опытная серия) по сравнению с её ростом в контрольной

серии. Эксперимент длился 48 часов в климатостате при температуре 22° С, постоянном освещении 3500 люкс и постоянном вращении в многоцветном культиваторе водорослей КВМ-05.

Результаты и обсуждение

За исследуемый семимесячный период существенных сезонных отличий в значениях рН не зафиксировано. Водородный показатель колебался в пределах от 8 до 8,68 в реке Дон и от 7,89 до 8,78 в реке Темерник. Самая высокая температура отмечалась в начале июля, а самая низкая - в октябре.

Альготоксичность воды реки Темерник, по данным биотестирования в разные сезоны года (весна, лето, осень) за 2024 год в районе Северного водохранилища представлена на рисунке 1. Так видно, что в сезонной динамике альготоксичности воды реки Темерник, выявлены резкие перепады характера токсичности. Весной (май) и осенью (сентябрь) - в пределах одного месяца фиксировались и стимуляция, и угнетение показателя тест-объекта. Летом (июнь и август) отмечена исключительно стимуляция, в июле же - угнетение. Также можно отметить, что в пробах, отобранных в конце каждого месяца, чаще проявляется стимулирующее действие, чем подавляющее.

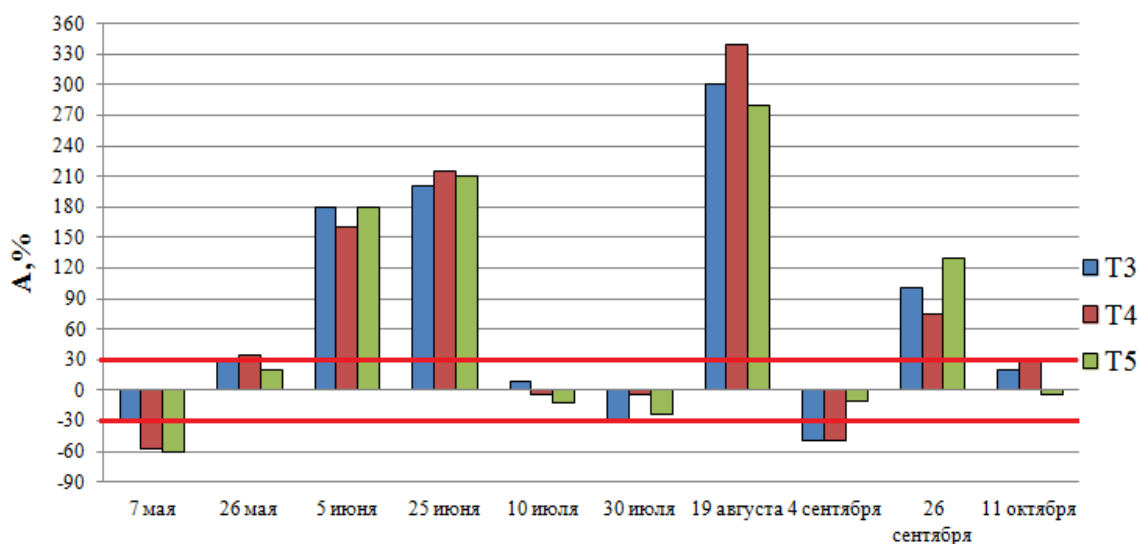


Рисунок 1 – Значения отклонений (А, %) оптической плотности *Chlorella vulgaris* по данным биотестирования воды участка р. Темерник в районе Северного водохранилища (весна, лето, осень 2024 г.)

Что касается пространственного распределения, то наибольшее количество проб с альготоксическим действием выявлено в точке Т3 и Т4, которые наименее удалены от берега, а минимальное в точке 5, имеющей максимальное удаление от берега.

Река Дон демонстрирует относительно стабильную картину альготоксичности воды с умеренными колебаниями показателей оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris* в диапазоне от -75% до +175%.

Сезонная динамика реки Дон характеризуется плавными переходами (рисунок 2). Весенний период показывает преимущественно угнетающее токсическое воздействие. В июне отмечается умеренная стимуляция роста тест-

культуры. Однако в июле постепенное проявляется угнетающее действие, сохраняющееся до сентября. В октябре вновь наблюдается стимулирующий эффект на рост культуры хлореллы.

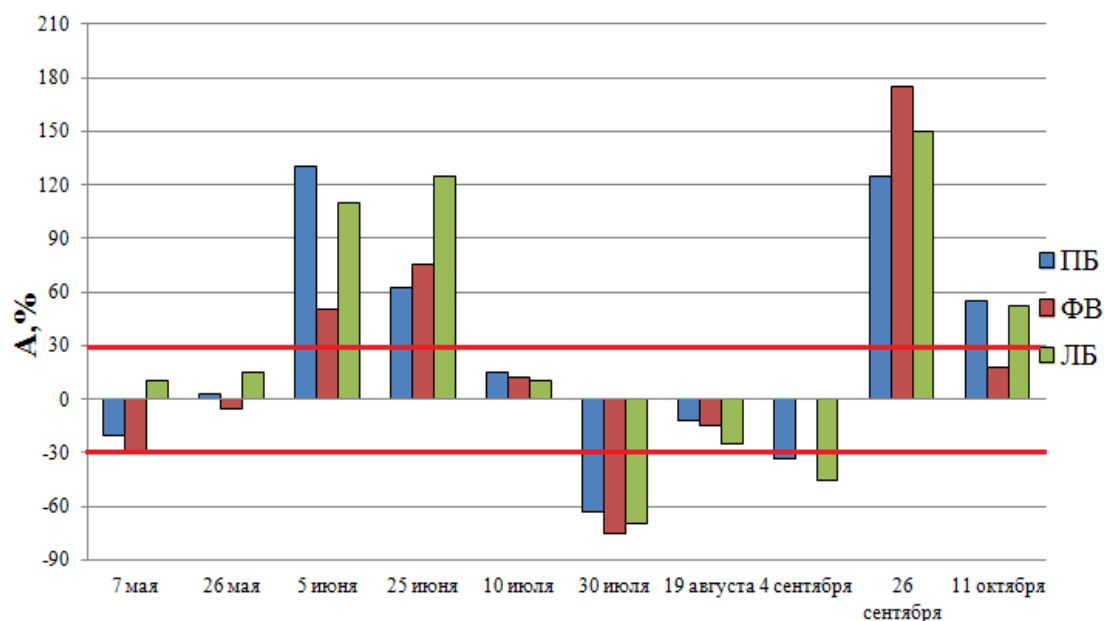


Рисунок 2 – Значения отклонений (А, %) оптической плотности *Chlorella vulgaris* по данным биотестирования воды участка р. Дон в районе Западного моста (весна, лето, осень 2024 г.)

Пространственное распределение выявило что, чаще всего альготоксическое действие в воде реки Дон, как стимулирующее, так и угнетающее, фиксировалось в пробах воды, отобранных с правого и левого берегов. Пробы воды, отобранные из фарватера, практически не оказывали токсического действия.

Таким образом, обращая внимание на рисунок 3, мы можем сделать вывод о том, что река Дон имеет менее резкие перепады показателя альготоксичности, значения которого в большинстве случаев ниже, чем в реке Темерник. Также в пробах, взятых из реки Темерник токсическое действие фиксируется в большем количестве проб, чем в пробах р.Дон.

Следует отметить, что чаще всего в пробах фиксировалось альготоксическое действие, которое способствовало интенсивному росту хлореллы. В начале июля во всех точках обоих водных объектов не было токсического действия, а в июне в начале и конце, а также сентябре отмечался стимулирующий эффект на рост хлореллы.

Стимулирующее действие тестируемых проб на развитие хлореллы может быть обусловлено органическим загрязнением речной воды, наличие которого подтверждается высокими значениями ХПК и БПК₅.

Полученные данные подчеркивают необходимость разработки дифференцированных подходов к мониторингу и управлению качеством вод исследуемых урбанизированных участков рек. Для реки Дона приоритетом должно стать совершенствование системы контроля за рассредоточенными

источниками загрязнения, тогда как для реки Темерник критически важным является выявление и ликвидация точечных несанкционированных источников загрязнения.

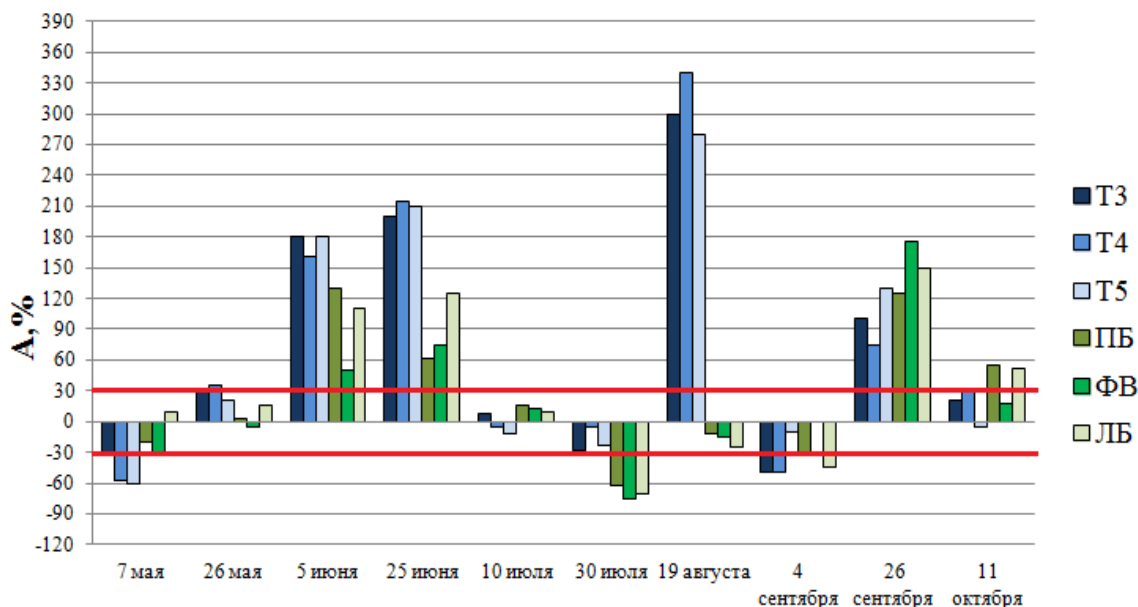


Рисунок 3 – Значения отклонений (А, %) оптической плотности *Chlorella vulgaris* по данным биотестирования воды урбанизированных участков рек Дон и Темерник (весна, лето, осень 2024 г.)

Список литературы

1. Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А., Черникова Г.Г., Рудь Д.А., Токсичность вод и донных отложений урбанизированного участка реки темерник (г. Ростов-на-Дону, ЮФО) // Современные проблемы науки и образования.–2013.–№2.;URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=8854> (дата обращения: 05.11.2024).
2. Водные ресурсы Ростовской области / [Электронный ресурс] // Экология Дона: [сайт]. – URL: <http://ecodon.dspl.ru/pages/profiles/water.aspx> (дата обращения: 31.05.2025).
3. Ежегодник качества поверхностных вод РФ за 2023 год / 2024 г. - 596 с.
4. Князева Т.В., Тамбиева Н.С., Котова В.Е. Река Темерник: некоторые экотоксиканты и методы их количественной оценки // Экологический мониторинг опасных промышленных объектов: современные достижения, перспективы и обеспечение экологической безопасности населения / Сб. науч. тр. по матер. всерос. науч.-практ. конф. (г. Саратов, 11–13 декабря 2019 г.). Саратов: Изд-во Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А., Амирит, 2019, Ч. 2 - 224 с.
5. РД.52.24.905–2020. Руководящий документ «Оценка токсичности воды и водных вытяжек донных отложений поверхностных водных объектов методом биотестирования по изменению оптической плотности культуры микроводоросли *Chlorella vulgaris*». Ростов-а-Дону: Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», 2020 – 29 с.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ АЗОВСКОГО МОРЯ В
АПРЕЛЕ 2024 Г.

Г.Ю. Глущенко

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук»,
Ростов-на-Дону, Россия, gluschenko_gala@mail.ru*

Аннотация: В работе представлены результаты биоиндикационной оценки состояния вод Таганрогского залива и Азовского моря по показателям фитопланктона. Материал, полученный во время экспедиций в апреле 2024 г., отбирали с поверхностного горизонта, фиксировали кислым раствором Люголя и обрабатывали по общепринятой методике. С помощью индексов разнообразия Шеннона и выравненности видов в сообществе показано, что фитопланктон характеризовался сложностью структуры и достаточно высоким разнообразием. Об этом свидетельствуют полученные значения индексов Шеннона (0,95–3,7) и выравненности (0,2–0,6). На большей части исследованной акватории доминирование принадлежало диатомовым водорослям, но в некоторых районах моря их сменяли динофлагелляты, в заливе им субдоминировали зеленые и криптофитовые водоросли. Согласно полученным значениям индекса сапробности Пантле – Букк (2,0–2,5) воды данной акватории соответствуют III классу качества вод, т. е. являются умеренно загрязненными органическими веществами.

Ключевые слова: биоиндикация, фитопланктон, Таганрогский залив, Азовское море, индекс сапробности, индекс Шеннона

ASSESSING ECOLOGICAL STATUS OF THE SEA OF AZOV IN APRIL 2024
G.Yu. Glushchenko

*Federal State Budget Institution of Science “Federal Research Centre The Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences”, Rostov-on-Don, Russia,
gluschenko_gala@mail.ru*

Abstract: The paper presents the results of bioindication of the waters of the Taganrog Bay and the Sea of Azov of phytoplankton. The material obtained during the expeditions in April 2024 was taken from the sea surface, fixed with an acidic Lugol solution and processed according to a generally accepted method. Using the Shannon diversity index and the evenness index, it was shown that phytoplankton had a complex structure and a fairly high diversity. The obtained values of the Shannon index (0,95–3,7) and evenness index (0,2–0,6) indicate this. Diatoms dominated most of the studied water area. But in some areas of the sea they were replaced by dinoflagellates, in the bay they were subdominated by green and cryptophytes algae. According to the obtained values of the Pantle – Buck saprobic index (2,0–2,5) the

waters of this water area correspond to the III class of water quality, that is, they are moderately polluted with organic substances.

Key words: bioindication, phytoplankton, diatoms, the Taganrog Bay, the Sea of Azov, saprobic index, Shannon index

Введение

Методы биологической оценки экологического состояния водных объектов основаны на том положении, что для жизнедеятельности – роста, размножения и функционирования живых существ необходима среда строго определенного химического состава. Водные организмы и сообщества в целом не только реагируют на изменение условий среды, но и сами активно участвуют в формировании качества среды, обеспечивая тем самым биологическое самоочищение. Поэтому любое нарушение условий существования сообщества приведет к изменению его структуры. Причиной могут быть не только поступающие токсичные вещества, но и такие воздействия как спрямление русла реки, чрезмерный водозабор и др., т. е. такие воздействия, которые химическими методами не регистрируются. При гидробиологической оценке состояния водоемов и качества воды показателями, в общем случае, могут быть видовой состав, количество и биомасса гидробионтов, а также трофность (биологическая продуктивность) и сапробность водоема [13].

Под сапробностью понимают способность организмов жить при большом содержании органических веществ в среде. Сапробность является функцией потребностей организма в органических веществах и устойчивости к возникающим при разложении органических соединений ядовитым веществам (сероводород, аммиак, органические кислоты). При нарастании органического загрязнения водоема в толще воды и, особенно, на дне параллельно возрастает содержание мертвого органического вещества и понижается содержание кислорода (именно из-за гниения органики); т. е. изменяется баланс содержания органических веществ и растворенного кислорода. Сапробность и есть мера этого баланса. Повышение сапробности угнетает одни организмы (из-за недостатка кислорода), но благоприятно для других (требовательных к большому количеству пищи), т. е. вызывает смену состава водных сообществ [8].

В системе Роскомгидромета для оценки сапробности воды рекомендуется применять метод индикаторных организмов Р. Пантле и Г. Букк в модификации В. Сладечека [8]. Рассмотрение показателей среды по классам качества вод [15] и изменчивости показателей биоразнообразия сообществ дает представление об интервалах взаимосвязанных изменений этих показателей в соответствии с сукцессионным процессом. Это дает возможность оценки состояния экосистемы в целом как единства среды и обитающих в ней организмов. Такая оценка нужна не только для анализа современного состояния среды и биоты на конкретном водном объекте, но и для прогноза изменений и степени

устойчивости конкретной водной экосистемы к антропогенным воздействиям [3].

Объектами гидробиологической оценки могут быть фито- и зоопланктон, бентос, макрофиты, рыбы и др. [13]. Так, один из важнейших компонентов водных систем – фитопланктон, который активно участвует в формировании качества воды, – является чутким показателем состояния водных экосистем в целом [3]. Благодаря высокой чувствительности микроводорослей к изменениям окружающей среды с их помощью возможно с высокой точностью определить экологическую обстановку водоема, степень антропогенной нагрузки, регистрировать ответные реакции водных экосистем на климатические трансформации. На этой основе по результатам многолетних наблюдений составлены списки характерных видов водорослей для той или иной экологической группировки, что делает этих водных организмов достаточно универсальным объектом биоиндикации состояния среды [2; 3].

Цель работы – провести оценку экологического состояния Азовского моря по показателям фитопланктона с использованием методов биоиндикации.

Материалы и методы

Для работы использован материал, полученный во время экспедиций в Таганрогский залив и собственно Азовское море 13 и 22–27 апреля 2024 г. на НИС «Денеб» и «Профессор Панов». Пробы фитопланктона отбирали с приповерхностного горизонта объемом 1–1,5 л и зафиксированы кислым раствором Люголя. В лабораторных условиях их отстаивали в течение 14 дней и после декантировали до ≈ 100 мл. В дальнейшем камеральную обработку проводили по общепринятой гидробиологами методике [11]. Для учета численности водорослей использовали счетную камеру типа Нажотта объемом 0,01 мл и световой микроскоп Микмед-2-Вар-11 при увеличении $\times 400$. Для уточнения таксономической принадлежности микроводорослей в центре коллективного пользования ЮНЦ РАН № 501994 проводили СЭМ-исследование с использованием сканирующего электронного микроскопа Carl Zeiss EVO 40. Биомассу оценивали счетно-весовым методом, исходя из численности и объема клеток, определенного по формулам геометрического подобия [4]. К доминирующим относили виды, составляющие $\geq 10\%$ суммарной биомассы или численности фитопланктона.

Таксономическую принадлежность водорослей и цианопрокариот (цианобактерий) устанавливали при помощи соответствующих определителей и сводок [5; 10; 14; 17; 19; 20; 22]. Для оценки качества вод Азовского моря использован индекс сапробности Р. Пантле и Г. Букк в модификации В. Сладечека [1; 2; 18; 21]. Для оценки биоразнообразия фитопланктонного сообщества проведен анализ с помощью индексов К. Шеннона и выравненности видов в сообществе (по основанию 2) [12; 18].

Результаты и обсуждение

Результаты обработки материала показали, что весенняя вегетация микроводорослей в опресненном восточном районе Таганрогского залива характеризовалась доминированием диатомовых (до 74 % по биомассе и до

42 % по численности), зеленых (до 32 % и до 66 %), криптофитовых водорослей (до 23 % и до 44 %) и цианобактерий (до 22 % и до 27 % соответственно). Абсолютные значения биомассы для рассматриваемого района залива составили 3,7–5,4 мг/л, численности – $35\,979\text{--}54\,949 \cdot 10^3$ кл/л. В доминирующий комплекс фитопланктона из представителей диатомовых водорослей входили виды родов *Thalassiosira* Cleve, 1873 и *Cyclotella* (Kützing) Brébisson, 1838, а также *Diatoma* cf. *tenuis* C. Agard; из зеленых – виды родов *Monoraphidium* Komárková-Legnerová, 1969, *Oocystis* Nägeli ex A. Braun, 1855, *Tetraedron* Kützing, 1845 и *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Proshkina-Lavrenko; из криптофитовых водорослей – *Cryptomonas* spp.; из цианобактерий это были виды *Woronichinia* cf. *compacta* (Lemmermann) Komárek & Hindák и *Snowella* cf. *lacustris* (Chodat) Komárek & Hindák. Следует отметить, что, несмотря на пониженную соленость в рассматриваемом районе акватории, здесь также, как и ранее [9; 16], встречались представители морской флоры, как например: диатомеи *Coscinodiscus granii* L.F. Gough, *Actinoptychus senarius* (Ehrenberg) Ehrenberg и динофлагелляты *Heterocapsa* sp., *Ebria tripartita* (Schumann) Lemmermann.

По мере продвижения от восточной к центральной и западной частям Таганрогского залива отмечено изменение в ценоотическом составе фитопланктона и увеличение частоты встречаемости морских видов водорослей, что отразилось и на количественных показателях альгопланктона. Основной вклад в суммарные биомассу и численность принадлежал диатомовым водорослям (до 94 % и до 97 %) за счет интенсивного развития представителей родов *Cyclotella*, *Thalassiosira* и *Coscinodiscus* Ehrenberg, 1839. Субдоминировали им динофитовые по вкладу в биомассу (до 15 %) и криптофитовые водоросли по численности (до 19 %). Представители зеленых водорослей и цианобактерий, преобладавшие в восточной части залива, в данной части акватории не превышали 2 % и 1 % от общей биомассы и 8 % и 1 % от суммарной численности фитопланктона соответственно. Абсолютные значения биомассы оставались в том же диапазоне – от 3,4 до 5,9 мг/л, а численности сократились в два раза, составив $11\,647\text{--}21\,903 \cdot 10^3$ кл/л. Развитие микроводорослей преимущественно принадлежало морским и солоноватоводным видам.

На выходе из Таганрогского залива – в Должанском проливе, и в северной части моря наблюдали увеличение значений биомассы и сохранение на том же уровне значений численности фитопланктона: общие биомасса и численность составляли 2,6–7,1 мг/л и $4073\text{--}25\,739 \cdot 10^3$ кл/л соответственно. Основной вклад в суммарные показатели принадлежал диатомовым водорослям: 95–96 % в биомассу и 96–98 % в численность за счет развития все тех же морских и солоноватоводных представителей (*Cyclotella*, *Thalassiosira* и *Coscinodiscus*). До 7 % суммарной биомассы формировали динофитовые водоросли в основном за счет развития *Kryptoperidinium* cf. *triquetrum* (Ehrenberg) Tillmann et al.

Далее по мере движения по центральной части собственно моря к Керченскому проливу количественные показатели фитопланктона значительно снижались: от 2,7 до 0,4 мг/л (биомасса) и от 9976 до $1039 \cdot 10^3$ кл/л (численность). В ценотическом составе изменений не отмечали – основу фитопланктонного сообщества продолжали формировать диатомовые (22–83 % от суммарной биомассы и 14–83 % от суммарной численности), динофитовые (10–72 % и 11–52 %) и криптофитовые водоросли (1–13 % и 6–34 % соответственно).

В западной части Азовского моря суммарные количественные показатели были немного выше, чем в центральном районе: биомасса составляла 0,4–2,2 мг/л, численность – $1828–7025 \cdot 10^3$ кл/л. Однако отмечены мозаичность распределения их значений по данной акватории и отличия соотношения основных отделов. Так, вклад диатомей в суммарные биомассу и численность варьировал на разных станциях от 16 % до 82 % и от 62 % до 85 % соответственно; динофлагеллят – от 8 % до 84 % и от 14 % до 32 %; криптофитовых водорослей – от 1 % до 11 % и от 1 % до 20 %. Такое распределение, а также то, что среди водорослей достаточно в большом количестве встречались различные представители фитопланктона, характерные больше для теплых вод (особенно в Таганрогском заливе): многие виды зеленых, динофитовых, диатомовых водорослей, цианобактерий и др., предположительно объясняется более ранним прогревом водной толщи водоема к моменту отбора проб (по данным экспедиционным измерений ЮНЦ РАН среднее значение температуры в поверхностном слое воды составило в заливе $17,8 \pm 0,4$ °С, в море – $15,4 \pm 1,2$ °С) и, соответственно, началом сезонной смены видов.

В видовом составе фитопланктона во время исследования выявлено 116 таксонов рангом ниже рода эукариотических водорослей и цианопрокариот, относящихся к 8 отделам: Chlorophyta – 38, Bacillariophyta – 28, Dinophyta – 21, Cyanobacteria – 20, Cryptophyta – 4, Euglenophyta и Ochrophyta – по 2 вида, Charophyta – 1. Наибольшим видовым богатством характеризовались зеленые, диатомовые, динофитовые водоросли и цианопрокариоты. Видовое разнообразие фитопланктона, как и в предыдущих исследованиях, было выше в опресненном восточном районе Таганрогского залива, где на разных станциях встречалось от 54 до 68 таксонов.

Результаты расчета индекса видового разнообразия Шеннона показали варибельность его значений: от 1,2 до 3,7 бит/экз. в Таганрогском заливе и от 0,95 до 2,6 бит/экз. в собственно море. Наименьшие значения индекса (0,95–1,2 бит/экз.) характеризовались для фитопланктонного сообщества, которое сформировалось в западном районе залива – Должанском проливе – северной части моря, т. е. на акватории, где отмечали интенсивное развитие диатомовых водорослей. Максимальные значения пришлось на опресненный восточный участок залива (3,7 бит/экз.) и район Керченского предпроливья (2,6 бит/экз.). Однако выравненность видов в сообществе не была полной, значения варьировали по станциям от 0,2 до 0,6 бит/экз.

В составе фитопланктона 61 % от общего числа видов составляли индикаторы сапробности с известными биоиндикационными свойствами органического загрязнения вод. Из них на исследованной акватории преобладали β - α - и β -мезосапробы (48 % и 39 % от суммарной численности соответственно) – показатели умеренного загрязнения. В меньшем количестве встречались виды-индикаторы чистых вод и повышенного загрязнения: α - α -мезо- (2 %), α - (0,6 %), α - β -мезо- (1 %), β - α -сапробы (8 %), α - β -мезо- (1,1 %) и α -мезосапробы (0,3 %). Результаты сапробиологического анализа показали, что значения индекса Пантле – Букк варьировали по станциям в пределах от 2,0 до 2,5. По шкале сапробности среднее значение индекса ($2,2 \pm 0,2$) соответствует III классу качества вод (умеренно загрязненная вода) и характеризует степень загрязнения данной акватории как β -мезосапробную [3; 6; 7]. Для данной зоны характерно отсутствие стойких органических веществ, в водоеме происходит полная минерализация, содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток, присутствует много организмов с автотрофным питанием, наблюдается цветение воды [7]. Таким образом, по степени кризисности состояния исследованная акватория Азовского моря в апреле 2024 г. находилась в зоне «угрозы», но стадия изменений в данной экосистеме носит обратимый характер, т. е. водоем обладает достаточной степенью экологической устойчивости и самоочистительным потенциалом водной экосистемы.

Заключение

Проведенное исследование фитопланктона Азовского моря показало, что наиболее продуктивным районом моря остается Таганрогский залив; продолжается расширение по акватории ареала морских представителей; отмеченное развитие водорослей-обитателей теплых вод в апреле предположительно произошло в результате начала прогрева водной толщи водоема в более ранний срок. Полученные значения индекса Шеннона свидетельствуют о достаточной сложности структуры фитопланктона исследованных участков акватории и о высоком видовом разнообразии (особенно в восточной части Таганрогского залива), которое сохранялось за диатомовыми, зелеными, динофитовыми водорослями и цианобактериями. Биоиндикационная оценка экологического состояния вод Азовского моря показала, что в апреле 2024 г. по значениям индекса сапробности они могут быть отнесены к водам удовлетворительной чистоты. Однако в зависимости от сезона года сапробность водоема может различаться, поэтому для достоверной оценки качества вод следует в дальнейшем провести анализ данных других сезонных наблюдений.

Работа выполнена в рамках ГЗ НИР ЮНЦ РАН № 125012100503-4.

Список литературы

1. Абакумов В.А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 240 с.
2. Баринова С.С., Медведева Л.А. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток). Владивосток: Дальнаука, 1996. 364 с.
3. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. М.: ВНИИприроды, 2000. 150 с.
4. Брянцева Ю.В., Лях А.М., Сергеева А.В. Расчет объемов и площадей поверхности одноклеточных водорослей Черного моря. Севастополь: б. и., 2005. 25 с.
5. Голлербах М.М., Коссинская Е.К., Полянский В.И. Определитель пресноводных водорослей СССР. М.: Советская наука, 1953. 487 с.
6. ГОСТ 17.1.3.07–82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. URL: <https://base.garant.ru/5370540/> (дата обращения 01.07.2025)
7. Деревенская О.Ю. Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям: учебно-методическая разработка по курсу «Гидробиология». Казань: КФУ, 2015. 44 с.
8. Измайлова Н.Л., Ляшенко О.А., Антонов И.В. Биотестирование и биоиндикация состояния водных объектов: учебно-методическое пособие к лабораторным работам по прохождению учебной (ознакомительной) практики / СПбГТУРП. СПб., 2014. 52 с.
9. Ковалева Г.В., Григоренко К.С. Влияние биологических инвазий на фитопланктон Таганрогского залива (в условиях повышения солености) // Экология. Экономика. Информатика. САМЭС. 2018. Т. 1. № 3. С. 188–195.
10. Крахмальний А.Ф. Динофитовые водоросли Украины (иллюстрированный определитель). Киев: Альтерпрес, 2011. 444 с.
11. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Отв. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. М.: Наука, 1975. 240 с.
12. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 288 с.
13. Прокопов Г.А. Использование методов биоиндикации для оценки качества водной среды // Методы биоиндикации для оценки качества водной среды. 2003. URL: https://www.researchgate.net/publication/312947342_Metody_bioindikacii_dla_ocenki_kacestva_vodnoj_sredy (дата обращения 04.07.2025)
14. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли планктона Азовского моря. М.–Л.: АН СССР, 1963. 190 с.
15. Романенко В.Д., Окснюк О.П., Жукинский В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты // Киев: Наукова думка, 1990. 231 с.
16. Сафронова Л.М., Лужняк О.Л. Трансформация фитопланктона Азовского моря в условиях современного осолонения // Морские биологические исследования: достижения и перспективы / Матер. Всеросс.

науч.-практ. конф., 19–24 сентября 2016, г. Севастополь. Т. 2. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2016. С. 417–420.

17. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. Думка, 1990. 208 с.

18. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

19. Komárek J., Anagnostidis K. Süßwasserflora von Mitteleuropa: Bd. 19. Cyanoprokaryota: Chroococcales. Vol. 1. Berlin, Heidelberg: Spektrum, 1998. 548 p.

20. Komárek J., Anagnostidis K. Süßwasserflora von Mitteleuropa: Bd. 19. Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. Vol. 2. München: Elsevier GmbH, 2005. 760 p.

21. Sládeček V. System of Water Quality from the Biological Point of View // Archiv für Hydrobiologie. Beiheft 7. Ergebnisse der Limnologie. Helft 7. 1973. 218 S.

22. Tomas C.R. Identifying Marine Phytoplankton. San Diego: Academic Press, 1997. 858 p.

ИЗМЕНЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ЛАУРИЛСУЛЬФАТА НАТРИЯ ДЛЯ ТЕСТ-ОРГАНИЗМОВ В УСЛОВИЯХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СТАНДАРТНЫХ ЛАБОРАТОРНЫХ СРЕД И ПРИРОДНОЙ ВОДЫ Р. МОСКВА

Е. В. Оганесова^{1,2}, Т. А. Самойлова¹, Е. С. Дмитриева¹, Н. А. Ериков¹

¹ *Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии, Москва, Россия, oganesova@vniro.ru*

² *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия*

Аннотация: Оценивали токсичность лаурилсульфата натрия для трёх лабораторных тест-объектов – одноклеточных водорослей *Scenedesmus quadricauda*, ракообразных *Daphnia magna* и рыб *Danio rerio* в стандартных условиях биотестирования и с использованием проб природной воды из р. Москва в качестве сред для приготовления тестируемых растворов токсиканта. Получены величины ЛК₅₀ лаурилсульфата натрия для дафний и рыб. Показано, что в условиях комплексного антропогенного загрязнения, включающего повышение минерализации, токсичность лаурилсульфата натрия для водорослей была значительно повышена по сравнению со стандартной средой, а для дафний токсичность лаурилсульфата натрия в природной воде была на уровне токсичности в лабораторной воде. Наблюдаемые различия в изменении токсичности предположительно связаны с уровнем минерализации воды.

Ключевые слова: лаурилсульфат натрия, анионное поверхностно-активное вещество, антропогенное загрязнение, биотестирование, *Scenedesmus quadricauda*, *Daphnia magna*, *Danio rerio*

CHANGES IN THE TOXICITY OF SODIUM LAURYL SULFATE TO TEST ORGANISMS UNDER THE CONDITIONS OF USING STANDARD LABORATORY MEDIA AND NATURAL WATER OF THE MOSCOW RIVER

E. V. Oganeseva^{1,2}, T. A. Samoylova¹, E. S. Dmitrieva¹, N. A. Yerikov¹

¹ *Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow, Russia, oganesova@vniro.ru*

² *Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia*

Abstract: The toxicity of sodium lauryl sulfate was evaluated for three laboratory test species – unicellular algae *Scenedesmus quadricauda*, crustaceans *Daphnia magna*, and fish *Danio rerio* under standard bioassay conditions and using samples of natural water from the Moskva River as media for the preparation of test solutions of the toxicant. The LC₅₀ values of sodium lauryl sulfate for daphnia and fish were obtained. It was shown that under conditions of complex anthropogenic

pollution, including increased mineralization, the toxicity of sodium lauryl sulfate to algae was significantly increased compared to the standard conditions, and for daphnia, the toxicity of sodium lauryl sulfate in natural water was at the level of toxicity in laboratory water. The observed differences in the toxicity are presumably related to the level of water mineralization.

Key words: sodium lauryl sulfate, anionic surfactant, anthropogenic pollution, bioassay, *Scenedesmus quadricauda*, *Daphnia magna*, *Danio rerio*

Введение

Повышение антропогенного воздействия на водную среду в наше время приобретает характер угрозы, представляя опасность в первую очередь для водных биоресурсов. Изучение возможностей и критериев адаптации гидробионтов к токсическим факторам окружающей среды является одной из основных проблем современной науки. В связи с этим актуальным является изучение эффектов воздействия веществ с использованием максимально приближенных к реальным условиям моделей. В водной токсикологии для оценки чувствительности тест-организмов, калибровки методов и контроля качества экспериментов используются референтные токсиканты. В России чаще всего это неорганические бихромат калия и сульфат меди, тогда как в странах ЕС делается упор на органические токсиканты (3,4-дихлоранилин, фенол) в соответствии с Регламентом о регистрации, оценке, разрешении и ограничении использования химических веществ (REACH). Токсикологи США ориентированы на кадмий и серебро, особенно при изучении реакций морских организмов и экосистем. Расширение списка эталонных токсикантов (например, добавление фенола и ПАВ) позволит унифицировать данные и гармонизировать токсикологические исследования в целом.

Поверхностно-активные вещества (ПАВ) широко используются в промышленности и бытовой химии благодаря своим моющим, эмульгирующим и пенообразующим свойствам. Во всем мире ежегодно используется более 15 миллионов тонн поверхностно-активных веществ и около 60 % из них попадают в водные объекты [9].

Одним из наиболее распространённых синтетических анионных ПАВ является лаурилсульфат натрия (SLS) или додецилсульфат натрия (SDS), который входит в состав моющих средств, косметики, шампуней, применяется в производстве хлоропренового каучука, пластиков, искусственных мехов. Его массовое применение приводит к значительному попаданию в водные экосистемы через сточные воды, что вызывает серьёзную озабоченность с точки зрения экотоксикологии.

SLS обладает выраженной токсичностью для гидробионтов, включая рыб, беспозвоночных, водорослей и микроорганизмов. Даже в низких концентрациях он способен нарушать клеточные мембраны, угнетать дыхательную функцию, вызывать окислительный стресс и влиять на репродуктивные способности организмов. В частности, у рыб SLS повреждает жабры, приводя к нарушениям осморегуляции, а у дафний и других

планктонных ракообразных снижает фильтрационную активность и выживаемость. Кроме того, его пенообразующие свойства могут уменьшать газообмен на поверхности воды, создавая условия гипоксии. При оценке изменения цвета слоевищ зелёной макроводоросли *Ulva pertusa* разными методами с использованием SLS как референтного токсиканта значение полуэффективной концентрации за 5 суток составило 5.35 мг/л и 7.1 мг/л [7, 8].

Материалы и методы

Оценивали токсичность SLS в природной воде, отобранной в р. Москва в различные гидрологические сезоны 2024-2025 гг. методом биотестирования на тест-организмах, широко используемых в экологической токсикологии, в том числе при разработке рыбохозяйственных нормативов предельно-допустимых концентраций (ПДК): ракообразных *Daphnia magna*, одноклеточных водорослях *Scenedesmus quadricauda* и на рыбах *Danio rerio*.

Исследования токсичности SLS проводили в соответствии с методикой «Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов» [3].

В качестве показателя токсичности определяли полуметалельные концентрации SLS в пробах воды из р. Москва с различным уровнем антропогенного воздействия: в верховьях реки (точка № 1), в черте города выше Курьяновских очистных сооружений (точка № 2) и после Курьяновских очистных сооружений (точка № 3). Отобранные пробы воды использовали в качестве сред для приготовления тестируемых растворов токсиканта. Параллельно определяли токсичность лаурилсульфата натрия с использованием стандартных сред в соответствии с выбранной методикой.

Обработку данных биотестирования проводили в статистической среде R [10], в том числе с помощью библиотеки `drc` (версия: 3.0-1), предназначенной для анализа зависимостей доза-эффект [12]. Для расчёта величины ЛК₅₀ применяли логнормальную регрессионную модель с двумя параметрами (верхняя и нижняя асимптоты равны 1 и 0 соответственно) – LN.2. Диаграммы выполнены с помощью библиотеки `ggplot2` (версия: 3.3.6) [13].

Результаты и обсуждение

Исследование влияния SLS на одноклеточные водоросли *Scenedesmus quadricauda* в стандартных условиях биотестирования (в среде Прата) показало, что величина полуэффективной концентрации за 48 часов не может быть определена в исследованном диапазоне концентраций (10-300 мг/л), т.к. снижение численности водорослей в концентрации 100 мг/л составило 24-34 %. Дальнейшее увеличение концентрации не усиливало эффект токсиканта (36 % снижения численности в 300 мг/л), поэтому в качестве критерия токсичности SLS в пробах природной воды оценивали величину снижения численности в концентрации 100 мг/л.

По результатам пяти экспериментов получены следующие величины токсического эффекта SLS в среде Прата: 24.0, 33.6, 26.1, 24.9 и 27.5 % (средняя величина эффекта составила 27.2 %).

Также проводили исследование действия SLS в среде Прата, приготовленной на отстоянной водопроводной воде. В такой среде величина токсического эффекта SLS была выше. Величины токсического эффекта составили 51.6, 58.0, 61.5 и 60.0 % (средняя величина эффекта составила 57.8 %).

Токсический эффект SLS в пробах природной воды был выше, чем в среде Прата, и составил от 44.5 до 95.7 % (рисунок 1).

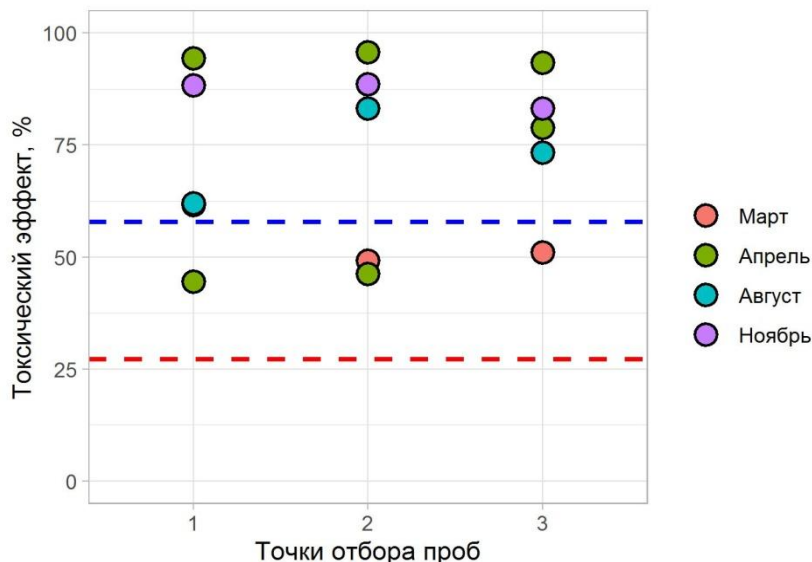


Рисунок 1 – Снижение численности клеток *Scenedesmus quadricauda* относительно контроля в концентрации SLS 100 мг/л (экспозиция 48 ч), % (Красный пунктир – среднее в среде Прата (27.2%), синий пунктир – среднее в среде Прата, приготовленной на отстоянной водопроводной воде (57.8%))

Определение токсичности SLS для ракообразных *Daphnia magna* в лабораторной культивационной воде за 24 часа по результатам двух экспериментов дало величины 14.75 (12.67-16.84) мг/л и 24.57 (21.21-27.93) мг/л (рисунок 2). Результаты определения токсичности SLS для ракообразных *Daphnia magna* в пробах природной воды из р. Москва представлены в таблице и на рисунке 2. Полулетальные концентрации (ЛК₅₀) за 24 часа SLS для дафний в природной воде оказались на уровне величин, полученных для лабораторной воды, т.е. токсичность SLS для дафний в природной воде не выше, чем в лабораторной.

Таблица – Токсичность SLS для *Daphnia magna* в пробах воды из р. Москва

Точка отбора	ЛК ₅₀ (24 ч), мг/л			
	Март	Апрель	Август	Ноябрь
1	>30*	35.15 (28.65-41.64)	21.56 (18.84-24.29)	23.93 (20.79-27.06)
2	18.07 (15.55-20.60)	18.91 (16.15-21.68)	27.55 (24.20-30.91)	23.14 (20.04-26.25)
3	>30*	28.49 (24.01-32.97)	31.13 (21.95-40.31)	27.09 (24.66-29.53)

* значение ЛК₅₀ не определено, т.к. гибели дафний не было во всех исследованных концентрациях до 30 мг/л

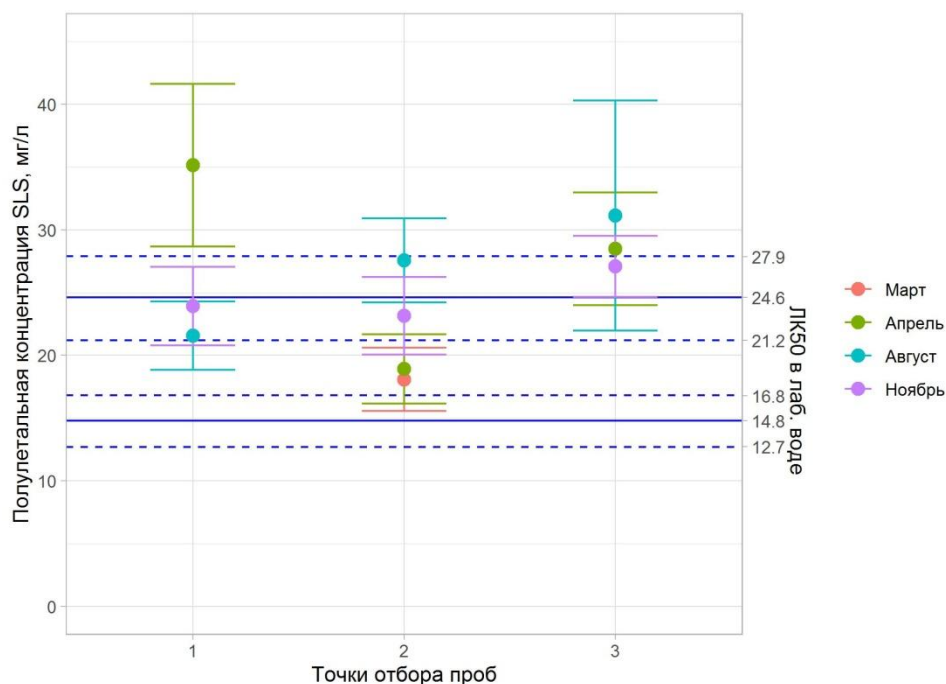


Рисунок 2 – Величины полулетальной концентрации SLS для *Daphnia magna* за 24 часа

Исследование влияния SLS на ранние стадии развития рыб *Danio rerio* в лабораторной воде (среда для культивирования) позволило оценить ЛК₅₀ по результатам трёх экспериментов. Величина ЛК₅₀ составила 3.59 (3.42-3.76) мг/л (рисунок 3).

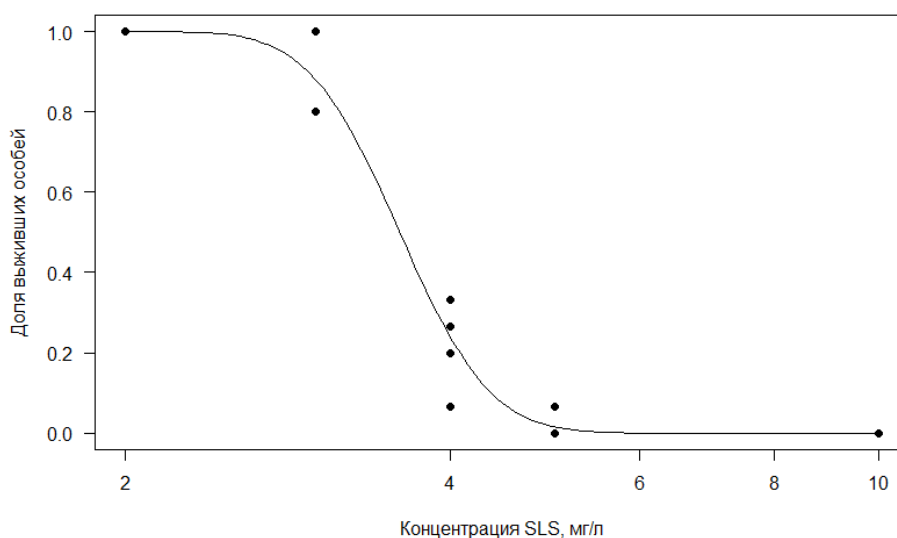


Рисунок 3 – Зависимость выживаемости *Danio rerio* на ранних стадиях развития от концентрации SLS в лабораторной воде

Таким образом, по результатам исследований в лабораторных средах *Danio rerio* оказались наиболее чувствительным из выбранных тест-организмов. Полученные данные согласуются с результатами других исследований, где рыбы (*Poecilia reticulata*) также были самым чувствительным тест-организмом из четырёх (рыб, инфузорий, одноклеточных водорослей и ракообразных) [1].

По литературным данным установлено, что сублетальные дозы SLS для данио рерио находятся в диапазоне от 9.5 до 15 мг/л. При концентрации 10 мг/л наблюдались устойчивые изменения в развитии. Скорость вылупления, переход на свободное плавание и выживаемость при воздействии данной концентрации были достоверно снижены на 37.7 %, 19.65 % и 53 % соответственно. Кроме того, у рыб были выявлены фенотипические деформации, перикардия, отек желточного мешка, искривление позвоночника и хвоста [5].

Ранее нами было показано, что в условиях комплексного антропогенного загрязнения, включающего повышение минерализации, токсичность бихромата калия в природной воде из р. Москва для некоторых тест-организмов (*Scenedesmus quadricauda*) была снижена по сравнению со стандартными условиями биотестирования, несмотря на совместное действие нескольких загрязнителей. Для других тест-организмов (*Daphnia magna* и *Poecilia reticulata*) изменения токсичности бихромата калия не обнаружили [2].

В данном исследовании токсичность SLS для водорослей была значительно повышена в природной воде по сравнению со стандартной средой, а для дафний токсичность SLS в природной воде была на уровне токсичности в лабораторной воде.

Накопленный к настоящему времени значительный массив данных о токсичности загрязняющих веществ в зависимости от гидрохимических свойств воды свидетельствует, что жёсткость является одним из основных факторов, влияющих на токсичность загрязняющих веществ для гидробионтов [4, 6, 10].

Полученные результаты могут быть объяснены повышенной минерализацией природной воды по сравнению со средой Прата, где минерализация и жёсткость практически отсутствуют. Лабораторная вода для культивирования дафний имела жесткость 3.0-6.5°Ж, что соответствовало жёсткости природной воды в исследованных пробах.

Заключение

Таким образом, под влиянием ионного состава воды токсичность веществ для разных тест-объектов может быть как снижена, так и повышена по сравнению со стандартными условиями биотестирования. Полученные результаты указывают на необходимость расширения перечня референтных токсикантов в биотестировании и включения в него органических загрязнителей.

Список литературы

1. Ботяжова О.А., Смирнова К.Г. Токсичность лаурилсульфата натрия по данным биотестирования на разных тест-организмах // Экология родного края:

проблемы и пути их решения: Материалы XIV Всероссийской научно-практической конференции с международным участием (г. Киров, 16–18 апреля 2019 г.). Киров: ВятГУ, 2019. 348 с.

2. Оганесова Е.В., Самойлова Т.А., Дмитриева Е.С., Духова Л.А., Трофимова В.В., Кладити С.Ю. Чувствительность лабораторных тест-организмов к бихромату калия в природной воде р. Москвы // Водные ресурсы. 2024. Т. 51. № 1. С. 115–124.

3. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. РЭФИА, Москва: НИА-Природа, 2002. 132 с.

4. Чалова И.В., Флеров Б.А. Влияние жесткости воды на хроническую токсичность смеси загрязняющих веществ для *Ceriodaphnia affinis* Lill. (*Crustacea, Cladocera*) // Тр. Ин-та биол. внутр. вод РАН. 2017. № 77. № 80. С. 143–148.

5. Ahmad S.R. The Effect of Sub-Lethal Exposure of Sodium Dodecyl Sulfate on Zebrafish (*Danio rerio*) Larvae Development. Final Year Project Report / IMRAD. Universiti Malaysia Sarawak, 2014.

6. Gensemer R.W., Gondek J.C., Rodriguez P.H., Arbildua J.J., Stubblefield W.A., Cardwell A.S., Santore R.C., Ryan A.C., Adams W.J., Nordheim E. Evaluating the effects of pH, hardness, and dissolved organic carbon on the toxicity of aluminum to freshwater aquatic organisms under circumneutral conditions // Environ. Toxicol. Chem. 2018. V. 37. № 1. P. 49–60.

7. Han T., Choi G-W. A novel marine algal toxicity bioassay based on sporulation inhibition in the green macroalga *Ulva pertusa* (Chlorophyta). Aquat Toxicol 2005. V. 75. No 3. P. 202–212.

8. Han Y.-S., Brown M.T., Park G.S., Han T. Evaluating aquatic toxicity by visual inspection of thallus color in the green macroalga *Ulva*: testing a novel bioassay. Environ. Sci. Technol. 2007. V. 41. No 10. P. 3667–3671.

9. Johnson P., Pinfield V.J., Starov V., et al. Effect of synthetic surfactants on the environment and the potential for substitution by biosurfactants // Advances in Colloid and Interface Science. 2021. V. 288. P. 1–11.

10. Källqvist T. Effect of water hardness on the toxicity of cadmium to the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata* in an artificial growth medium and nutrient-spiked natural lake waters // J. Toxicol. Environ. Health. Pt A. 2009. V. 72. № 3–4. P. 277–283.

11. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2022 [Электронный ресурс]. URL <https://www.R-project.org/>.

12. Ritz C., Baty F., Streibig J.C., Gerhard D. Dose-response analysis using R // PLoS One. 2015. Vol. 10. No 12. P. 1–13.

13. Wickham H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York: Springer-Verlag, 2016. 260 p.

О РЕЗУЛЬТАТАХ КОМПЛЕКСНЫХ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ И
ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ В
ЧЕРТЕ Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ

Л.М. Предеина, Ю.А. Андреев, В.Е. Котова
*Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
l.predeina@gidrohim.mecom.ru*

Аннотация: Представлены результаты комплексных гидрохимических и токсикологических исследований рек, расположенных на территории г. Ростов-на-Дону. Измерены общие показатели качества воды, БПК₅, главные ионы, биогенные вещества и приоритетные загрязняющие вещества, рассчитаны индексы загрязненности воды (ИЗВ) по гидрохимическим показателям, превысившим установленные нормативы. Токсичность воды устанавливали на основе биотестирования с использованием хемотаксиса парameций, показателя гибели парameций и дафний, скорости роста культуры хлореллы. Результаты биотестирования разных биотестов отличались. По хемотаксису парameций токсичность выявлена во всех пробах воды, по гибели парameций – в одной наиболее загрязненной по значениям ИЗВ пробе. По гибели дафний и скорости роста культуры хлореллы установлено острое токсическое действие воды в наиболее загрязненных пробах из р. Темерник. В пробах воды из р. Дон с наименьшими значениями ИЗВ токсичность установлена только по хемотаксису парameций.

Ключевые слова: качество воды, гидрохимические показатели, индексы загрязненности, биотестирование, токсичность

ON THE RESULTS OF COMPREHENSIVE HYDROCHEMICAL
AND TOXICOLOGICAL OBSERVATIONS

L.M. Predeina, Yu.A. Andreev, V.E. Kotova
*Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia,
l.predeina@gidrohim.mecom.ru*

Abstract: The results of complex hydrochemical and toxicological research of rivers located in the territory of Rostov-on-Don are presented. General water quality indicators, BOD₅, main ions, biogenic substances and priority pollutants were measured, and water pollution indices (WPI) based on hydrochemical indicators that exceeded established standards were calculated. Water toxicity based on biotesting using paramecium chemotaxis, paramecium and daphnia mortality rates, and chlorella culture growth rates was determined. The biotesting results of different biotests differed. According to the chemotaxis of paramecia and according to the death of paramecia (in one sample that was the most polluted according to the WPI

values), toxicity was detected in all water samples. Based on the death of daphnia and the growth rate of chlorella culture, an acute toxic effect of water in the most polluted samples from the Temernik river was established. In water samples from the Don river with the lowest WPI values, toxicity only by paramecium chemotaxis was determined.

Key words: water quality, hydrochemical indicators, pollution indices, biotesting, toxicity

Введение

Методология биотестирования в настоящее время в мировой практике является необходимым элементом в системе охраны поверхностных вод. В России использование методов биотестирования в оценке качества воды предусмотрено основополагающим документом Росгидромета по организации мониторинга поверхностных водных объектов [2]. Разработаны методики биотестирования воды и донных отложений с использованием тест-объектов разных трофических уровней и нормативные документы по их применению при проведении режимных наблюдений и оперативного мониторинга поверхностных вод суши [3, 4, 7].

Необходимость использования показателей токсичности при оценке качества воды обусловлена несколькими причинами. Первая из них заключается в большом количестве загрязняющих веществ, поступающих в водотоки и водоемы, среди которых значительное число высокотоксичных. Контролировать концентрации всех присутствующих в воде и донных отложениях веществ невозможно. Вторая связана с тем, что определение концентраций загрязняющих веществ, сопоставление их с нормативами качества воды и применение комплексных методик для оценки степени загрязненности воды не позволяют учитывать суммарные эффекты всех присутствующих в воде химических веществ на гидробионты.

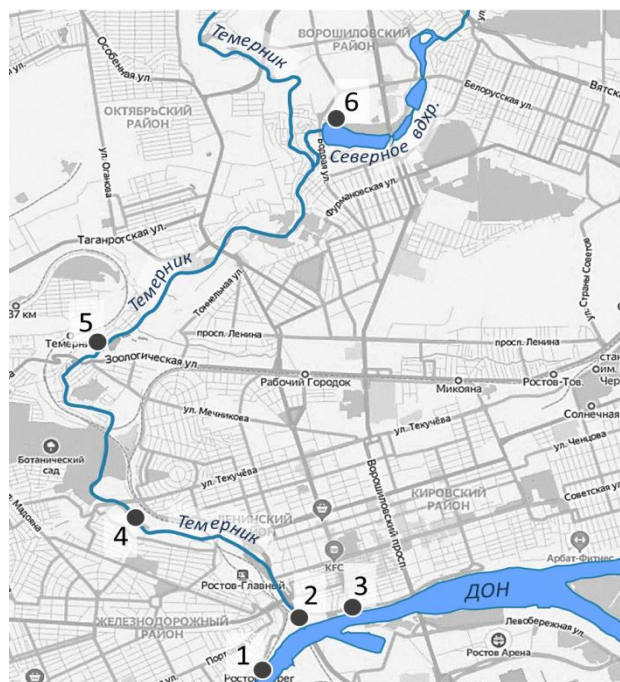
В этой связи цель данной работы состояла в проведении комплексных исследований с использованием гидрохимических и токсикологических показателей качества воды на водных объектах, испытывающих высокую антропогенную нагрузку.

Материал и методы исследований

Пробы воды для оценки загрязненности воды по гидрохимическим показателям и определения степени ее токсичности были отобраны 06.07.2020 года в Северном водохранилище и реках Дон и Темерник на участках, расположенных в черте г. Ростов-на-Дону и испытывающих в этой связи повышенную антропогенную нагрузку (рисунок 1).

С целью характеристики и оценки загрязненности проб воды определяли температуру, pH, Eh, БПК₅, концентрацию кислорода, главных ионов, биогенных веществ, АСПАВ по методикам из [8], тяжелых металлов (Cd, Pb, Cu, Co, Ni, V, Zn, Mn, Fe) по [5], приоритетных полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) по [6]. Кроме того проводили

идентификацию органических загрязняющих веществ с помощью хромато-масс-спектрометрического метода.



№ на карте-схеме	Водный объект, пункт
6	Северное водохранилище (нижнее), правый берег
5	Р. Темерник, пешеходный мост ниже зоопарка, проход от ул. Зоологической
4	Р. Темерник ниже моста на ул. Текучева, выше ж/к «Акварель», правый берег
2	Устьевой участок р. Темерник, Пригородный ж/д вокзал, правый берег
3	Р. Дон, 600 м выше впадения р. Темерник, 25-ый причал, правый берег
1	Р. Дон, 700 м ниже впадения р. Темерник, правый берег

Рисунок 1 – Карта-схема точек отбора проб воды в Северном водохранилище, реках Темерник и Дон

Для определения главных ионов, тяжелых металлов и биогенных веществ воду фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм. Определение БПК₅, АСПАВ, ПАУ и идентификацию органических веществ проводили в нефильтрованных пробах воды.

Одновременно с отбором проб воды на определение гидрохимических показателей отобраны пробы на биотестирование. Токсичность определяли в пробах воды, профильтрованных через бумажный фильтр «белая лента», с использованием биотестов на парамециях по тест-реакциям хемотаксис и гибель [4], на дафниях по тест-реакции гибель [3] и на одноклеточных водорослях по снижению скорости роста культуры [7]. О токсичности проб воды по тест-реакции хемотаксис парамеций судили при показателе хемотаксиса менее 25 %. Критерием острого токсического действия (ОТД) пробы воды считали 50 %-ное повышение показателя гибели гидробионтов и снижение скорости роста культуры хлореллы.

Оценку степени токсичности воды по показателю гибели парамеций и дафний выполняли в соответствии с таблицей 1.

Измерения гидрохимических показателей выполнены Килейновой Е.С., Князевой Т.В., Рязанцевой И.А., Тамбиевой Н.С., результаты биотестирования на инфузориях и хлорелле предоставлены Бакаевой Е.Н.

Таблица 1 – Классификация степени токсичности природной воды [3, 4, 7]

Показатель гибели гидробионтов, %	Снижение скорости роста хлореллы, %	Степень токсичности и токсическое действие воды
Менее 25 %	Менее 30 %	Условно нетоксичная
От 25 % до менее 50 %	От 30 % до менее 50 %	Токсичная
От 50 % до менее 75 %		Высоко токсичная; ОТД
От 75 % и выше		Экстремально токсичная; ОТД

Результаты и обсуждение

Температура воды в этот летний день во всех водных объектах была достаточно высокой и изменялась от 24,6 до 30,5 °С. Значения рН варьировали от 7,93 до 8,41 и в целом соответствовали установленным нормативам для воды водных объектов рыбохозяйственного значения, Eh для поверхностных горизонтов исследуемых водных объектов имел положительные значения и изменялся от +148 до + 254, что свидетельствует об окислительной обстановке в водных экосистемах.

Дефицит кислорода на всех исследованных пунктах не наблюдался. В обоих створах р. Дон насыщение воды кислородом достигало 83 и 84 %. В р. Темерник и Северном водохранилище отмечено повышение насыщенности воды кислородом, составившее в р. Темерник от 101 до 153 %, в Северном водохранилище – 271 %. Такая ситуация характерна для интенсивного цветения воды, которая отмечалась в данный период.

Минерализация воды в р. Дон отличалась незначительно и составила 818 и 827 мг/л. В Северном водохранилище и р. Темерник отмечены более высокие значения минерализации воды, от 1338 до 2493 мг/л, выходящие за пределы значений, характерных для пресных вод.

Наименьшие, не превышающие ПДК для воды водных объектов рыбохозяйственного значения [10], концентрации всех форм азота и фосфора определены в р. Дон и Северном водохранилище. Повышенные концентрации биогенных элементов наблюдались в р. Темерник и, в особенности в районе зоопарка, где установлены превышения ПДК по фосфатам, нитритному и аммонийному азоту, наблюдались наиболее высокие концентрации полифосфатов и нитратов.

Из определяемого перечня тяжелых металлов во всех отобранных пробах воды не обнаружены Pb и Ni, концентрации Cd и Co были ниже предела обнаружения методики. Превышение ПДК установлено для Cu, Zn, V, Mn и Fe.

Для 14-ти из всех измеренных гидрохимических показателей выявлены превышения ПДК хотя бы в одной пробе воды. Значительное превышение ПДК отмечено для концентраций V (до 20,3 раз), нитритного азота (до 21 раза), сульфатов (до 11,6 раз), Mn (до 11 раз), дибутилфталата (ДБФ) (до 6,8 раз). В 2-х пробах, отобранных в р. Темерник ниже моста на ул. Текучева и у пешеходного моста в районе зоопарка, установлено превышение ПДК для высокотоксичного, обладающего канцерогенными свойствами бензо[а]пирена

(Б[а]П). Таким образом, выбранные участки рек существенно отличались по химическому составу и уровню загрязненности воды. Наиболее загрязненными по количеству гидрохимических показателей, превышающих установленные нормативы, и по кратности превышений ПДК является р. Темерник, за исключением устьевого участка, и Северное водохранилище (рисунок 2).

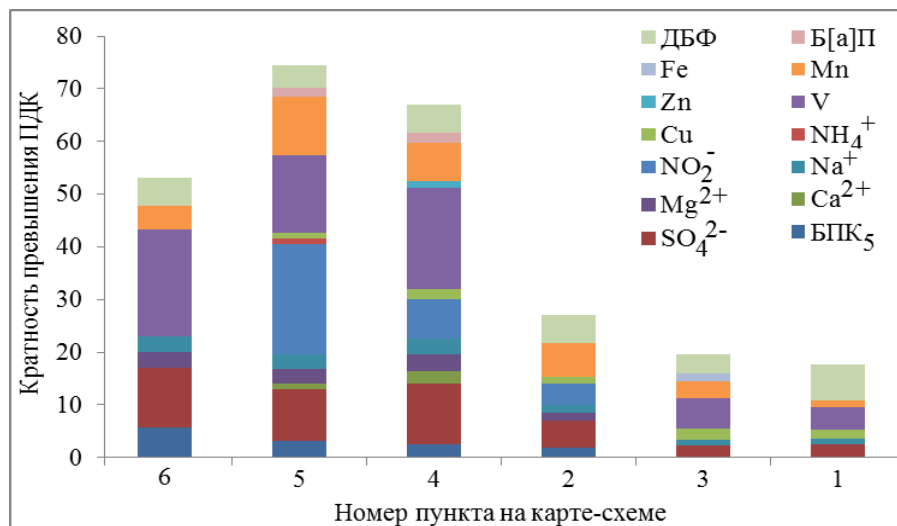


Рисунок 2 – Распределение кратностей превышения ПДК гидрохимических показателей качества воды в р. Дон, Темерник и Северном водохранилище (1 – р. Дон, 700 м ниже впадения р. Темерник; 2 – р. Темерник, Пригородный ж/д вокзал; 3 – р. Дон, 600 м выше впадения р. Темерник; 4 – р. Темерник, ниже моста на ул. Текучева, выше ж/к «Акварель»; 5 – р. Темерник, пешеходный мост ниже зоопарка; 6 – Северное водохранилище)

Для оценки уровня загрязненности воды на исследуемых участках водных объектов по комплексу гидрохимических показателей рассчитывали сумму кратностей превышений ПДК и индексы загрязненности воды (ИЗВ). ИЗВ рассчитывали делением суммы кратностей превышения ПДК на количество учитываемых показателей. При расчете ИЗВ-1 использовали все показатели, значения которых превышали ПДК, ИЗВ-2 рассчитывали по наиболее токсичным веществам: Cu, Zn, V, Mn, ДБФ и Б[а]П (таблица 2).

Таблица 2 – Комплексные показатели загрязненности воды р. Темерник, Дон и Северного водохранилища

№ на карте	Водный объект, пункт	Сумма кратностей превышения ПДК загрязняющих веществ	ИЗВ-1	ИЗВ-2
6	Северное водохранилище	53,2	4,1	4,3
5	р. Темерник, пешеходный мост ниже зоопарка	73,4	5,6	4,7
4	р. Темерник ниже моста на ул. Текучева, выше ж/к «Акварель»	66,9	5,1	5,3
2	р. Темерник, Пригородный ж/д вокзал	27,0	2,1	1,8

№ на карте	Водный объект, пункт	Сумма кратностей превышения ПДК загрязняющих веществ	ИЗВ-1	ИЗВ-2
3	р. Дон, 600 м выше впадения р. Темерник	18,7	1,4	2,3
1	р. Дон, 700 м ниже впадения р. Темерник	16,6	1,3	2,0

Значения обоих индексов существенно различались на изученных участках рек. Более высокие ИЗВ-1 и ИЗВ-2 получены в пробах, отобранных в р. Темерник, за исключением устьевого участка, и в Северном водохранилище, более низкие – в р. Дон и в устье р. Темерник у Пригородного вокзала г. Ростов-на-Дону. Данные по токсичности проб воды представлены в таблице 3.

Таблица 3 – Результаты биотестирования проб воды

№ на карте	Водные объекты, точки отбора	Тест-объект, тест-реакция, экспозиция, отклонение от контроля (степень токсичности воды)			
		<i>Paramecium caudatum</i>		<i>Daphnia magna</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
		Показатель хемотаксиса, %, 2 ч	Показатель гибели, %, 24 ч	Показатель гибели, %, 48 ч	Снижение скорости роста, %, 48 ч
6	Северное водохранилище	10 (токсичная)	0 (условно не токсичная)	30 (токсичная)	19 (условно не токсичная)
5	р. Темерник, пешеходный мост ниже зоопарка	10 (токсичная)	33,4 (токсичная)	40 (токсичная)	54 (высоко токсичная, ОТД)
4	р. Темерник, ниже моста на ул. Текучева	0 (токсичная)	0 (условно не токсичная)	60 (высоко токсичная, ОТД)	64 (высоко токсичная, ОТД)
2	р. Темерник, Пригородный ж/д вокзал	0 (токсичная)	0 (условно не токсичная)	48 (токсичная)	2 (условно не токсичная)
3	р. Дон, 600 м выше впадения р. Темерник,	0 (токсичная)	0 (условно не токсичная)	20 (условно не токсичная)	16 (условно не токсичная)
1	р. Дон, 700 м ниже впадения р. Темерник	0 (токсичная)	0 (условно не токсичная)	3 (условно не токсичная)	17 (условно не токсичная)

Результаты биотестирования, полученные на разных тест-объектах и с использованием разных тест-реакций, существенно различались. Экспрессная методика на парамециях *Paramecium caudatum* по тест-реакции хемотаксис оказалась чрезвычайно чувствительной. Ни в одной из опробованных проб количество парамеций, переместившихся в испытуемую пробу воды, не достигло критерия 25 %, что свидетельствует о токсичности всех проб воды. По показателю гибели парамеций, в отличие от хемотаксиса, почти все пробы воды оказались условно не токсичными. Исключение составила проба воды в р. Темерник в районе зоопарка, в которой установлено наличие токсического действия, но критерий ОТД достигнут не был.

Результаты биотестирования на дафниях *Daphnia magna* по тест-реакции гибель оказались несколько иными, чем на парамециях. Через 24 часа вода во всех пробах по этому показателю была условно не токсична. При экспозиции 48 ч по гибели дафний выявлено, что вода является условно не токсичной только в обоих пунктах р. Дон (таблица 3). Отсутствие токсичности воды в нижнем течении р. Дон по гибели дафний установлено также в работе [1]. В Северном водохранилище и во всех пробах из р. Темерник вода оказалась токсичной, при этом на участке выше ж/к «Акварель», который по гидрохимическим показателям оказался одним из наиболее загрязненных, установлено ОТД.

По результатам биотеста на водорослях *Chlorella vulgaris* выявлено ОТД воды на двух наиболее загрязненных по комплексу гидрохимических показателей участках р. Темерник: в районе зоопарка и выше ж/к «Акварель». На остальных участках реки по этому методу токсичность воды не установлена.

При сопоставлении результатов биотестирования с загрязненностью воды по ИЗВ-1 и ИЗВ-2 полного соответствия не выявлено ни для одного биотеста. Бóльшая сопоставимость результатов биотестирования с индексами загрязненности воды выявлена для биотестов на дафниях при экспозиции 48 ч и на водорослях хлорелла при той же экспозиции 48 ч.

Высокая чувствительность биотеста по хемотаксису парамеций установлена также в исследованиях, проведенных в нижнем течении р. Дон [9], в которых все пробы воды, отобранные в пунктах государственной наблюдательной сети, за исключением фонового участка, оказались токсичными, в трех из них выявлено ОТД по показателю гибели парамеций, по гибели дафний не выявлено ни острого (экспозиция 4 сут), ни хронического токсического действия воды (экспозиция 7 сут). При этом комплексные показатели загрязненности воды (удельный комбинаторный индекс загрязненности воды УКИЗВ, ИЗВ-1 и ИЗВ-2) были близкими по значениям, и разная токсичность воды, по-видимому, обусловлена именно сочетанным действием многих загрязняющих веществ и факторов. Здесь следует подчеркнуть, что отсутствие токсичности воды, выявленное в фоновом створе по хемотаксису парамеций, подтверждено другими биотестами.

Таким образом, результаты данного исследования и полученные в работе [9] подтверждают сложившиеся в водной токсикологии [11] представления о

том, что для корректной оценки токсичности воды необходимо использовать не менее трех биотестов на тест-объектах, принадлежащих к разным трофическим уровням. Биотесты с использованием поведенческих реакций гидробионтов, таким как хемотаксис, несмотря на их чувствительность и оперативность, можно использовать лишь для ориентировочной оценки токсичности, которую, в случае ее выявления, необходимо подтверждать биотестами на основе тест-реакций, прямо указывающих на неблагоприятное воздействие: гибель гидробионтов, снижение скорости роста и размножения, появление патологий и др. Использование методов биотестирования в мониторинге поверхностных вод суши позволяет выявлять комбинированное воздействие всего комплекса загрязняющих веществ на водные организмы и получать более полную оценку качества воды.

Список литературы

1. Бакаева Е.Н., Тарадайко М.Н., Игнатова Н.А., Давыдова Н.С. Токсичность воды устьевого участка реки Дон по набору биотестов // Водные биоресурсы и среда обитания. 2019. Т. 2. № 4. С. 38–47.
2. РД 52.24.309–2016 Организация и проведение режимных наблюдений в пунктах государственной наблюдательной сети за состоянием и загрязнением водных объектов. Ростов-на-Дону, 2016. 102 с.
3. РД 52.24.868–2017 Использование методов биотестирования воды и донных отложений водотоков и водоемов. Ростов-на-Дону, 2017. 57 с.
4. РТ 15–2021 Оперативная оценка токсического загрязнения поверхностных водных объектов (в том числе трансграничных участков) при аварийном загрязнении с помощью биотестирования на популяциях гидробионтов. Ростов-на-Дону, 2021. 44 с.
5. РД 52.24.377–2008 Массовая концентрация алюминия, бериллия, ванадия, железа, кадмия, кобальта, марганца, меди, молибдена, никеля, свинца, серебра, хрома и цинка в водах. Методика выполнения измерений методом атомной абсорбции с прямой электротермической атомизацией проб. Ростов-на-Дону, 2008. 31 с.
6. РД 52.24.539–2020 Массовая концентрация полициклических ароматических углеводородов в водах. Методика выполнения измерений методом высокоэффективной жидкостной хроматографии со спектрофлуориметрическим детектированием. Ростов-на-Дону, 2022. 42 с.
7. РД 52.24.905–2020 Оценка токсичности воды и водных вытяжек донных отложений поверхностных водных объектов по изменению оптической плотности культуры микроводоросли *Chlorella vulgaris*. Ростов-на-Дону, 2020. 29 с.
8. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Ч. 1. / Под ред. Л.В. Боевой. Ростов-на-Дону: Изд-во НОК, 2009. 1032 с.
9. Предеина Л.М., Андреев Ю.А., Котова В.Е. О результатах комплексных гидрохимических и токсикологических наблюдений в нижнем течении р. Дон // Экология. Экономика. Информатика. Серия: Системный

анализ и моделирование экономических и экологических систем. Ростов-на-Дону, 2024. Т. 9. С. 232-239.

10. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 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».

11. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.

БИОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ СОЛЕНОГО ОЗЕРА
АДЖИ-БАЙЧИ (РЕСПУБЛИКА КРЫМ) С ПОМОЩЬЮ ПОПУЛЯЦИИ
АРТЕМИИ

И.И. Руднева¹, В.Г. Шайда², О.В. Шайда¹

¹Морской гидрофизический институт РАН, г. Севастополь, Россия,
svg-41@mail.ru

²ООО «Экосервис А», Москва, Россия, svg1841@mail.ru

Аннотация: С целью анализа экологического состояния озера Аджи-Байчи (Крым) в 2021 и 2022 гг. изучали сезонные изменения популяции артемии *Artemiasp.* – индикаторного вида соленых водоемов. В исследуемый период отмечена общая закономерность повышения температуры воздуха и воды в летний период до +30°C и выше, что сопровождалось увеличением минерализации рапы. Цисты артемии присутствовали в водоеме во все сезоны тестируемого периода, науплии появлялись при температуре воды +3+7°C, взрослые особи в небольшом количестве встречались летом и осенью. При повышении температуры в теплый период, усилении антропогенного влияния в результате рекреационной и антропогенной деятельности рачки приобретали красный цвет за счет синтеза гемоглобина, и происходила их массовая гибель. Полученные результаты отражают особенности сезонной динамики биоты гиперсоленого озера, зависящей как от климатических изменений, так и воздействия хозяйственной деятельности человека.

Ключевые слова: сезонные изменения, антропогенное воздействие, гиперсоленый водоем, артемия, биоиндикация

Д
BIOASSAY OF ECOLOGICAL STATE OF SALT LAKE ADJY-BAICHY
(CRIMEAN REPUBLIC) WITH ARTEMIA

I.I. Rudneva¹, V.G. Shaida², O.V. Shaida¹

*Marine Hydrophysical Institute, Russian Academy of Sciences, Sevastopol, 299011
Russia e-mail: svg-41@mail.ru*

Ecoservice A+ Co, Moscow, 107140 Russia e-mail: svg1841@mail.ru

Abstract: In order to analyze the ecological state of Lake Adzhi-Baychi (Crimea), seasonal changes in the population of *Artemia* sp., an indicator species of saline reservoirs, were studied in 2021 and 2022. During the study period, a general pattern of an increase in air and water temperature in summer to +30°C and above was noted, which was accompanied by an increase in brine mineralization. *Artemia* cysts were present in the reservoir in all seasons of the tested period, nauplii appeared at a water temperature of +3+7°C, adults were found in small numbers in summer and autumn. With an increase in temperature in the warm period, an increase in

anthropogenic influence as a result of recreational and anthropogenic activities, the crustaceans acquired a red color due to the synthesis of hemoglobin, and they died in masse. The results obtained reflect the features of the seasonal dynamics of the biota of a hypersaline lake, depending on both climate change and the impact of human economic activity.

Key words: seasonal changes, anthropogenic impact, hypersaline water body, brine shrimp, bioassay

Соленые озера составляют половину внутренних вод мира и встречаются в основном в субаридных и аридных климатических зонах [7]. Они являются экстремальными экосистемами, в них обитают эндемичные виды флоры и фауны, которые особенно уязвимы к изменению окружающей среды из-за необходимости адаптироваться к высокой солености, повышенному уровню УФ-излучения, низкому содержанию растворенного кислорода и нерегулярным циклам засухи и наводнения. Трофические сети в этих водных объектах относительно простые, поскольку немногие организмы могут справиться с такими суровыми условиями окружающей среды [3]. Они имеют узкую экологическую нишу, что увеличивает их уязвимость. Даже небольшие изменения абиотических факторов, а также антропогенное воздействие может существенным образом нарушить экосистему соленых озер. Солевым озерам уделялось меньше внимания, поскольку они не могут обеспечивать потребности людей пресной водой и рыбой и, следовательно, имеют менее очевидную ценность. Однако, учитывая хрупкость этих экосистем, галофильные организмы, которые их населяют, представляют большой научный и природоохранный интерес. Физиологические адаптации к условиям окружающей среды могут дать представление о том, как жизнь может развиваться и эволюционировать в экстремальных условиях [4, 6, 8]. Соленые озера играют важную роль в функционировании регионального гидрологического режима, обеспечивая тесную связь с минерализованными водоносными горизонтами и остальной частью их водосбора, формировании климата, служат местом остановки перелетных птиц во время миграций и размножения. Исследование этих водных объектов представляет несомненный интерес для анализа взаимодействия водного объекта и прилегающих к нему территорий, дает возможность оценить его экологическое состояние по обитающим там гидробионтам в условиях изменения климата и антропогенного влияния.

Озеро Аджи-Байчи (45°25'58"N, 33°09'59"E) расположено в зоне субаридного климата на западном побережье Крымского полуострова, отделено от моря перешейком, по которому проходит дорога без твёрдого покрытия. Оно относится к Евпаторийской группе соляных озер (рисунок 1). Водоем бессточный лиманного происхождения, питание осуществляется за счет поверхностных и грунтовых вод. Площадь озера составляет 0.75 км² – 1.2 км², глубина до 0.2 м, максимальная 0.65 м, длина 1.5 км, максимальная ширина 0.7 км. Площадь водосборного бассейна 41 км², разница с уровнем моря

Результаты и обсуждение

Из приведенных данных можно видеть, что динамика изменения температуры воздуха в районе озера была одинаковой в исследуемые годы и характеризовалась увеличением в летние месяцы, достигая свыше $+30^{\circ}\text{C}$, после чего снижалась в осенне-зимний период. Сходная картина установлена для изменения температуры воды: максимальные значения более $+30^{\circ}\text{C}$ были отмечены в мае-августе, в сентябре этот показатель последовательно падал. Параллельно с увеличением температуры в летние месяцы возрастала соленость рапы (рисунок 3) и достигала наибольших значений (более 300‰) в июле-сентябре, когда осадки почти отсутствовали и озеро частично пересыхало.

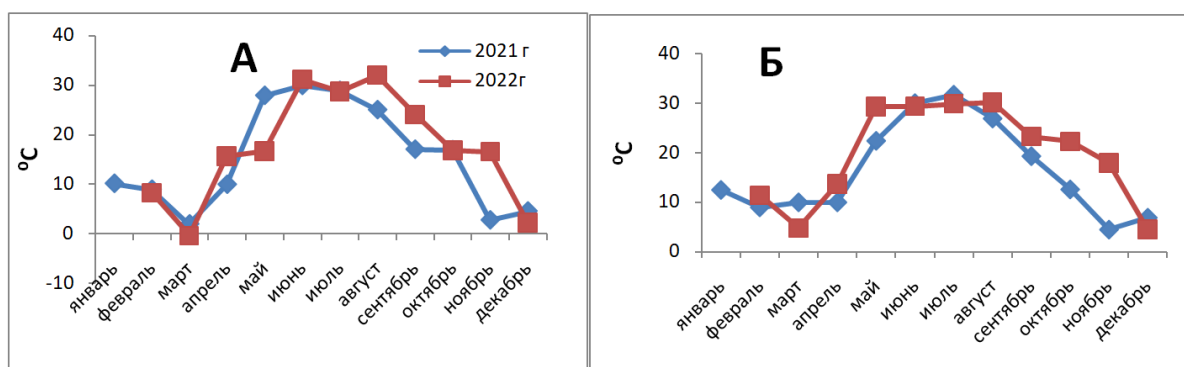


Рисунок 2 – Изменение температуры воздуха и воды в озере Аджи-Байчи А - температура воздуха, Б - температура рапы

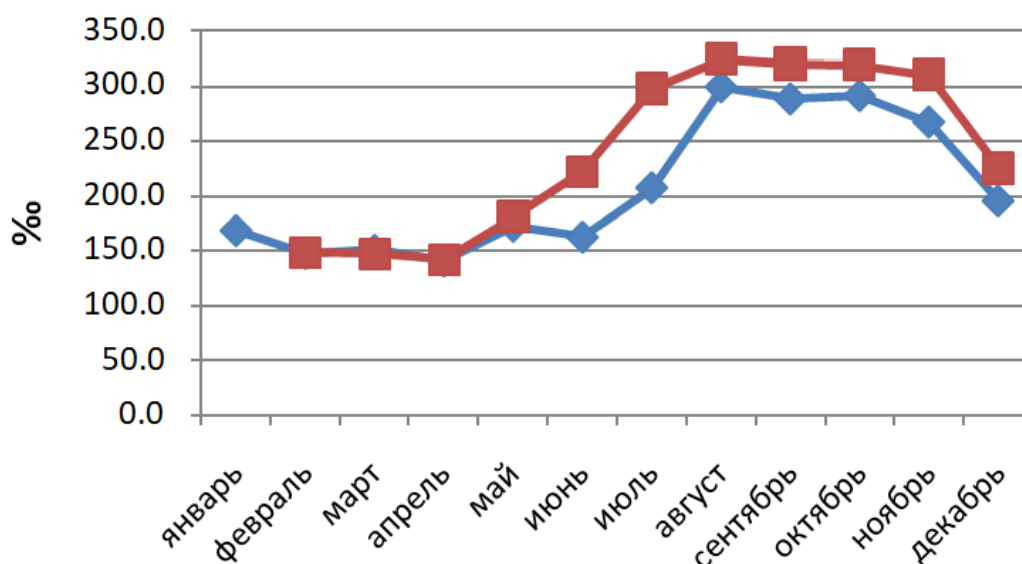


Рисунок 3 – Соленость рапы озера Аджи-Байчи в период 2021-2022 гг

Соотношение жизненных стадий популяции артемии в озере в два исследуемых периода в целом имело сходство. Цисты рачка обнаружены в рапе в течение всего года, максимальное их количество было отмечено в мае 2022 г. и в июне-июле 2021 г. Первые науплии в 2021 г. появились в апреле, в мае их количество доминировало в популяции, после чего последовательно

сокращалось к концу года. В 2022 г. науплии были отмечены уже в феврале, число их достигло максимума в мае и затем уменьшалось. В 2021г ювенильные особи в небольшом количестве обнаружены в июне и июле, а в 2022 г. только в мае, но число их было значительным (80 экземпляров/л). Взрослые рачки встречались в озере в период с июня по ноябрь в 2021 г., и с мая по ноябрь в 2022 г. Следует отметить, что в летние месяцы при достижении высоких температур рачки приобретают красный цвет, что свидетельствует о резком снижении кислорода в воде и синтезе у них геемоглобина как компенсаторной реакции на ухудшение условий обитания.

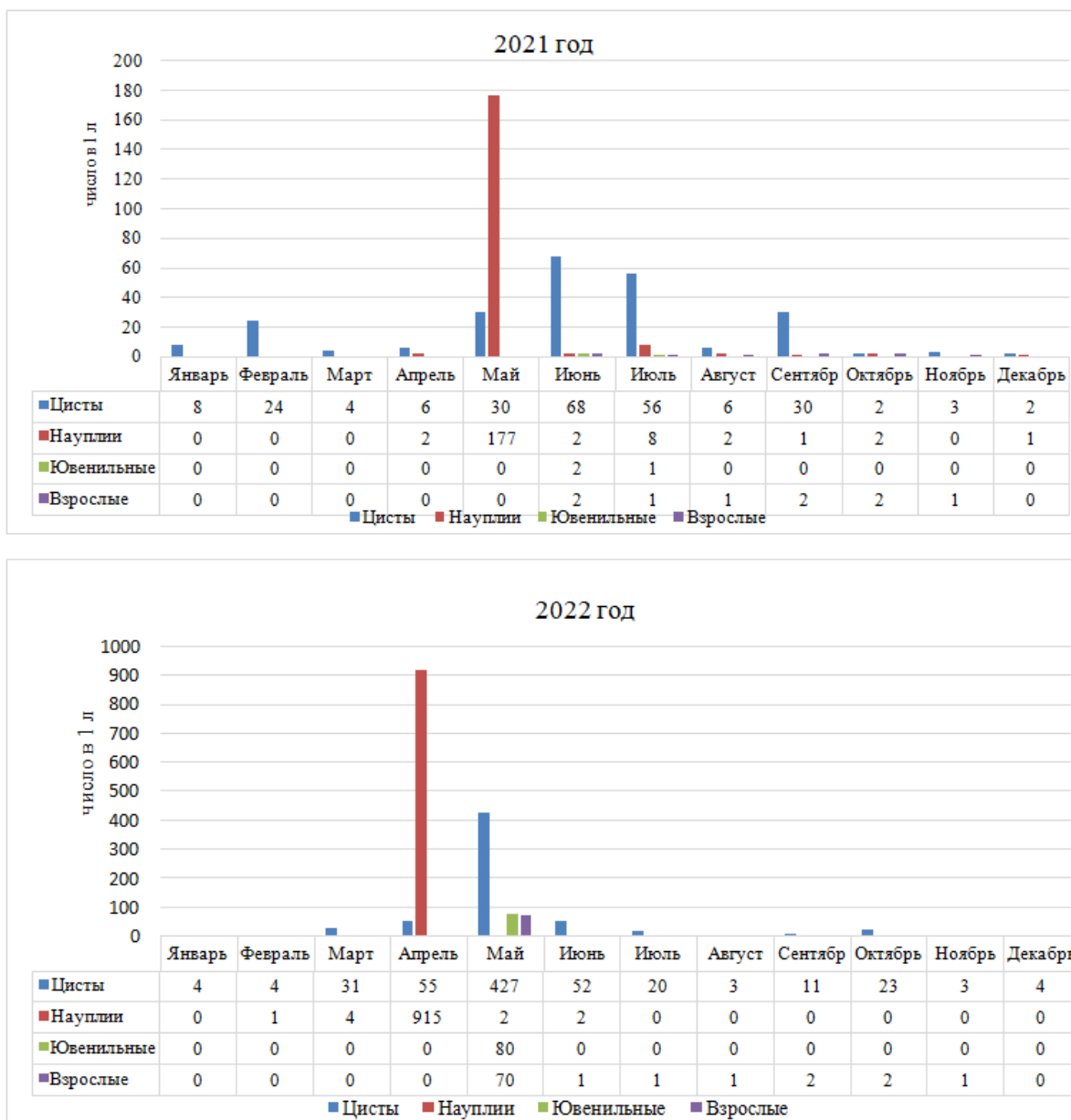


Рисунок 4 – Динамика численности разных жизненных стадий артемии в озере в период 2021-2022 гг.

Известно, что условия во внутренних водоемах зависят от природных и антропогенных факторов, определяющих их гидрологические и гидрохимические свойства, от которых зависит жизнедеятельность

гидробионтов. Озеро Аджи-Байчи расположено в районе рекреационной активности, на его берегах в летний период располагаются туристы. На озере можно наблюдать большое количество водоплавающих птиц, в том числе перелетных, которые там находят корм и удобное место для гнездования. В районе расположения водоема расположены дачные участки, и осуществляется сельскохозяйственная деятельность, в результате которой стоки попадают в озеро, насыщая его биогенами и другими загрязнителями. Наличие высоких концентраций азот- и фосфорсодержащих соединений способствует развитию микроводорослей и эвтрофированию, что значительно ухудшает качество воды и условия существования гидробионтов в летний период. Это повлияло на изменение качественного и количественного состава популяции артемии. Если весной и в начале лета в популяции присутствовали все жизненные стадии рачка, то с июля при достижении максимальных температур, повышении рекреационной нагрузки, интенсификации сельскохозяйственной деятельности и связанными с этим загрязнением среды численность рачков резко падала, в озере периодически наблюдали массовую гибель артемии и хирономид. В популяции доминировали цисты, которые способны переживать экстремальные ситуации в водоеме, но при развитии благоприятных условий обеспечивающих дальнейшее поддержание популяции.

Таким образом, сочетание климатических факторов и хозяйственной деятельности определяют условия в водоеме и жизнедеятельность биоты [1, 2]. Комплексный анализ межгодовых и сезонных флуктуаций гидрохимических и гидробиологических параметров гиперсоленых озер поможет понять механизмы комплексного влияния природных и антропогенных факторов в отдельных географических районах, а также определить степень экологического риска для здоровья человека и экосистем.

Список литературы

1. Руднева И.И., Шайда В.Г. Сезонная динамика гиперсоленого озера Ойбург (Крым) как модель для изучения последствий изменения климата // Водные ресурсы. 2020.Т. 47. № 4. С. 426–437.
2. Bathmann U., Schubert H., Andr en E., Tuomi L., Radziejewska T., Kulinski K., Chubarenko I. Editorial: Living along gradients: past, present, future // *Frontiers in Marine Sciences*. 2020. V. 6. Article 801.
3. Castaneda C., Cledera-Castro M.D.M. Microplastics in inland saline lakes of the Central Ebro Basin, N.E. Spain // *Water*. 2025. V. 17. Article 989.
4. Castaneda C., Herrero J. Assessing the degradation of saline wetlands in an arid agricultural region in Spain // *Catena*. 2008. V. 72. P. 205–213
5. El-Magsodi M.O., El-Ghebli H.M., Hamza M., Van Stappen G., Sorgeloos P. Characterization of *Liyan Artemia* from Abu Kammash Sabkha // *Libyan J. Marine Science*. 2005. V. 10. P. 19-29.
6. Oren A. Halophilic archaea on Earth and in space: Growth and survival under extreme conditions // *Phil. Trans. R. Soc. A*. 2014. V. 372. Article 0194

7. Williams W.D. Environmental threats to salt lakes and the likely status of inland saline ecosystems in 2025 //Environ. Conserv. 2002. V.29.P. 154–1672. Hueso-Kortekaas K., Delgado-Mellado N., Calzada-Funes J., Sanchez-Mata
8. Wurtsbaugh W.A., Miller C., Null S.E., DeRoseR.J., Wilcock P., Hahnenberger. M. Howe F., Moore J. Decline of the world's saline lakes //Nat. Geosci. 2017. V.10.P. 816–821

СЕКЦИЯ 6. ОЦЕНКА И ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

УДК: 504.4.054

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ОСНОВНЫХ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК В РЕКЕ ВОРОНА ВЫШЕ И НИЖЕ ПО ТЕЧЕНИЮ ОТ ГОРОДА УВАРОВО

М.Е. Буковский, К.С. Непрокина, Т.И. Зиновьева
г. Тамбов, ФГБОУ ВО «ТГУ им. Г.Р. Державина»,
mikezzz@mail.ru, kolkova-kseniya@mail.ru, zinovieva.t4tyana@yandex.ru

Аннотация: В статье проведен сравнительный анализ основных гидрохимических характеристик в реке Вороне выше и ниже по течению от города Уварово за период с 2008 по 2023 год: азота аммонийного и нитритного, фосфатов, нефтепродуктов и синтетических поверхностно-активных веществ. В ходе анализа дана оценка влияния г. Уварово на загрязнение исследуемой реки, выявлены годы наибольшего и наименьшего загрязнения реки.

Ключевые слова: реки, загрязнение рек, река Ворона, гидрохимические показатели в реках

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE MAIN HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS IN THE VORONA RIVER UPSTREAM AND DOWNSTREAM FROM THE CITY OF UVAROVO

M.E. Bukovsky, K.S. Nepokina, T.I. Zinovieva
Tambov, Tambov State University named after G.R. Derzhavin,
mikezzz@mail.ru, kolkova-kseniya@mail.ru, zinovieva.t4tyana@yandex.ru

Abstract: The article provides a comparative analysis of the main hydrochemical characteristics in the Vorona River upstream and downstream from the city of Uvarovo for the period from 2008 to 2023: ammonium and nitrite nitrogen, phosphates, petroleum products and synthetic surfactants. In the course of the analysis, the impact of the city of Uvarovo on the pollution of the river under study was assessed, and the years of the greatest and least pollution of the river were identified.

Key words: rivers, pollution of rivers, the Crow River, hydrochemical indicators in rivers

Введение

Реки являются неотъемлемой частью различных биогеоценозов и способны влиять на их состояние. Различные изменения гидрохимических

характеристик состава речной воды способны привести к негативным последствиям для экосистем, а также для человека.

Стремительно растущие урбанизированные территории и население вместе с ними способны оказывать различные воздействия на реки. В том числе возможны изменения гидрохимических показателей рек.

Загрязнение рек урбанизированных территорий, вызывающее нарушение нормального гидрохимического состава водоемов, является актуальным предметом исследований [3]. На данный момент уже имеются исследования по оценке качества воды поверхностных водотоков бассейна р. Цна с применением методов биоиндикации [1, 2].

Качество речных вод можно также оценить с помощью таких индексов, как ИЗВ и УКИЗВ [4]. А для этого необходимо провести анализ гидрохимических показателей реки и определить основные из них. Поэтому данная работа имеет практическую значимость для дальнейших исследований. Аналогичная работа уже проведена для р. Цна выше и ниже по течению от г. Тамбов [6].

Цель данной работы – провести сравнительный анализ основных гидрохимических характеристик в р. Ворона выше и ниже по течению от г. Уварово за период 2008 по 2023 год.

Объект исследования – р. Ворона выше и ниже по течению от г. Уварово.

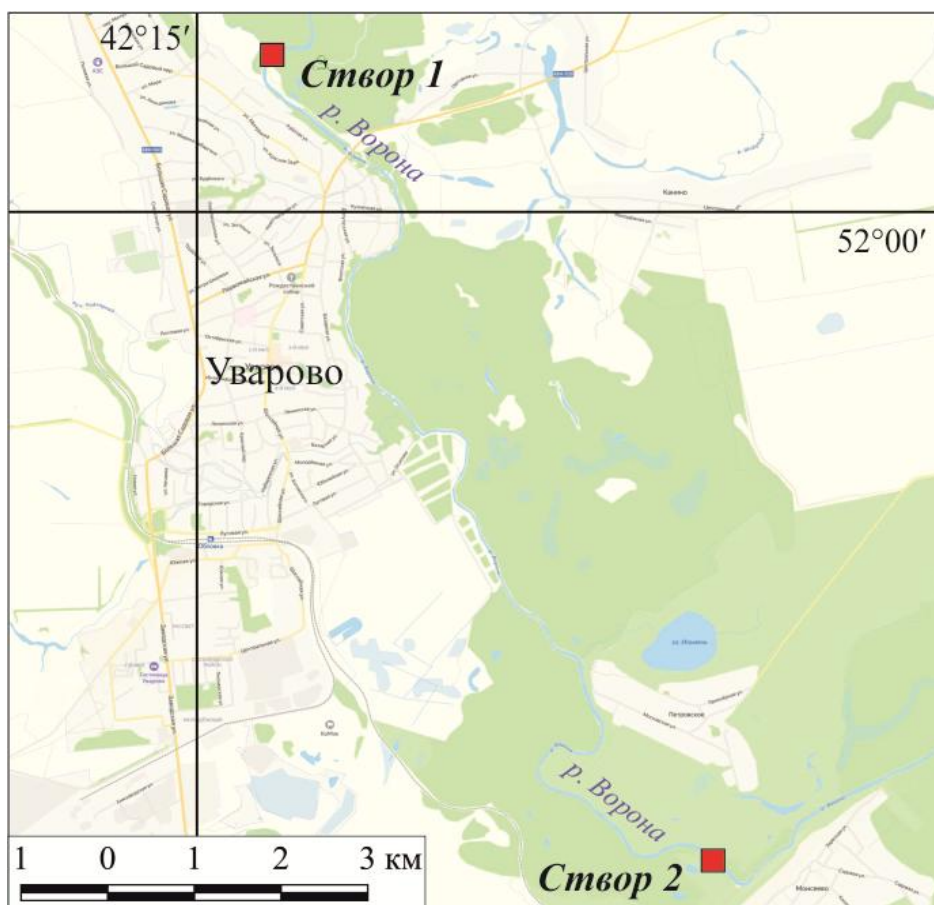


Рисунок 1 – Карта-схема расположения гидрохимических створов

Материалы и методы

Материалы, использованные в работе, предоставлены Тамбовским ЦГМС – Филиалом ФГБУ «Центрально-Черноземного УГМС».

Нормативные значения ПДК взяты из Приказа 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» [5].

Анализ данных был проведен по двум гидрохимическим створам: р. Ворона выше по течению от г. Уварово (створ 1) и р. Ворона 8,0 км ниже по течению от г. Уварово (створ 2). Карта-схема расположения точек отбора проб представлена на рисунке 1.

Результаты и их обсуждение

В ходе обработки первичных данных были построены графики (рисунки 2-6), отражающие изменение гидрохимических показателей за указанный ранее период времени. На каждом графике также отмечены значения ПДК для каждого анализируемого показателя.



Рисунок 2 – Изменение показателя азота аммонийного

На рисунке 2 видно, что превышение ПДК на обоих створах наблюдается в 2016 и 2021 годах. Отдельно по створу в 8 км ниже города у с. Моисеево можно наблюдать превышение еще и в 2010, 2020 и 2022 годах. В период с 2008 по 2015, с 2017 по 2019 и с 2022 по 2023 гг. превышение ПДК азота аммонийного не наблюдалось. Максимальное превышение ПДК можно отметить по обоим створам в 2021 году, а минимальное по створу р. Ворона выше по течению от г. Уварово – в 2018 году, у с. Моисеево – в 2013 году. В целом график изменений данного показателя отличается скачкообразным ходом на протяжении всего периода.



Рисунок 3 – Изменение показателя азота нитритного

Из рисунка 3 видно, что превышение ПДК по азоту нитритному наблюдалось на створе в г. Уварово в 2008, 2018 и 2020 гг., а на створе 8 км ниже города – в 2008, 2013, 2016, 2020, 2022 и 2023 годах. Максимальные значения по обоим створам отмечены в 2020 году, а минимальные – в 2015 году. В целом динамику изменений также можно охарактеризовать как скачкообразную.



Рисунок 4 – Изменение показателя фосфатов

Из приведенного на рисунке 4 графика видно, что по двум створам превышение ПДК фосфатов наблюдалось в 2009, 2012, 2016 гг. Отдельно на створе в черте с. Моисеево в 2010, 2014, 2021-2023 годах. В 2008, 2011, 2013, 2015, 2017-2020 годах по обоим створам превышений ПДК не наблюдалось. Также их не отмечено и в период с 2021 по 2023 гг. на створе выше по течению. Минимальные показатели – в 2011 году на створе в г. Уварово и в 2008 и 2013 гг. на створе ниже по течению, а максимальные – в 2016 году по двум створам.



Рисунок 5 – Изменение показателя нефтепродуктов

На рисунке 5 видно, что превышение ПДК по содержанию нефтепродуктов по двум створам имело место на протяжении почти всего периода, исключая период с 2010 по 2017 и 2019 годам на створе ниже по течению. Максимальное значение содержания нефтепродуктов было в 2018 году на створе р. Ворона выше по течению от г. Уварово, а минимум наблюдался в 2015 году по створе р. Ворона в 8 км ниже города у с. Моисеево.



Рисунок 6 – Изменение показателя СПАВ

При анализе графика изменений содержания СПАВ на рисунке 6 было выявлено, что с 2008 по 2023 год превышений допустимых концентраций исследуемых веществ не наблюдалось. Максимальная концентрация отмечена в 2018 году на створе р. Ворона выше по течению от г. Уварово и составляла 0,096 мг/л, а минимальная в 2012 году на створе ниже по течению и в 2017 году на створе выше по течению.

Заключение

Подводя итоги проделанной работы, можно отметить следующие ключевые моменты.

По всем исследуемым показателям, кроме СПАВ, имеет место превышения допустимых нормативных значений ПДК. Они носят эпизодический характер и не имеют четких временных тенденций.

В целом, все графики имеют скачкообразный характер. Максимальные и минимальные значения отмечаются в разные годы как в сравнении между гидрохимическими показателями, так и внутри одного показателя. Однако, стоит отметить, что на створе р. Ворона 8,0 км ниже по течению от г. Уварово значения выше, чем на створе р. Ворона выше по течению от г. Уварово. Это говорит о загрязнении городом речных вод.

Список литературы

1. Буковский М.Е., Коломейцева Н.Н., Клоков А.Ю., Олейников А.А. Оценка качества воды поверхностных водотоков бассейна реки Цны с применением методов биоиндикации // Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки. 2011. Т. 16, № 2. С. 638–642.

2. Буковский М.Е., Коломейцева Н.Н. Сапробность рек на участках с различной антропогенной нагрузкой в годы разной водности // Поволжский экологический журнал. 2013. № 4. С. 368–373.

3. Ворончихина К.А., Петренко Д.Б., Васильев Н.В. Оценка экологического состояния поверхностных вод урбанизированных территорий московского региона по их макрокомпонентному компоненту // Вестник государственного областного университета, серия естественные науки. 2017. С. 76–86.

4. Дудник С.Н., Буковский М.Е., Колкова К.С. Динамика изменения индекса загрязненности вод в реке Вороне на створах выше и ниже по течению от г. Кирсанова // Эколого-географические проблемы регионов России. Материалы IV всероссийской научно-практической конференции, посвященной 130-летию со дня рождения первого заведующего кафедрой географии ПГСГА, профессора К.В. Полякова. Самара: СГСПУ, 2013. С. 140–143.

5. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552. Минюст России. 2017. 151 с.)

6. Таланова А.А., Кузьмин К.А., Елатомцева А.И. Основные загрязнители р. Цны выше и ниже по течению от г. Тамбова // География, экология, туризм: научный поиск студентов и аспирантов. Материалы XII Всероссийской научно-практической конференции. Тверь: ТГУ, 2024. С. 61–64.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МОРСКОЙ СРЕДЫ ПРИБРЕЖЬЯ У ЮГО-ЗАПАДНОГО САХАЛИНА

А.А. Ведерникова, Т.Г. Коренева, И.В. Сырбу, А.Д. Мазанова, В.Е. Марыжихин
*Сахалинский филиал Всероссийского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства и океанографии («СакhНИРО»), Южно-Сахалинск, Россия,
vedernikovaaa@sakhniro.vniro.ru*

Аннотация: С использованием стандартных методов получены данные по содержанию ряда показателей воды и донных отложений побережья у юго-западного Сахалина в 2023–2024 гг. Комплексная оценка с применением индекса загрязненности показала, что воды побережья в целом «чистые» и относятся ко II классу качества воды. С использованием ретроспективных данных по содержанию изученных показателей установлено, что морская среда побережья у юго-западного Сахалина в 2023–2024 гг. не претерпела негативных изменений, что свидетельствуют об удовлетворительной экологической ситуации на современном этапе.

Ключевые слова: юго-западный Сахалин, морская среда, индекс загрязненности воды, качество донных отложений

THE CURRENT STATE OF THE COASTAL MARINE ENVIRONMENT OFF SOUTHWESTERN SAKHALIN

A.A.Vedernikova, T.G. Koreneva, I.V. Syrbu, A.D. Mazanova, V.E. Maryzhikhin
*Sakhalin Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and
Oceanography («SakhNIRO»), Yuzhno-Sakhalinsk, Russia,
vedernikovaaa@sakhniro.vniro.ru*

Abstract: Using standard methods, data were obtained on the content of a number of indicators of water and bottom sediments of the coast off southwestern Sakhalin in 2023-2024. A comprehensive assessment using a pollution index showed that the waters of the coast as a whole are «clean» and belong to water quality class II. Using retrospective data on the content of the studied indicators, it was established that the marine environment of the coast off southwestern Sakhalin in 2023-2024. has not undergone negative changes, which indicates a satisfactory environmental situation at the present stage.

Key words: Southwest Sakhalin, marine environment, water pollution index, quality of bottom sediments

Введение

Японское море у берегов южного Сахалина богато запасами водных биологических ресурсов [3, 4, 20]. Наиболее активному антропогенному воздействию подвергается побережье. Максимальный риск загрязнения промысловых акваторий создают рыбопромысловая деятельность, судоходство, объекты и инфраструктура нефтеперерабатывающего комплекса [8]. Сохранение стабильного функционирования прибрежных морских экосистем, испытывающих высокую антропогенную нагрузку и вызывающих большой интерес в связи с использованием их биологических ресурсов, является важнейшей экологической проблемой.

Исследования условий среды в побережье у юго-западного Сахалина, связанные с уменьшением площадей произрастания высокопродуктивных промысловых бурых водорослей [23, 24], начаты «СахНИРО» в 2007 г. [22]. Полученные результаты свидетельствуют о невысоком антропогенном загрязнении района исследований [1, 2, 9]. Вместе с тем по данным мониторинга побережья за 2007–2022 г. выявлено несоответствие фоновых (природных) концентраций ряда гидрохимических показателей (биогенные элементы, нефтепродукты (НП), биохимическое потребление кислорода (БПК₅), фенолы, общее железо (Fe_{общ.})) их предельно допустимым значениям [5]. Это указывает на необходимость дальнейшего наблюдения за качеством водной среды для своевременного выявления негативных экологических тенденций.

Цель работы – на основе данных по содержанию ряда показателей воды и донных отложений, полученных в 2023–2024 гг., оценить качество морской среды побережья у юго-западного Сахалина на современном этапе.

Материалы и методы

Материалом для настоящего исследования служили пробы воды и донных отложений (ДО), отобранные в 2023–2024 гг. на шести станциях трех прибрежных полигонов (Шебунино, Люблино, Антоново) у юго-западного Сахалина в границах координат 46.32.399 с.ш., 141.48.554 в.д. – 47.08.469 с.ш., 142.02.323 в.д. (рисунок 1).

Исследования охватывали все гидрологические сезоны (зима, весна, лето, осень), установленные с учетом годового хода температуры водных масс [10]. На каждом полигоне отбор проб осуществляли на двух станциях – прибрежной (1 м от берега, глубина до 1,0 м) и внутривагунной (200–250 м от берега, глубина 1,0–1,5 м). Пробы отбирали в подповерхностном (0,5 м) слое воды и верхнем (0–5 см) слое ДО. На базе аккредитованной лаборатории «СахНИРО» проводили гидрохимические исследования (растворенный кислород, БПК₅, Fe_{общ.}, НП, фенолы) и химический анализ ДО (НП, фенолы).

Содержание растворенного в воде кислорода и величину БПК₅ определяли йодометрическим [11, 17], содержание Fe_{общ.} – фотометрическими методами [19]. Концентрацию НП и фенолов в воде и ДО измеряли методом флуориметрии [12–15].

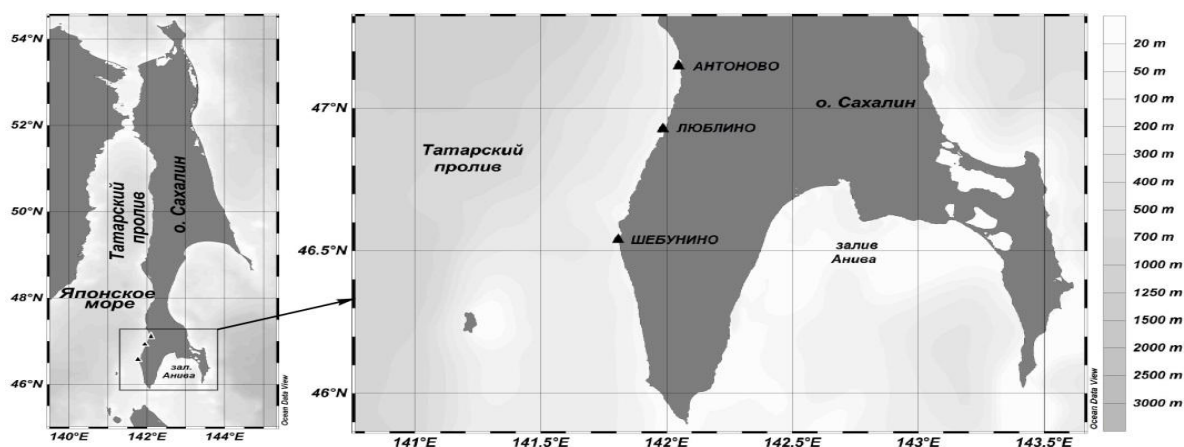


Рисунок 1 – Карта-схема района работ и полигонов в прибрежье у юго-западного Сахалина

Состояние вод оценивали с использованием нормативов и предельно допустимых концентраций (ПДК), установленных для вод водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение [16], а также по индексам загрязненности вод (ИЗВ), соответствующих определенному классу чистоты. Для расчета ИЗВ использовали данные, рассчитанные на основе осредненных и приведенных к ПДК значений следующих показателей – растворенный кислород, БПК₅, Fe_{общ.} и фенолы [19]. Состояние ДО оценивали по содержанию в них НП и фенолов. При отсутствии в Российской Федерации нормативов допустимых концентраций (ДК) загрязняющих веществ в ДО водоемов, использовали «Голландские листы» [19] и ретроспективные данные для данного района за 2011–2017 гг. [1, 2].

Результаты и их обсуждение

Вода. Анализ полученной в 2023–2024 гг. информации выявил значительные пределы варьирования гидрохимических показателей в прибрежье у юго-западного Сахалина, что отражают соответствующие им высокие коэффициенты вариации ($C_v=62-192\%$) (таблица 1). Исключение составлял растворенный кислород, содержание которого в воде изменялось в относительно узких пределах значений ($C_v=20\%$). Неоднородность распределения ингредиентов в прибрежье обусловлена взаимодействием большого числа факторов различной природы, в том числе особенностями взаимодействия поверхностного стока с подстилающей поверхностью на водосборе, гидродинамическим режимом и антропогенным прессом [1, 6, 21]. Средние значения характеристик водной среды прибрежья, преимущественно, соответствовали нормативам и ПДК, тогда как предельные значения всех ингредиентов, за исключением растворенного в воде кислорода, выходили за границы установленных норм. Так, максимальные концентрации НП, фенолов и Fe_{общ.} достигали соответственно 2,0; 2,6 и 7,4 ПДК. Пик содержания нефтепродуктов в воде наблюдали осенью (ноябрь) на полигоне Люблино, расположенном вблизи населенного пункта и подверженном влиянию хозяйственной деятельности [5, 9]. Повышенные концентрации фенолов отмечали на полигонах Антоново (1,5–1,8 ПДК) и Шебунино (1,6–2,6 ПДК)

весной и летом (май–август), что может быть связано с активизацией внутриводоёмных биохимических процессов в тёплый период года [7], обусловленных жизнедеятельностью ламинарии, образующей плотные заросли в районе исследований. В целом, содержание НП в воде было выше ПДК в 2,2% случаев от общего количества изученных проб, фенолов и Fe_{общ.} – в 17,8 и 9,0% случаев соответственно.

Таблица 1 – Гидрохимические показатели и значения ИЗВ прибрежья у юго-западного Сахалина, 2023–2024 гг.

Показатели, ед. изм.	Полигон			Для района в целом, n=45	Нормативы, и ПДК по [16]
	Антоново, n=15	Люблино, n=15	Шебунино, n=15		
НП, мг/дм ³	$\frac{<0,005-0,014}{0,006\pm 0,001}$	$\frac{<0,005-0,099}{0,010\pm 0,006}$	$\frac{<0,005-0,030}{0,007\pm 0,002}$	$\frac{<0,005-0,099}{0,008\pm 0,003}$ C _v =192	0,05
Фенолы, мг/дм ³	$\frac{<0,0005-0,0018}{0,0008\pm 0,0001}$ 1	$\frac{<0,0005-0,0011}{0,0007\pm 0,0001}$ 1	$\frac{<0,0005-0,0026}{0,0008\pm 0,0002}$ 2	$\frac{<0,0005-0,0026}{0,0008\pm 0,0001}$ C _v =62	0,001
Железо общее, мг/дм ³	$\frac{<0,020-0,113}{0,031\pm 0,008}$	$\frac{<0,020-0,098}{0,031\pm 0,008}$	$\frac{<0,020-0,370}{0,066\pm 0,032}$	$\frac{<0,020-0,370}{0,032\pm 0,0037}$ C _v =170	0,05
БПК ₅ , мг/дм ³	$\frac{<0,50-2,24}{1,03\pm 0,16}$	$\frac{<0,50-2,80}{1,11\pm 0,21}$	$\frac{<0,50-2,40}{0,97\pm 0,16}$	$\frac{<0,50-2,8}{1,04\pm 0,02}$ C _v =65	2,1
Растворенный кислород, мг/дм ³	$\frac{9,28-17,23}{12,47\pm 0,60}$	$\frac{6,01-17,28}{12,40\pm 0,66}$	$\frac{6,02-14,46}{11,14\pm 0,54}$	$\frac{6,01-17,28}{11,84\pm 0,16}$ C _v =20	6,0
ИЗВ	$\frac{0,25-1,07}{0,60}$	$\frac{0,31-0,90}{0,58}$	$\frac{0,28-2,45}{0,65}$	$\frac{0,25-2,45}{0,61}$	по [18]

Примечание. Здесь и в таблице 2 даны диапазоны (числитель) и средние значения со стандартной ошибкой (знаменатель), n – количество проб, C_v – коэффициент вариации, %.

В целом, несмотря на широкие диапазоны значений гидрохимических показателей в 2023–2024 гг., качество воды прибрежья на современном этапе по сравнению с ретроспективными данными не ухудшилось. Так, по результатам многолетнего мониторинга на полигонах у юго-западного Сахалина в 2007–2022 г. диапазоны и средние значения гидрохимических показателей составляли: НП – $<0,005-0,740$ ($0,015\pm 0,004$) мг/дм³; фенолы – $<0,0005-0,0048$ ($0,0006\pm 0,0001$) мг/дм³; Fe_{общ.} – $<0,02-2,299$ ($0,079\pm 0,015$) мг/дм³; БПК₅ – $<0,5-10,01$ ($1,38\pm 0,014$) мг/дм³ [5].

Значения индексов загрязнённости в целом характеризуют прибрежные воды района в период 2023–2024 гг. как «чистые» (класс качества II) (таблица 1). В зависимости от значений ИЗВ вода на полигонах Антоново и Люблино изменялась от «чистой» (II) до «умеренно загрязнённой» (III), на полигоне Шебунино – от «чистой» (II) до «грязной» (Y). По среднему значению ИЗВ наиболее чистыми были воды на полигоне Люблино, наименее чистыми –

на полигоне Шебунино. Вместе с тем сходство климатических условий, однотипность водосборного бассейна и отсутствие техногенного загрязнения обусловили незначительное различие средних значений ИЗВ на изученных полигонах.

Донные отложения. Содержание нефтепродуктов и фенолов в донных отложениях побережья в 2023–2024 гг. изменялось в широком диапазоне значений ($C_v = 120–133\%$) (таблица 2). Их максимальные уровни превышали принятые нормативы в 2,0 и 1,4 раз соответственно. Вместе с тем средние концентрации загрязняющих веществ соответствовали значениям, установленным для незагрязненных донных отложений побережья у юго-западного Сахалина: НП – $<5–15$ мкг/г с.о. [6]; фенолы – $0,58$ мкг/г с.о. [1]. В целом, качество донных отложений по содержанию в них изученных загрязняющих веществ в современный период, по сравнению с полученными ранее данными, не ухудшилось. Так, в 2011–2016 гг. диапазоны и средние значения показателей качества ДО побережья у юго-западного Сахалина составляли: НП – $<5–348$ (30 ± 5) мкг/г с.о.; фенолы – $0,08–1,28$ ($0,58\pm 0,06$) мкг/г с.о. [1]. По средним значениям поллютантов наиболее чистыми в 2023–2024 гг. оказались ДО на полигоне Шебунино, наименее чистыми – на полигоне Антоново.

Таблица 2 – Массовая доля загрязняющих веществ в ДО побережья у юго-западного Сахалина, 2023–2024 гг.

Показатели, ед. изм.	Полигон			Для района в целом, n=24	C_v	Норматив/ источник
	Антоново, n=8	Люблино, n=8	Шебунино, n=8			
НП, мкг/г сух.о.	$\frac{12-99}{37\pm 10}$	$\frac{8-24}{15\pm 2}$	<5	$\frac{<5-99}{18\pm 4}$	120	50 [18]
Фенолы, мкг/г сух.о.	$\frac{<0,05-0,80}{0,19\pm 0,09}$	$\frac{<0,05-0,71}{0,17\pm 0,08}$	$\frac{<0,05-0,30}{0,11\pm 0,04}$	$\frac{<0,05-0,80}{0,16\pm 0,04}$	133	0,58 [1]

Заключение

Анализ данных экологического мониторинга побережья у юго-западного Сахалина в 2023-2024 гг. позволил выявить значительную пространственно-временную изменчивость гидрохимических характеристик и показателей загрязнения донных отложений, связанную с взаимодействием большого числа факторов различной природы.

С использованием комплексного подхода воды побережья отнесены ко II классу качества, характеризуясь в целом по району исследований как «чистые».

Установлены случаи превышения федеральных рыбохозяйственных нормативов для ряда изученных гидрохимических показателей. Вместе с тем состояние морской среды (вода и донные отложения), оцененное с привлечением полученных ранее данных, не претерпело значительных изменений, что свидетельствует о стабильной экологической ситуации в морском побережье.

Список литературы

1. Ведерникова А.А., Коренева Т.Г., Латковская Е.М., Марыжихин В.Е. Изучение качества морской среды побережья юго-западного Сахалина по показателям содержания некоторых органических поллютантов // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018 / Сб. ст. по материалам междунар. науч.-практ. конф., 24–27 сентября 2018 г., г. Севастополь: СевГУ, 2018. С. 218–221.
2. Ведерникова А.А., Коренева Т.Г., Латковская Е.М. Результаты исследований уровня загрязнения нефтепродуктами прибрежной зоны южного Сахалина. В кн.: Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2019: сб. ст. по материалам междунар. науч.-практ. конф., 23–26 сентября 2019 г., Севастополь: СевГУ, 2019. С. 365–369.
3. Галанин Д.А., Балконская Л.А., Сергеев В.А. Ресурсы промыслового макробентоса побережья о. Монерон (Татарский пролив, Японское море) // Морские прибрежные экосистемы. Водоросли, беспозвоночные и продукты их переработки / Тезисы докладов третьей междунар. науч.-практ. конф., 8-10 сентября 2008 г., Владивосток, 2008. С.407–408.
4. Калчугин П.В., Бойко М.И., Соломатов С.Ф., Черниенко Э.П. Современное состояние ресурсов донных и придонных видов рыб в российских водах Японского моря // Известия ТИНРО. 2016. Т. 184. С. 54-69.
5. Коренева Т.Г., Сырбу И.В., Ведерникова А.А., Марыжихин В.Е., Мазанова А.Д. Подход к определению региональных нормативов содержания веществ двойного генезиса в морских водах побережья юго-западного Сахалина с учетом естественного гидрохимического фона // Геосистемы переходных зон. 2025. Т. 10. № 1. С. 92–106.
6. Коренева Т.Г., Шевченко Г.В., Марыжихин В.Е., Латковская Е.М., Частиков В.Н., Кириллов К.В., Ковалев П.Д., Хузеева М.О., Ведерникова А.А., Репина М.А., Заварзин Д.С. Результаты исследований условий окружающей среды в районе аварии танкера «Надежда» (прибрежные воды Татарского пролива у юго-западного Сахалина) // Вода: химия и экология. 2017. № 11–12. С. 3–13.
7. Кумани М.В., Соловьева Ю.А. Загрязнение малых рек ЦЧО фенолами и биогенными веществами // Геоэкологические исследования Курской области. Курск: Изд-во Курского гос. ун-та, 2005. С. 133–142.
8. Мещерин И.В., Настин А.Н. Анализ технологий получения сжиженного природного газа в условиях арктического климата // Труды РГУ нефти и газа (НИУ) имени И.М. Губкина. 2016. № 3 (284). С. 144–157.
9. Могильникова Т.А., Никулина Т.В., Коренева Т.Г., Латковская Е.М., Ведерникова А.А. Фитопланктон и химические показатели прибрежных вод юго-западного и южного Сахалина (Татарский пролив, залив Анива) // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Владивосток, 2017. Вып. 7. С. 151–167.
10. Пищальник В.М., Бобков А.О. Океанографический атлас шельфовой зоны острова Сахалин. Ч 1. Южно-Сахалинск, 2000. – 173 с.

11. ПНД Ф 14.2:3:4.123-97 (ФР.1.31.2007.03796). Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений биохимического потребления кислорода после n-дней инкубации (БПКполн.) в поверхностных пресных, подземных (грунтовых), питьевых, сточных и очищенных сточных водах. М.: ФГУ «ФЦАО», 2004. 15 с.

12. ПНД Ф 14.1:2:4.128-96 (М 01-05-2012). Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации- нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат-02». М.: НПО «Люмэкс», 2012. 25 с.

13. ПНД Ф 14.1:2:4.182-02. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций фенолов в пробах природной, питьевой и сточной воды на анализаторе «Флюорат-02». М.: НПО «Люмэкс», 2010. 29 с.

14. ПНД Ф 16.1:2.3:3.44-05 (ФР.1.31.2007.03822). Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли летучих фенолов в пробах почв, осадков сточных вод и отходов фотометрическим методом после отгонки с водяным паром. [Электронный ресурс]. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293827/4293827721.htm> (дата обращения 06.08.2025 г.).

15. ПНД Ф 16.1.21-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв на анализаторе жидкости «Флюорат-02». М.: НПО «Люмэкс», 2012. – 25 с.

16. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 г. № 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» [Электронный ресурс]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/420389120> (дата обращения 06.08.2025 г.).

17. РД 52.10.736-2010. Руководящий документ. Объемная концентрация растворенного кислорода в морских водах. Методика измерений йодометрическим методом. [Электронный ресурс]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200093129> (дата обращения 06.08.2025 г.)

18. РД 52.15.880-2019. Руководство по организации и проведению наблюдений, оценке состояния и загрязнения морской среды в районах разведки и разработки морских нефтегазовых месторождений. [Электронный ресурс]. URL: <https://meganorm.ru/Data2/1/4293724/4293724612.htm> (дата обращения 06.08.2025 г.).

19. РД 52.24.358-2019. Руководящий документ. Массовая концентрация железа общего и железа валового в водах. Методика измерений фотометрическим методом с 1,10-фенантролином. Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2019. 21 с.

20. Сергеенко В.А., Чернышова Ю.С. Распределение, размерно-массовый состав и состояние ресурсов приморского гребешка (*Mizuhopecten yessoensis*) в заливе Александровский (Татарский пролив, западное побережье о. Сахалин) // Биология, состояние запасов и условия обитания гидробионтов в Сахалино-

Курильском регионе и сопредельных акваториях / Труды СахНИРО. 2013. Т. 14. С. 198–210.

21. Шевченко Г.В., Марыжихин В.Е., Частиков В.Н. Гидролого-гидрохимическая структура вод в зоне апвеллинга у юго-западного побережья о. Сахалин // Океанологические исследования. 2023. Т. 51. № 1. С. 54–70. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.jor-2023.51\(1\).3](https://doi.org/10.29006/1564-2291.jor-2023.51(1).3)

22. Galanin D., Balkonskaya L., Prokhorova N. Resources of *Laminaria (Saccharina) japonica* on the southwestern coast of Sakhalin island in recent years. Tasks of investigations for the near period // Bull. Fish. Res. Agen. 2010. № 32. P. 43–46.

23. Masaki T., Fujita D., Akioka H. Observation on the spore germination of *Laminaria japonica* on *Lithophyllum yessoense* (Rhodophyta, Corallinaceae) in culture // Bull. of the Faculty of Fisheries Hokkaido University. 1981. V. 32. P. 349–356.

24. Nabata S., Abe E., Kakiuchi M. On the “Isoyake” condition in Taisei-cho, south-western Hokkaido // Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn. 1992. V. 38. P. 1–14.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Е.А. Горбачева, М.А. Новиков

*Полярный филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский
институт рыбного хозяйства и океанографии»
(«ПИНРО» им. Н.М. Книповича), Мурманск, Россия,
e.gorbacheva@pinro.vniro.ru*

Аннотация: Изучено содержание металлов, As, хлорорганических пестицидов (ГХЦГ, ГХБ, ДДТ и хлорданов), ПХБ, *n*-парафинов в воде водоемов Мурманской области в 2022–2024 гг. Из исследованных металлов в наиболее высоких концентрациях в воде определены Fe, Zn, Mn и Cu. В реках Пак и Пиренга наблюдалось повышенное содержание Fe (до 1,7 ПДК), Тулома и Урица – Cu (до 1,4 ПДК). Концентрации Zn, Mn, Ni, Cr, Co, Pb, Cd, Hg, As, хлорорганических пестицидов, ПХБ и *n*-парафинов в воде всех изученных водоемов не превышали рыбохозяйственные нормативы.

Ключевые слова: Мурманская область, загрязнение, вода, тяжелые металлы, As, хлорорганические соединения, *n*-алканы

CURRENT STATE OF FRESHWATER BODIES' CONTAMINATION IN THE MURMANSK REGION

E.A. Gorbacheva, M.A. Novikov

*Polar Branch of FSBSI «Russian Research Institute of Fisheries and
Oceanography» («PINRO» named after N.M. Knipovich), Murmansk, Russia,
e.gorbacheva@pinro.vniro.ru*

Abstract: This paper shows the results from the studies on the content of metals, As, organochlorine pesticides (HCHs, HCB, DDTs and chlordanes), PCBs and *n*-paraffins in the freshwater bodies of the Murmansk region in 2022-2024. The studied metals such as Fe, Zn, Mn and Cu were found to have the highest concentrations in the water. In the Pak and Pirenga rivers, a high content of Fe (up to 1.7 MPC) was observed, while in the Tuloma and Uritsa rivers, high concentrations of Cu (up to 1.4 MPC) were detected. The concentrations of Zn, Mn, Ni, Cr, Co, Pb, Cd, Hg, As, organochlorine pesticides, PCBs and *n*-paraffins in the studied freshwater bodies did not exceed the fisheries standards.

Key words: Kola Peninsula, pollution, water, heavy metals, organochlorine compounds, *n*-alkanes

Основными источниками загрязнения водоемов Мурманской области являются предприятия горно-металлургического комплекса (Кольская горно-металлургическая компания, АО «Апатит», Ковдорский ГОК, Оленегорский ГОК, Кандалакшский алюминиевый завод), хозяйственно-коммунального сектора и объекты инфраструктуры. Кроме того, вклад в загрязнение рек и озер Кольского п-ова вносит дальний атмосферный перенос токсичных органических соединений и металлов. Из-за климатических особенностей региона: большая часть области расположена к северу от Северного полярного круга, влияние аграрного сектора на экологическую ситуацию незначительно.

Цель исследований – изучить уровень загрязнения воды рек и озер Мурманской области тяжелыми металлами, As, алифатическими углеводородами (*n*-парафинами), полихлорированными бифенилами (ПХБ), хлорорганическими пестицидами (ХОП) – гексахлорциклогексаном (ГХЦГ), гексахлорбензолом (ГХБ), хлорданами, изомерами и метаболитами дихлордифенилэтана (ДДТ).

Материалом для исследований служили пробы воды, отобранные в водоемах Мурманской области в июле–сентябре 2022–2024 гг. (рисунок 1). На реках Тулома (район рыбихода у плотины Нижне-Тулумской ГЭС), Нива (в черте г. Кандалакша) и оз. Федосеевское исследования проводили ежегодно, на остальных водоемах – однократно.

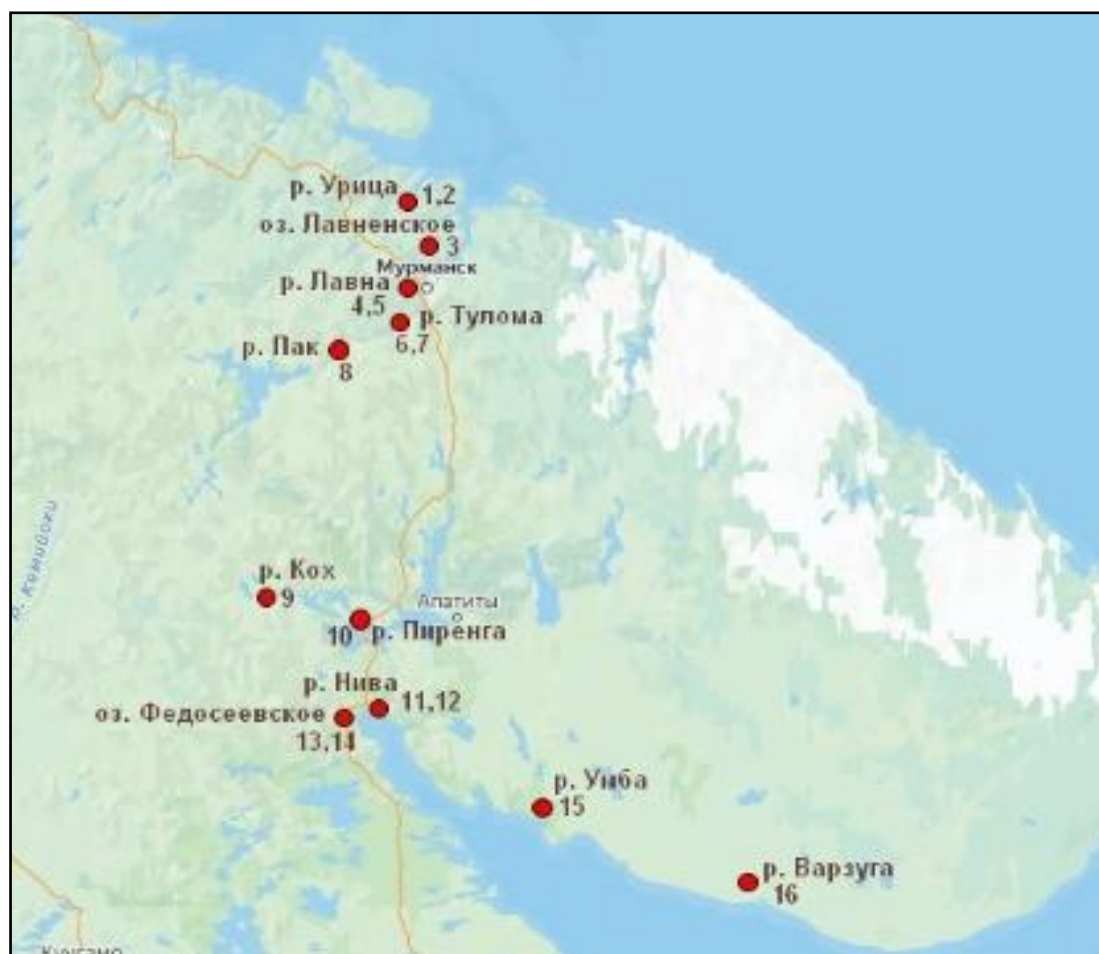


Рисунок 1 – Карта-схема расположения районов отбора проб воды

Содержание металлов (Fe, Cu, Cd, Ni, Zn, Cr, Co, Pb, Mn и Hg) и общего As в пробах воды определяли атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре «Shimadzu» AA-6800, хлорорганических соединений (ХОП и ПХБ) – методом капиллярной газовой хроматографии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus «Shimadzu» с капиллярной колонкой длиной 30 м, алифатических углеводородов – методом капиллярной газовой хроматографии на газовом хроматографе «Shimadzu» GC-2010A с пламенно-ионизационным детектором и капиллярной кварцевой колонкой длиной 30 м. При подготовке проб и измерении содержания органических соединений, металлов и общего As руководствовались нормативными документами [1–5, 7].

В результате проведенных исследований в водоемах Мурманской области из изученных металлов наиболее высокие концентрации отмечены у Fe (рисунок 2). В реках Пак и Пиренга зарегистрировали превышение рыбохозяйственной ПДК (ПДК_{р/х}) по содержанию в воде Fe – 122 и 165 мкг/л соответственно.

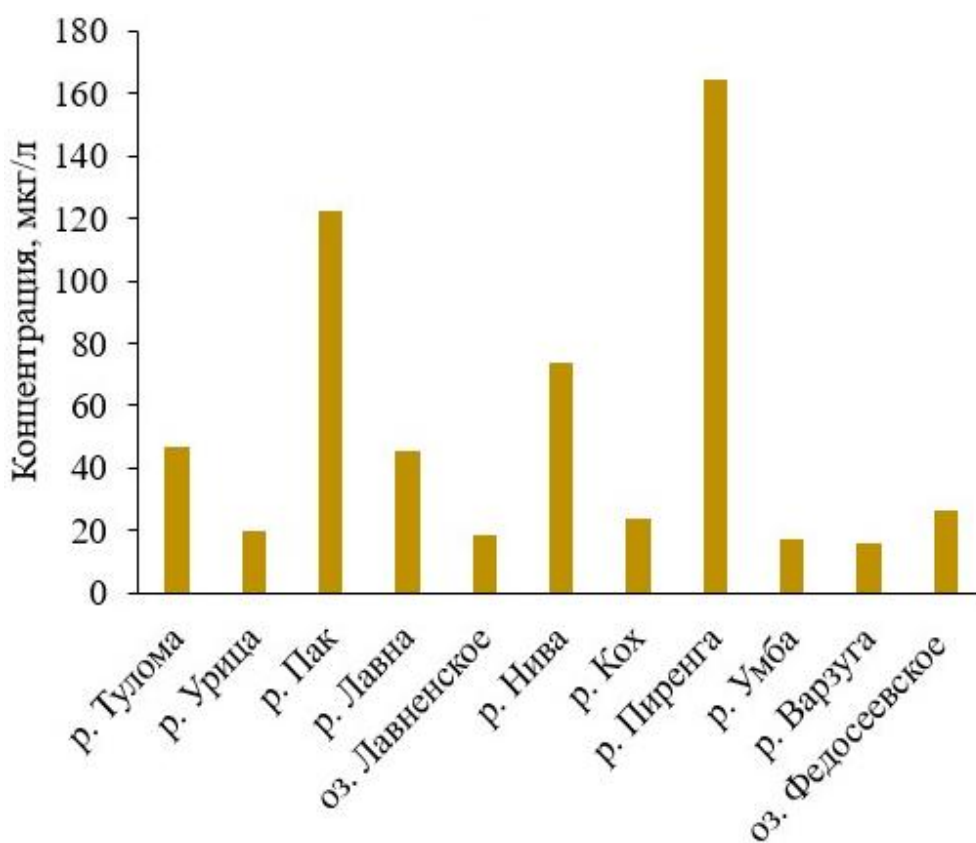


Рисунок 2 – Концентрации Fe в воде водоемов Мурманской области в 2022–2024 гг.

Содержание Zn в воде исследованных водоемов варьировало в диапазоне от 0,84 до 9,2 мкг/л, Mn – от 0,18 до 3,81 мкг/л. Превышение ПДК_{р/х} по содержанию в воде Zn и Mn не зарегистрировано. Наиболее высокие концентрации Zn отмечали в реках Кох и Пиренга, Mn – р. Пак (рисунок 3). Следует отметить, что по величине концентраций в воде Mn занимал 3-е место после Fe и Zn в реках Пак, Нива, Кох, Пиренга и Варзуга.

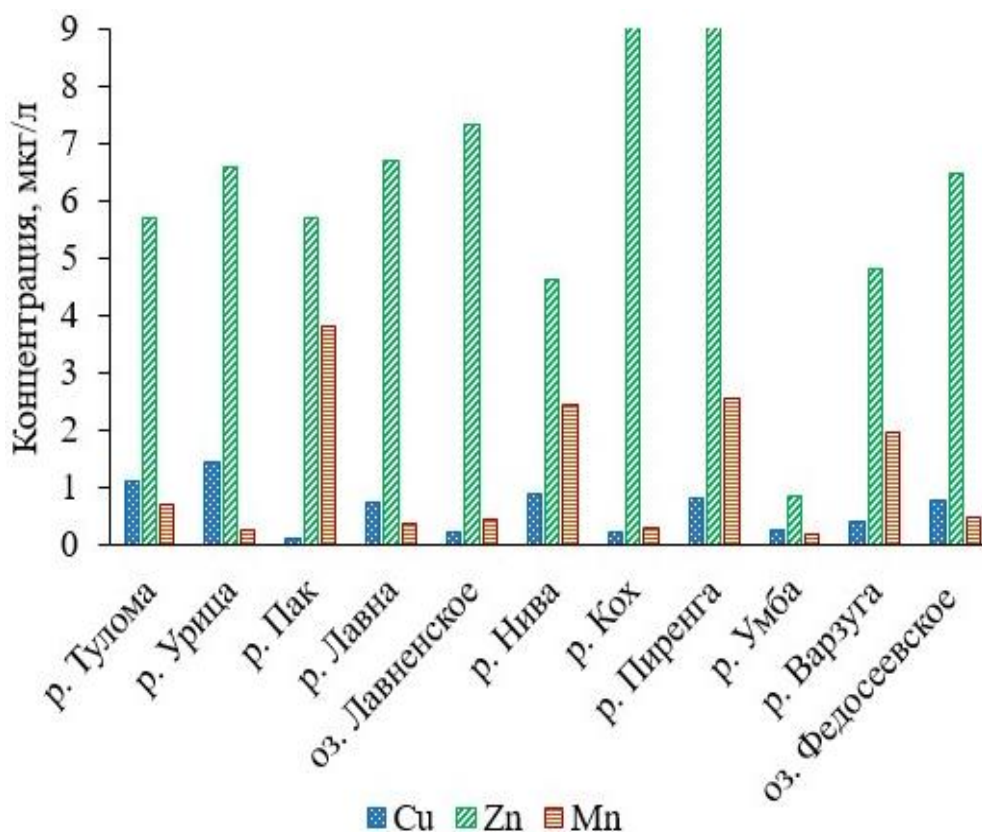


Рисунок 3 – Концентрации Cu, Zn и Mn в воде водоемов Мурманской области в 2022–2024 гг.

Концентрации Cu в воде водоемов Мурманской области изменялись от 0,10 до 1,44 мкг/л. Медь занимала 3 или 4-е место среди изученных металлов по величине концентраций в воде. В пробах воды из рек Тулома и Урица содержание Cu составляло в среднем 1,1 ПДК_{р/х} и 1,4 ПДК_{р/х} соответственно.

Максимальное содержание Ni, Cr, Co, Pb, As и Cd в воде рек и озер не превышало десятых долей мкг/л. Так, концентрации Ni колебались от 0,07 до 0,79 мкг/л, Cr – от 0,66 до 0,99 мкг/л, Co – от <0,001 до 0,24 мкг/л, Pb – от <0,001 до 0,29 мкг/л, As – от <0,001 до 0,38 мкг/л, Cd – от <0,001 до 0,12 мкг/л. Наиболее высокий уровень загрязнения воды Ni, Co и Cd отмечен в р. Урица, Cr – в р. Пак, As – в р. Нива, Pb – в оз. Федосеевское. Наиболее низкие концентрации Ni, Cr, Co, Pb, As и Cd наблюдались в р. Варзуга. Превышение ПДК_{р/х} по содержанию в воде Ni, Cr, Co, Pb, As и Cd в период исследований не наблюдалось.

Содержание общей Hg в исследованных водоемах, за исключением р. Нива, было ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,001 мкг/л). В р. Нива концентрация Hg в период исследований составляла в среднем 0,007 мкг/л, что ниже ПДК_{р/х} 0,01 мкг/л [6].

Загрязнение водоемов Мурманской области ХОП было очень низким (таблица). Так, суммарное содержание α-, β-, γ-изомеров ГХЦ (Σ ГХЦГ) в воде варьировало от <0,05 (ниже предела обнаружения применяемого метода анализа) до 1,29 нг/л. В Σ ГХЦГ преобладали α- и β-ГХЦГ. Концентрация γ-

ГХЦГ не превышала 0,05 нг/л.

Таблица – Концентрации ХОП и ПХБ в воде водоемов Мурманской области, нг/л

Район	Σ ГХЦГ	ГХБ	Σ хлорданов	Σ ДДТ	Σ ПХБ
р. Тулома	0,71	<0,05	<0,05	0,05	1,52
р. Урица	0,8	<0,05	<0,05	0,05	0,62
р. Пак	1,29	0,61	<0,05	0,68	4,12
р. Лавна	0,55	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
оз. Лавненское	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,43
р. Нива	0,19	<0,05	<0,05	0,24	<0,05
оз. Федосеевское	0,53	0,4	<0,05	<0,05	0,19
ПДК _{р/х}	10	10	–	10	10

Концентрации ГХБ в воде изученных рек и озер изменялись в диапазоне от <0,05 до 0,61 нг/л. Содержание хлорданов (*цис*-, *транс*-хлордана и *транс*-нонахлора) повсеместно было ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,05 нг/л).

Содержание суммы ДДТ и его метаболитов (Σ ДДТ) в воде исследованных водоемов изменялось от уровня ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,05 нг/л) до 0,68 нг/л. В р. Лавна, озерах Лавненское и Федосеевское концентрации Σ ДДТ в воде были ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,05 нг/л). В остальных водоемах в Σ ДДТ доминировали метаболиты п,п'-ДДЕ, п,п'-ДДД и о,п'-ДДД, что указывало на давнее поступление пестицида в окружающую среду.

Концентрации Σ ГХЦГ, ГХБ и Σ ДДТ в воде повсеместно были значительно ниже ПДК_{р/х}, которая составляет 10 нг/л для каждого из пестицидов [6].

Суммарное содержание ПХБ (Σ ПХБ) в воде внутренних водоемов Мурманской области колебались от уровня ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,05 нг/л) до 4,12 нг/л (см. таблицу). Наименее загрязнена ПХБ была вода из рек Нива и Лавна. В Σ ПХБ, как правило, преобладали пентаконгены – ПХБ-52 и ПХБ-101. Содержание гексаконгенов ПХБ во всех пробах оказалось ниже предела обнаружения применяемого метода анализа (<0,05 нг/л). Загрязнение исследованных водоемов Σ ПХБ также не превышало ПДК_{р/х} 10 нг/л [6].

Концентрации суммы *n*-парафинов (Σ *n*-парафинов) в воде изученных водоемов изменялись от 0,42 до 3,2 мкг/л (рисунок 4). Алканы были представлены главным образом низкомолекулярными гомологами C₁₁–C₁₇. Известно, что в составе фитопланктона и фитобентоса доминируют C₁₅, C₁₇ и C₁₉ [9, 11], доля которых в исследованных пробах воды не превышала 23 %. Значение индекса СРІ (отношение нечетных к четным алканам), рассчитанное для низкомолекулярной области спектра (C₁₅–C₂₂), варьировало от 0,20 до 1. Известно, что для *n*-алканов нефтяного происхождения

нехарактерно явное преобладание четных или нечетных компонентов, а величина СРІ – около 1 [8, 10]. Значение СРІ равное 1 отмечено лишь в воде р.Лавна. Вместе с тем содержание Σ *n*-парафинов в воде всех изученных водоемов не превышало ПДК_{р/х} для нефтепродуктов 50 мкг/л [6].

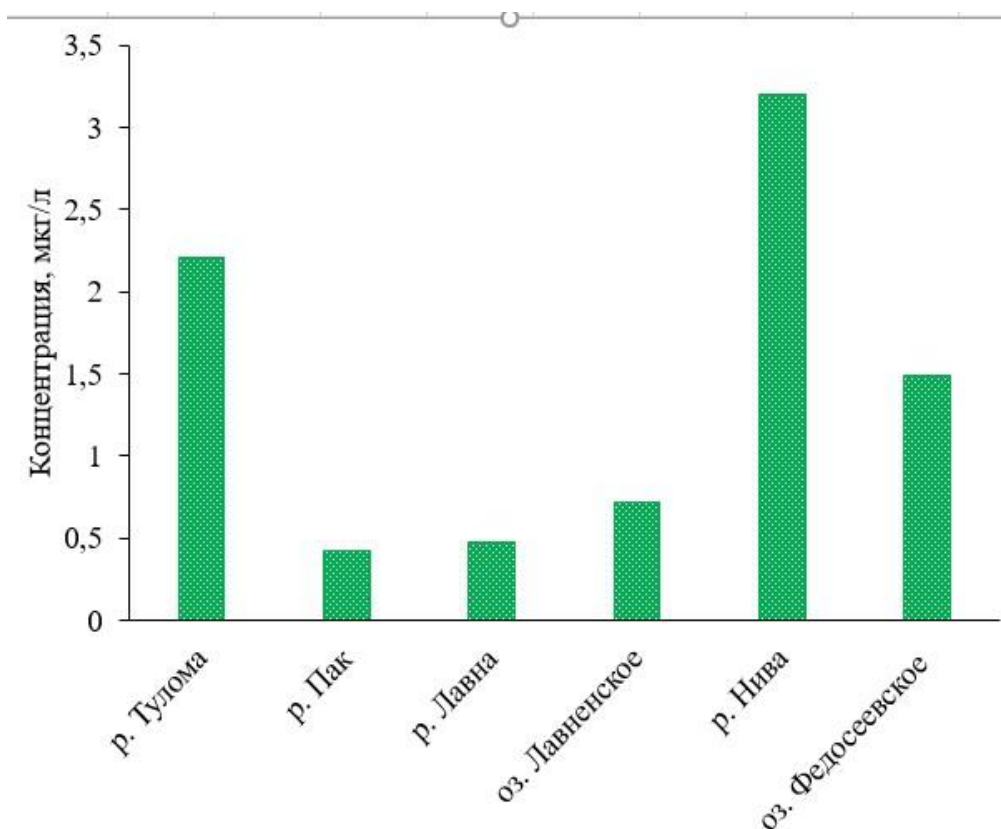


Рисунок 4 – Концентрации Σ *n*-парафинов в воде водоемов Мурманской области в 2022–2024 гг.

Проведенные исследования показали, что в воде большинства изученных водоемов Мурманской области концентрации тяжелых металлов и мышьяка не превышали установленные рыбохозяйственные нормативы. Повышенное содержание в воде отдельных рек Fe (Пак и Пиренга) и Cu (Тулома и Урица), вероятно, обусловлено антропогенным воздействием, так как отбор проб проводили вблизи населенных пунктов. Поступление Fe и Cu в эти реки может происходить вместе с коммунальными стоками, талыми и дождевыми водами с объектов инфраструктуры, а также в результате сухих и влажных атмосферных выпадений. Наиболее низкие концентрации Ni, Cr, Co, Pb, As и Cd наблюдались в р. Варзуга, протекающей в районах, наиболее удаленных от горнодобывающих и металлургических предприятий.

Уровни загрязнения изученных водоемов хлорорганическими соединениями (ХОП и ПХБ) были низкими. В прошлом ХОП применялись для борьбы с вредителями сельскохозяйственных растений. Из-за климатических особенностей посевные площади в области невелики и применение пестицидов происходило в ограниченных объемах. Дальний атмосферный перенос в настоящее время, вероятно, является основным источником поступления ХОП

в регион. Преобладание низкохлорированных конгенов (ПХБ-52 и ПХБ-101) в общем содержании ПХБ в большинстве водоемов указывает на заметный вклад атмосферного переноса также и в загрязнение водоемов полихлоробифенилами.

Содержания Σn -парафинов определяли в водешести водоемов области. Использование индекса СРІ при анализе полученных данных показало, что алканы нефтяного происхождения обнаружены лишь в р. Лавна. Нефтепродукты могли поступить в реку вместе с дождевыми или талыми водами с расположенной поблизости автодороги. Вместе с тем концентрации Σn -парафинов в воде р. Лавна сохранялись на низком уровне.

Таким образом, уровень загрязнения большинства изученных пресноводных водоемов Мурманской области низкий. Концентрации ХОП, ПХБ и n -парафинов не превышали рыбохозяйственные нормативы. Превышение ПДК_{р/х} по содержанию в воде Zn, Mn, Ni, Cr, Co, Pb, As, Cd и Hg не наблюдалось. В воде рек Пак и Пиренга отмечено повышенное содержание Fe (до 1,7ПДК), Тулома и Урица –Cu (до 1,4 ПДК).

Список литературы

1. ГОСТ Р 52406-2005. Вода. Определение нефтепродуктов методом газовой хроматографии. М.: Стандартиформ, 2007. 21 с.
2. МУК 4.1.663-97. Методические указания. Определение массовой концентрации органических соединений в воде методом хромато-масс-спектрометрии. М.: Информационно-издательский центр Минздрава России, 1997. 40 с.
3. МУК 4.1.1469-03. Атомно-абсорбционное определение массовой концентрации ртути в питьевой, природных и сточных водах: Сборник методических указаний. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. 59 с.
4. ПНД Ф 14.1:2:4.140-98. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовых концентраций бериллия, ванадия, висмута, кадмия, кобальта, меди, молибдена, мышьяка, никеля, олова, свинца, селена, серебра, сурьмы и хрома в пробах питьевых, природных и сточных вод методом атомно-абсорбционной спектрометрии с электротермической атомизацией (утв. ФБУ «ФЦАО» 21.11.2013). М.: Издание Росприроднадзор, 2013. 24 с.
5. ПНД Ф 14.1:2.214-06. Методика выполнения измерений массовой концентрации железа, кадмия, кобальта, марганца, никеля, меди, цинка, хрома и свинца в пробах природных и сточных вод методом пламенной атомно-абсорбционной спектрофотометрии. М., 2006. 11 с.
6. Приказ Минсельхоза России «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» № 552 от 13.12.2016.
7. РД 52.24.377-2021. Руководящий документ. Массовая концентрация алюминия, бериллия, ванадия, железа, кадмия, кобальта, марганца, меди,

молибдена, никеля, свинца, серебра, хрома и цинка в водах. Методика выполнения измерений методом атомной абсорбции с прямой электротермической атомизацией проб. Ростов-на-Дону, 2021. 34 с.

8. Углеводороды в поверхностном слое донных отложений Балаклавской бухты (Черное море) / О.Е. Соловьева, Е.А. Тихонова, Е.А. Котельянец [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 2. С. 110–117.

9. Corner E.D. Pollution studies with marine plankton. Part 1 // *Adv. In Mar. Biol.* 1978. Vol. 15. P. 289–380.

10. Han J. Calvin M. Hydrocarbon distribution of algae and bacteria, and microbiological activity in sediments // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 1969. Vol. 64, Iss. 2. P. 436–443.

11. Saliot A., Laureillard J., Scribe P., Sicre M.A. Evolutionary trends in the lipid biomarker approach for investigating the biogeochemistry of organic matter in the marine environment // *Mar. Chem.* 1992. Vol. 39. P. 235–248.

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ
И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕРА БОЛЬШОЙ ВУДЬЯВР,
МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ

В.А. Даувальтер, З.И. Слуковский
*Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского НЦ РАН,
Апатиты, v.dauvalter@ksc.ru*

Аннотация: В статье приводятся результаты исследований химического состава донных отложений, отобранных в Арктическом горном озере Большой Вудьявр, Мурманская область, загрязняемого почти столетие с момента начала освоения богатейших в мире апатит-нефелиновых месторождений. Стоки апатит-нефелинового производства обогащают донные отложения озера щелочными и щелочноземельными металлами, соединениями N, P, Mn, Fe, Al, редкоземельными элементами, микроэлементами (Sb, Cu, Zn, Pb, Bi, Nb, Ta, Th). Загрязненность донных отложений озера была оценена по интегральному показателю PLI (Pollution Load Index) и CF (коэффициента загрязнения). После начала деятельности комбината «Апатит» и поступления в озеро большого количества стоков с рудников происходит резкое увеличение значения PLI. Наибольшие значения PLI отмечены в слоях донных отложений, накопленных с начала 1990-х по середину 2000-х годов. Максимальные значения коэффициента загрязнения CF из всех исследуемых элементов имеют Sb (18.2), P (10.3), Sr (7.8), La (6.0).

Ключевые слова: Арктика, горное озеро, загрязнение донных отложений, апатит-нефелиновое производство, микроэлементы

ASSESSMENT OF SEDIMENT POLLUTION AND ECOLOGICAL STATE
OF LAKE BOLSHOY VUDJAVR, MURMANSK REGION

V.A. Dauvalter, Z.I. Slukovskii
*Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre,
Russian Academy of Sciences, Apatity, v.dauvalter@ksc.ru*

Abstract: The article presents the results of studies of the chemical composition of sediments collected in the Arctic mountain Lake Bolshoy Vudjavr, Murmansk Region, polluted for almost a century since the beginning of the development of the richest apatite-nepheline deposits in the world. Wastewater from apatite-nepheline production enriches the sediments of the lake with alkali and alkaline earth metals, compounds of N, P, Mn, Fe, Al, rare earth elements, trace elements (Sb, Cu, Zn, Pb, Bi, Nb, Ta, Th). Pollution of the sediments of the lake was assessed by Pollution Load Index (PLI) and Contamination Coefficient (CF). After the start of the apatite-nepheline production and the influx of large amounts of wastewater from the mines

into the lake, a sharp increase of the PLI value occurs. The highest PLI values are noted in sediment layers accumulated from the early 1990s to the mid-2000s. The maximum values of the CF of all the studied elements are Sb (18.2), P (10.3), Sr (7.8), La (6.0).

Key words: Arctic, mountain lake, sediment pollution, apatite-nepheline production, trace elements

Озеро Большой Вудъявр (рисунок 1), являясь самым крупным внутренним водоемом Хибинского щелочного горного массива, испытывает интенсивную антропогенную нагрузку почти столетие, с начала освоения богатейших в мире апатит-нефелиновых месторождений в 1929 г. На территории Хибинского массива установлено около 500 минералов, из которых более 100 открыты здесь, 110 нигде больше не встречаются [5]. Многие минералы имеют практическую ценность. Апатит, нефелин, титанит (сфен), эгирин, эвдиалит, полевой шпат, титаномагнетит, ловчоррит, молибденит и ринкит добываются или добывались [1]. Значительный объем сырья, содержащего все эти минералы, в настоящее время складирован в хвостохранилища апатит-нефелиновых фабрик. Разработка апатит-нефелиновых месторождений Хибинского щелочного массива привела к образованию стоков и выбросов главных породообразующих и микроэлементов в окружающую среду [2].

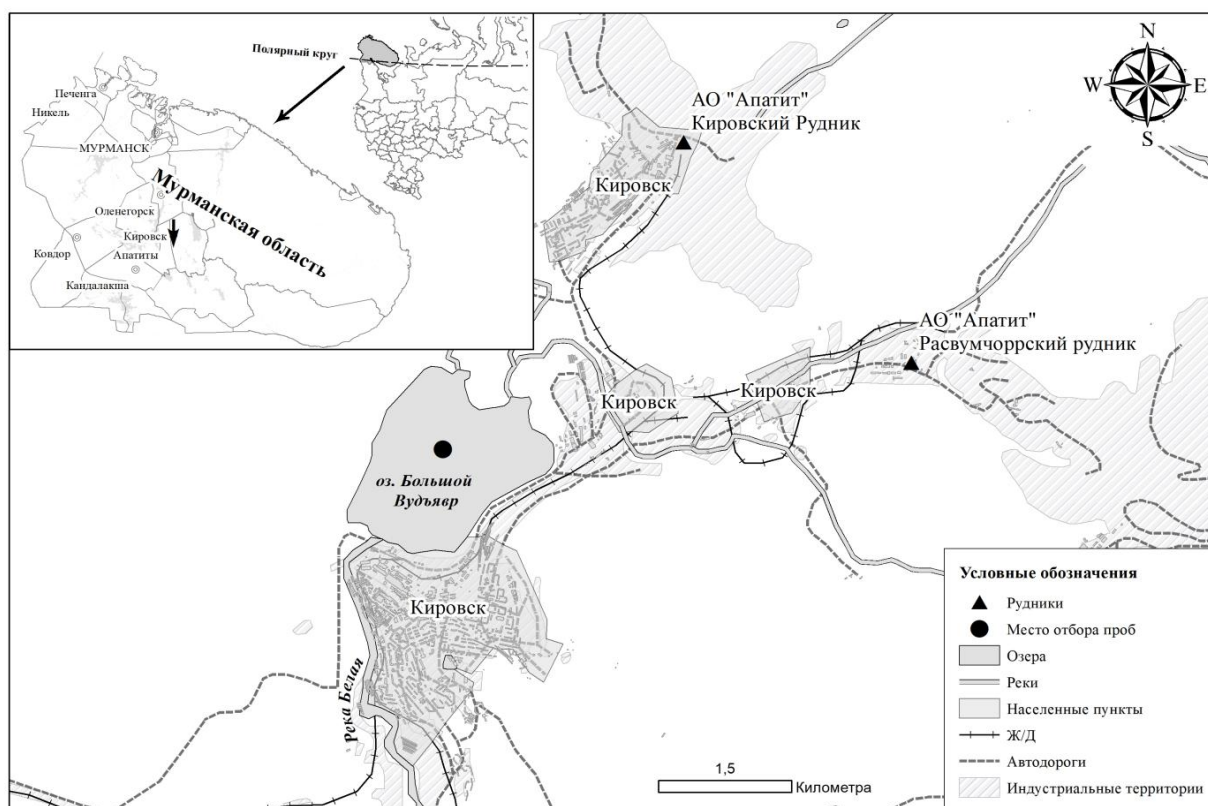


Рисунок 1 – Карта расположения озера Большой Вудъявр и станции отбора колонки донных отложений

Целью данной статьи является оценка загрязненности и экологического состояния озера Большой Вудъявр по результатам исследований химического состава донных отложений.

Колонка донных отложений мощностью 27 см была отобрана в центральной части озера Большой Вудъявр на глубине 37,4 м (рисунок 1). Отбор проб производился при помощи пробоотборника открытого гравитационного типа Limnos со льда озера. После отбора ненарушенная колонка донных отложений транспортировалась в лабораторию, где она была поделена на слои по 1 см для проведения химического анализа. Перед химическим анализом образцы донных отложений высушивались в сушильном шкафу при температуре 105°C до постоянного веса. Содержание главных породообразующих элементов (оксидов Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Si) в озерных отложениях определяли с помощью рентгенофлуоресцентного спектрометра ARL ADVANT'X (Thermo Fisher Scientific). Для подготовки озерных отложений к химическому анализу на содержание микроэлементов проводилось открытое кислотное разложение образцов с использованием смеси кислот HF, HNO₃ и HCl. Для анализа использовали аналитические навески образцов массой 0,1г. В качестве холостой пробы использовали смесь кислот разложения, прошедших такую же процедуру пробоподготовки, как и образцы донных отложений и стандартного (контрольного) образца – химический состав донного ила озера Байкал БИЛ-1 – ГСО 7126-94. Определение концентраций микроэлементов в пробах донных отложений проводилось масс-спектрометрическим методом с индуктивно связанной плазмой на приборе XSeries-2 ICP-MS. Скорость осадконакопления в озере установлена по изменению содержания радиоактивного изотопа ²¹⁰Pb, равной 2,3 мм/год.

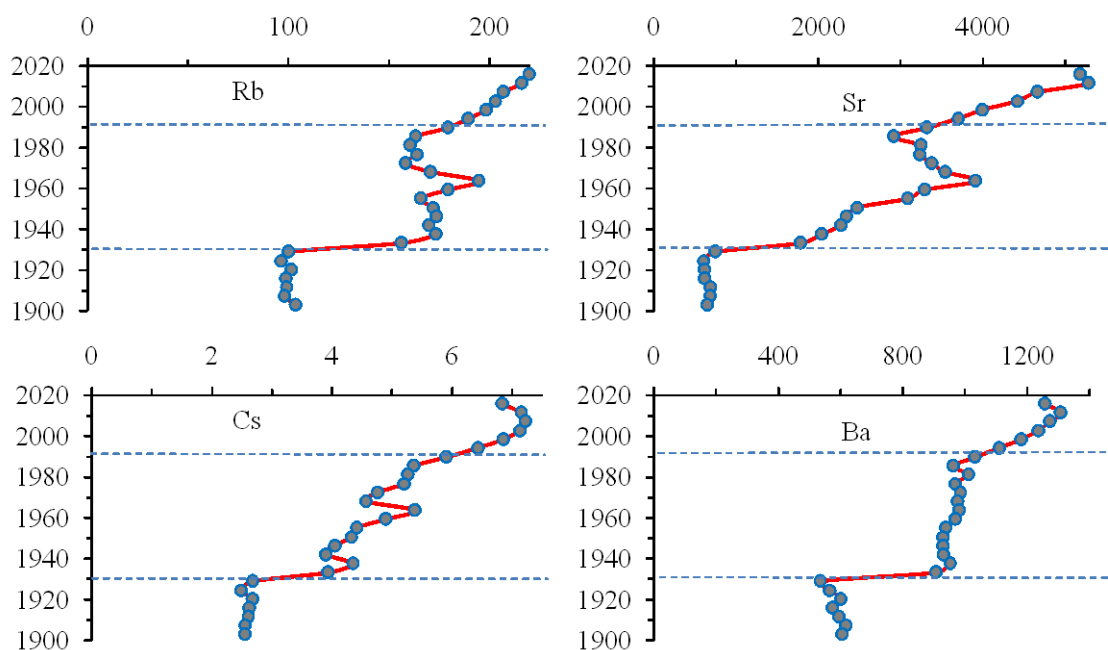


Рисунок 2 – Вертикальное распределение содержания (мкг/г) щелочных и щелочноземельных металлов в донных отложениях озера Большой Вудъявр

В результате исследования донных отложений озера Большой Вудъявр установлено, что щелочные и щелочноземельные металлы (рисунок 2), редкоземельные элементы (РЗЭ), Р, многие микроэлементы, включая тяжелые металлы (Pb, Sn, Sb, W) (рисунок 3), связанные с добычей и переработкой апатит-нефелиновых руд и сжигания ископаемого топлива, находятся в повышенных концентрациях в поверхностных слоях донных отложений.

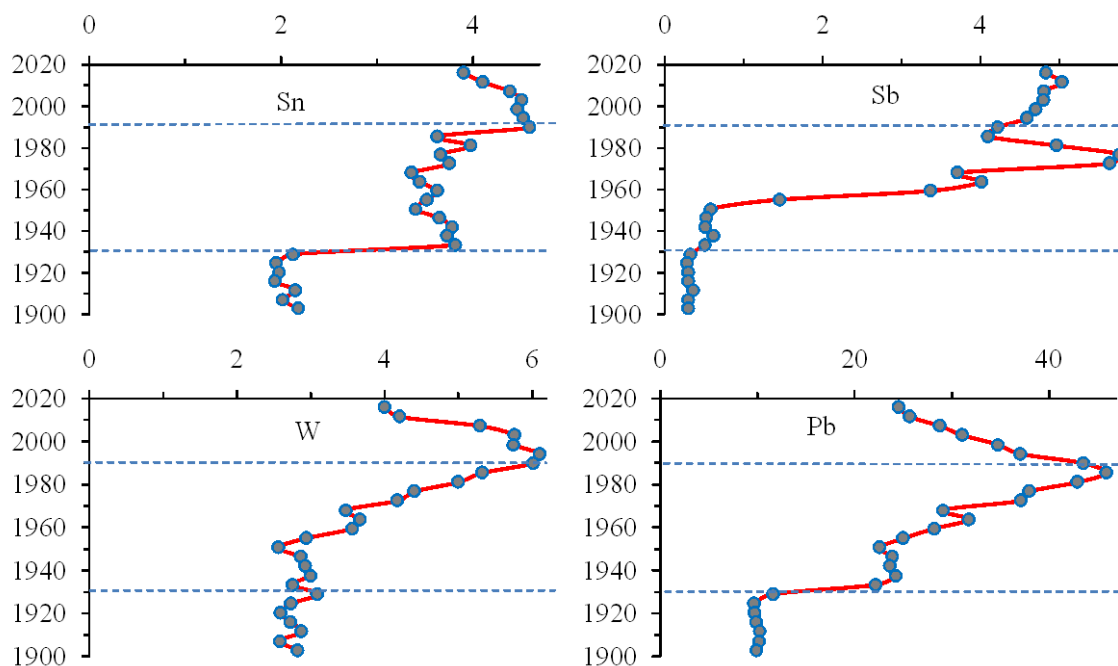


Рисунок 3 – Вертикальное распределение содержания (мкг/г) тяжелых металлов в донных отложениях озера Большой Вудъявр

Наряду с макроэлементами, извлекаемыми из апатит-нефелиновых руд на обогатительных фабриках в настоящее время, отмечается также увеличение содержания Zr, Hf и Mo в донных отложениях озера Большой Вудъявр в 30-е годы прошлого века, что связано с разведкой и разработкой циркониевого сырья и молибденовых руд в это время. Далее к поверхности содержание этих элементов снижается по причине прекращения разработки. Содержание Nb, Ta, Ti и Th резко увеличилось в начале 1930-х гг. вследствие добычи сфеновых, лопаритовых и ловчорритовых руд (рисунок 4). В отличие от первых трех элементов (Zr, Hf и Mo), содержание последних в донных отложениях озера продолжает увеличиваться до поверхностных слоев, несмотря на прекращение добычи лопаритовых и ловчорритовых руд.

Для оценки загрязнения донных отложений озера Большой Вудъявр была выбрана методика Л. Хокансона [6]. Для выявления интенсивности загрязнения токсичными веществами определились значения коэффициента загрязнения (CF^i):

$$CF^i = \frac{C_m^i}{C_n^i},$$

где C_m^i – содержание элемента в слое m (см) донных отложений, C_n^i – доиндустриальное значение для данного элемента, определенное как фоновое значение для донных отложений озера Большой Вудъявр в самой глубокой ее части (24-27 см), отложившиеся до начала деятельности комбината «Апатит», т.е. до 1929 г. В этом подходе придерживались следующей классификации: $CF^i < 1$ – низкий коэффициент загрязнения (свидетельствующий о низком загрязнении донных отложений изучаемым элементом); $1 \leq CF^i < 3$ – умеренный коэффициент загрязнения; $3 \leq CF^i < 6$ – значительный коэффициент загрязнения; $CF^i \geq 6$ – высокий коэффициент загрязнения.

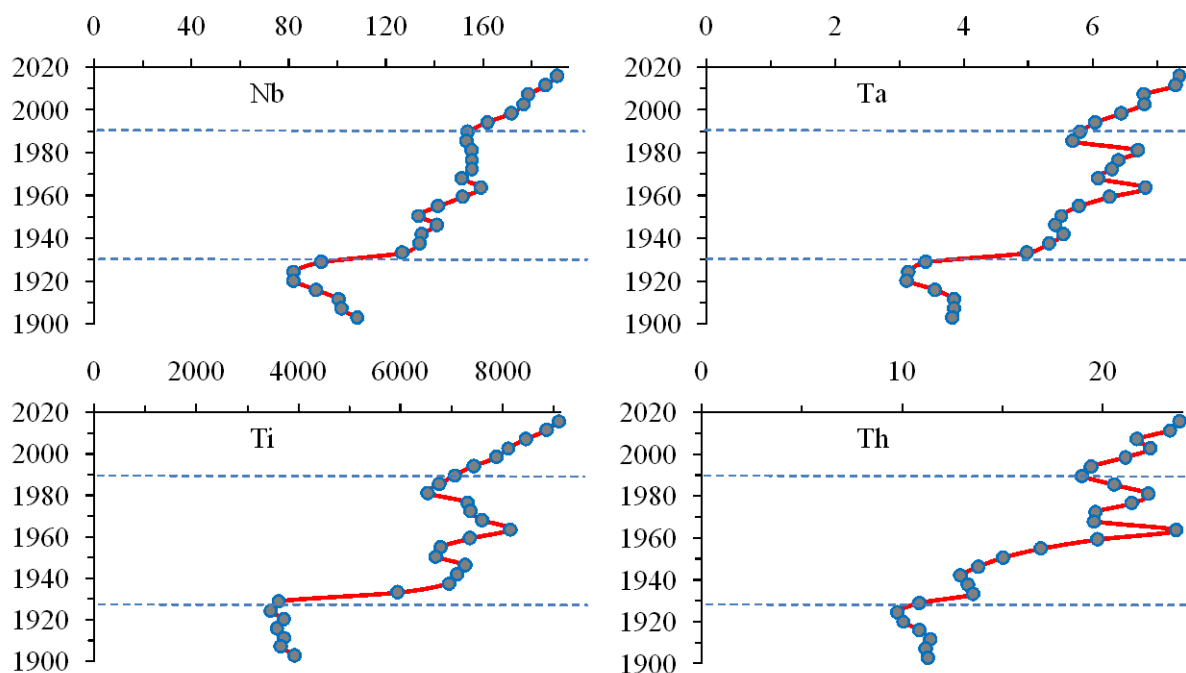


Рисунок 4 – Вертикальное распределение содержания (мкг/г) Nb, Ta, Ti, Th в донных отложениях озера Большой Вудъявр

Экологическая интерпретация геохимических данных выполнена на основе расчета интегрального индекса антропогенной нагрузки (PollutionLoadIndex (PLI)) [7], учитывающего содержание всех исследуемых элементов в колонке донных отложений озера:

$$PLI = (CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n)^{1/n},$$

где CF – это коэффициент загрязнения (отношение концентрации металла к фоновому значению этого элемента). В зависимости от величины индекса PLI уровень загрязнения может быть оценен как низкий ($PLI \leq 1$), умеренный ($1 < PLI < 2$), высокий ($2 < PLI < 3$) и экстремально высокий ($3 < PLI$).

Величина индекса PLI возрастает от нижних слоев к верхним (рисунок 5). Загрязненность слоев донных отложений озера Большой Вудъявр, сформированных до начала активного антропогенного влияния на водоем (20-27 см), можно оценить как низкую. После начала деятельности комбината «Апатит» и поступления в озеро большого количества стоков из рудников происходит резкое увеличение значения PLI и слои, накопленные с 1930-х до

середины 1950-х годов (14–20 см), характеризуются умеренным уровнем загрязнения озера. С середины 1950-х до конца 1980-х годов происходит постепенное увеличение значений PLI, связанное с вводом в строй новых рудников и наращивания мощности добычи и переработки апатит-нефелиновой руды, а также резкого увеличения использования автомобильного и ископаемого топлива (угля и мазута), содержащего большое количество тяжелых металлов (Pb, Ni, V, W, см. рисунок 3). Наибольшие значения PLI (на границе между умеренным и высоким загрязнением) отмечены в слоях от 2 до 7 см, которые были накоплены с начала 1990-х по середину 2000-х годов. Максимальные концентрации большей части элементов, содержащихся в апатит-нефелиновой руде, включая P, Ti, Nb, Ta, РЗЭ, щелочные и щелочноземельные металлы, а также тяжелые металлы, приходится именно на эти слои исследованных донных отложений (рисунок 2-4). Самые современные слои донных отложений озера Большой Вудъявр начиная с начала 2000-х годов (от 4 см и выше) характеризуются постепенным снижением уровня загрязнения, что хорошо коррелирует со снижением содержания отдельных элементов, например РЗЭ и тяжелых металлов, в поверхностных слоях донных отложений. Но в целом значения PLI в самых верхних слоях донных отложений остаются на границе между умеренным и высоким загрязнением (рисунок 5).

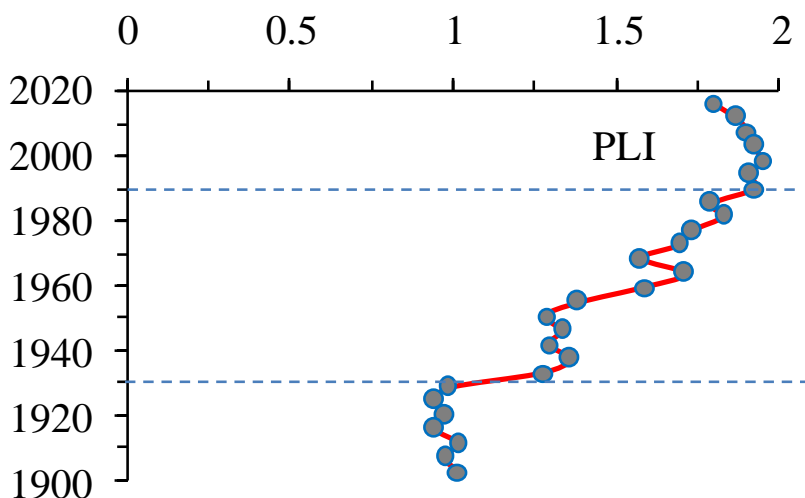


Рисунок 5 – Изменение величины индекса PLI по всей колонке донных отложений озера Большой Вудъявр

Максимальные значения коэффициента загрязнения CF (высокие по классификации [6]) из всех исследуемых элементов имеют Sb (18.2), P (10.3) и Sr (7.8), а также из РЗЭ La (6.0). Остальная большая часть РЗЭ характеризуются значительным загрязнением, также как и Pb (4.6), Cu (4.0), U (3.5), Bi (3.4).

Многообразие минерального состава апатит-нефелиновых месторождений Хибин и горнодобывающее производство предопределило поступление в озеро Большой Вудъявр большого перечня элементов, которые с ранних этапов разработки месторождений по настоящее время оказывают синергетическое

подавляющее воздействие на гидробионты, обитающие в озере. Загрязнение озера привело к структурной перестройке и уменьшению видового разнообразия гидробионтов [3].

Академик А.Е. Ферсман, зная о наличии большого количества ценных минералов и возможности извлечения из них многих необходимых для развития страны элементов, был автором комплексного освоения недр Хибинского массива с вовлечением в промышленное использование 12 полезных компонентов [4]. Согласно перспективному плану, уже в 1940-х гг. в системе треста «Апатит» должны были действовать четыре рудника. Добытую ими руду должны были перерабатывать восемь обогатительных фабрик: две апатитовые, две нефелиновые, сфеновая, ловчорритовая, эгириновая и редкоземельная. Предполагалось развивать выпуск фосфора, наладить цементное производство. Но Вторая Мировая Война помешала осуществлению этих планов. К сожалению, глобальная идея комплексного использования минерального сырья А.Е. Ферсмана до сих пор не нашла должного внимания и воплощения. Возможно, современные мировые политические события будут способствовать возврату идеи комплексного освоения недр (являющейся одной из основных в теории устойчивого развития и рационального недропользования) Хибинского горного щелочного массива и получению большего количества ценных и полезных для развития страны компонентов (помимо извлекаемых в настоящее время апатита и нефелина, сырья для получения Ti, Zr, Mo, Sr, F, Nb, Ta, Th, РЗЭ и др.). Комплексное использование минерального сырья позволит также снизить нагрузку на окружающую среду вследствие уменьшения объемов промышленных отходов.

Список литературы

1. Барабанов А.В., Калинина Т.А., Киселев А.А., Краснобаев А.И. Гигант в Хибинах. М. Изд-во: Руда и металлы. 1999. 288 с.
2. Даувальтер В.А., Денисов Д.Б., Слукровский З.И. Влияние стоков апатит-нефелинового производства на биогеохимические процессы в арктическом горном озере // Геохимия. 2022. Т. 67, № 10. С. 1013–1028.
3. Денисов Д.Б., Даувальтер В.А., Кашулин Н.А., Каган Л.Я. Долговременные изменения состояния субарктических водоемов в условиях антропогенной нагрузки (по данным диатомового анализа) // Биология внутренних вод. 2006. № 1. С. 24–30.
4. Ферсман А.Е. Наш апатит. М.: Наука, 1968. 136 с.
5. Яковенчук В.Н., Иванюк Г.Ю., Пахомовский Я.А., Меньшиков Ю.П. Минералы Хибинского массива. М. Изд-во: Земля. 1999. 326 с.
6. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // Water Research. 1980. V. 14. P. 975–1001.
7. Tomlinson, D.L.; Wilson, J.G.; Harris, C.R.; Jeffrey, D.W. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index // Helgoländer Meeresunters. 1980. V. 33. P. 566–575.

ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ И ТЕРМОДИНАМИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В РАЙОНАХ ИНТЕНСИВНОЙ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ (НА ПРИМЕРЕ Р. ОКИ)

М.М. Трофимчук, Р.С. Комаров
*Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
m.trofimchuk@gidrohim.mecom.ru, KomarovRoman128@yandex.ru*

Аннотация: Проведена оценка изменений качества воды и термодинамических параметров водных экосистем по длине р. Оки. Исследование проведено на основе гидрохимических данных государственной наблюдательной сети Росгидромета. Исходные массивы данных включали информацию о температуре воды, концентрациях растворенного кислорода и величинах удельного комбинаторного индекса загрязненности воды. Для оценки экологического состояния водных экосистем рассчитан энтропийный индекс. Показано, что при изменении загрязненности водотоков сохраняется предельно благополучное и благополучное состояние водных экосистем по всей длине р. Оки. Влияние отдельных урбанизированных территорий на состояние водных экосистем не выявлено.

Ключевые слова: качество воды, температура воды, растворенный кислород, состояние экосистем, энтропийный индекс, река Ока

ASSESSMENT OF CHANGES IN WATER QUALITY AND THERMODYNAMIC PARAMETERS OF AQUATIC ECOSYSTEMS IN AREAS OF INTENSIVE ECONOMIC ACTIVITY (ON THE EXAMPLE OF THE OKA RIVER)

M.M. Trofimchuk, R.S. Komarov
*Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, m.trofimchuk@gidrohim.mecom.ru,
KomarovRoman128@yandex.ru*

Abstract: An assessment of changes in water quality and thermodynamic parameters of aquatic ecosystems along the length of the Oka River has been carried out. The study was conducted on the basis of hydrochemical data from the state observation network of Roshydromet. The initial data sets included information on water temperature, dissolved oxygen concentrations, and values of the specific combinatorial index of water pollution. The entropy index has been calculated to assess the ecological state of aquatic ecosystems. It is shown that with changes in watercourse pollution, the extremely favorable and favorable state of aquatic ecosystems is maintained along the entire length of the Oka River. The influence of individual urbanized areas on the state of aquatic ecosystems has not been identified.

Key words: water quality, water temperature, dissolved oxygen, ecosystem status, entropy index, Oka River

На сегодняшний день для оценки загрязнения и состояния водных экосистем используются методы, в основе которых лежит сравнение содержания загрязняющих веществ с предельно допустимыми концентрациями или отклик отдельных биотических компонентов водных экосистем на изменения окружающей среды. Всесторонний анализ динамики отдельных абиотических и биотических компонентов водных объектов должен проводиться через отображение их влияния на состояние экосистем в целом [5]. Вследствие адаптации экосистем к негативным воздействиям и трансформации загрязняющих веществ состояние экосистем и загрязненность водного объекта не всегда связаны между собой [5, 6]. При этом «очевидно, что увеличение концентрации загрязняющих веществ в воде до критического уровня или их продолжительное воздействие может превысить адаптационные возможности экосистем, что и приведет к изменению их состояния» [6, с. 277]. Такие изменения могут проявляться в районах с высокой антропогенной нагрузкой на окружающую среду.

В связи с этим цель исследования – оценка изменений качества воды и термодинамических параметров водных экосистем в районах интенсивной хозяйственной деятельности.

Объект исследования – участки р. Оки, на которых проводятся регулярные гидрохимические наблюдения: гг. Орел, Белев, Калуга, Алексин, Серпухов, Кашира, Коломна, Рязань, Касимов, Муром, Павлово, Дзержинск, Нижний Новгород.

Исследование проведено на основе гидрохимических данных государственной наблюдательной сети Росгидромета. Исходные массивы данных включали информацию о температуре воды и концентрациях растворенного кислорода за 2023 г. Дополнительно использованы сведения о величинах удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ), взятые из [1] и [2].

Температура воды и растворенный кислород являются важными показателями качества воды. Кроме того, на основе этих показателей могут быть рассчитаны термодинамические параметры, которые характеризуют обобщенное состояние водных экосистем [6].

Для оценки экологического состояния участков реки в районе интенсивной хозяйственной деятельности рассчитывался энтропийный индекс [4, 5].

При анализе изменчивости гидрохимических показателей качества речной воды и термодинамических параметров водных экосистем в створах пунктов наблюдений проводилась оценка различий с помощью непараметрического критерия Манна-Уитни (различия считались значимыми при $p < 0,05$).

В связи с особенностями физико-географических условий формирования поверхностных вод р. Оки и значительного антропогенного воздействия экологическая ситуация в бассейне реки находится в напряженном состоянии [3]. В 2023 г. к распространенным загрязняющим веществам воды р. Оки относились органические вещества по ХПК и БПК₅, соединения меди и

нитритный азот. Периодически отмечалось загрязнение воды реки соединениями железа, фенолами, аммонийным азотом, соединениями цинка [2]. Качество воды р. Оки характеризовалось 3-м классом разряда «а» («загрязненная») и «б» («очень загрязненная») и 4-м классом разряда «а» («грязная»). Часто наблюдался рост величин УКИЗВ в створах, расположенных ниже населенных пунктов [1].

В современных условиях климатических изменений и антропогенного воздействия может происходить увеличение температуры воды рек и снижение уровня растворенного кислорода. При этом из-за городских островов тепла изменения температуры воды происходят быстрее, чем в пределах незастроенных территорий [8]. В таблице 1 представлены среднегодовые значения температуры воды и растворенного кислорода в створах пунктов наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши по длине р. Оки.

Таблица 1 – Температура воды и содержание растворенного кислорода по длине р. Оки (в среднем за 2023 г.)

Пункт наблюдений	Створ	Температура воды, °С	Растворенный кислород, мг/дм ³
г. Орел	Выше города	9,4	9,7
	Ниже города	10,9	9,6
г. Белев	В черте города	10,2	13,6
	Ниже города	10,1	13,5
г. Калуга	Выше города	9,0	11,0
	Ниже города	9,4	10,6
г. Алексин	Выше города	10,4	13,4
	Ниже города	10,4	13,5
г. Серпухов	Выше города	9,4	7,7
	Ниже города	9,5	7,7
г. Кашира	Выше города	9,7	8,4
	Ниже города	9,8	8,4
г. Коломна	Выше города	10,0	8,8
	Ниже города	9,9	8,7
г. Рязань	Выше города	10,3	9,1
	Ниже города	10,4	9,1
г. Касимов	Выше города	10,3	9,6
	Ниже города	10,3	9,4
г. Муром	Выше города	9,7	9,4
	Ниже города	9,7	9,5
г. Павлово	В черте города	10,4	10,2
	Ниже города	10,4	10,2
г. Дзержинск	Выше города	11,4	10,1
	Ниже города	11,3	10,4
г. Нижний Новгород	Выше города	11,1	10,5
	В черте города	11,2	10,4

Изменения температуры воды и концентрации растворенного кислорода, наблюдаемые ниже отдельных урбанизированных территорий, могут быть связаны как с антропогенным воздействием, так и с особенностями проведения наблюдений: имеется смещение времени измерения температуры и отбора проб воды. При этом критерий Манна-Уитни показал отсутствие статистически значимых отличий между сравниваемыми выборками гидрохимических данных.

Анализ полученных результатов также показал отсутствие статистически значимых отличий величин энтропийного индекса в створах выше и ниже городских территорий. В связи с этим массивы данных по отдельным створам объединены и представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Изменения энтропийного индекса по длине р. Оки (2023 г.)

Пункт наблюдений	Мин	Макс	Среднее
г. Орел	-0,008	0,087	0,033
г. Белев	-0,081	0,051	-0,024
г. Калуга	-0,028	0,050	0,012
г. Алексин	-0,023	0,062	-0,023
г. Серпухов	0,015	0,107	0,068
г. Кашира	-0,018	0,104	0,054
г. Коломна	-0,029	0,097	0,046
г. Рязань	-0,036	0,081	0,040
г. Касимов	-0,020	0,067	0,029
г. Муром	-0,035	0,103	0,032
г. Павлово	-0,013	0,048	0,017
г. Дзержинск	-0,024	0,071	0,014
г. Нижний Новгород	-0,012	0,067	0,013

В 2023 г. состояние экосистем р. Оки по ее длине изменялось от предельно благополучного до благополучного.

Наибольшие значения энтропийного индекса чаще всего отмечались в зимний сезон. Это может быть связано с тем, что «динамика энтропийного индекса благополучных экосистем в большинстве случаев носит выраженный сезонный характер: в холодное время года значения энтропии возрастают, а при повышении температуры и возобновлении фотосинтетической активности снижаются» [7, с. 28].

Таким образом, при изменении загрязненности водотоков сохраняется предельно благополучное и благополучное состояние водных экосистем по всей длине р. Оки. Влияние отдельных урбанизированных территорий на состояние водных экосистем не выявлено. В дальнейшем необходимо проведение исследований с привлечением многолетних данных для анализа временной динамики состояния водных экосистем и прогнозирования возможных изменений.

Список литературы

1. ГИС ресурсы / Гидрохимический институт [Электронный ресурс]. – URL: <https://gidrohim.com/node/71> (дата обращения: 09.08.2025).
2. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2023 / Ростов-на-Дону, 2024 – 594 с.
3. Никаноров, А. М. Динамика качества поверхностных вод крупных речных бассейнов Российской Федерации / А. М. Никаноров, Л. И. Минина, Е. Е. Лобченко [и др.]. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2015. – 295 с.
4. Патент № 2721713 С1 Российская Федерация, МПК G01N 33/18. Способ оценки экологического состояния водных объектов : № 2019133543 : заявл. 21.10.2019 : опубл. 21.05.2020 / М. М. Трофимчук ; заявитель Федеральное государственное бюджетное учреждение "Гидрохимический институт" (ФГБУ "ГХИ").
5. Трофимчук М. М. О возможности оценки экологического состояния водных экосистем на основе энтропии / М. М. Трофимчук // Метеорология и гидрология. – 2018. – № 7. – С. 80-86.
6. Трофимчук М. М. О термодинамических решениях в экосистемной оценке водных объектов и мониторинге поверхностных вод / М. М. Трофимчук // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод : сборник статей, посвященный 100-летию со дня образования Гидрохимического института, Ростов-на-Дону, 22–24 сентября 2020 года. Том Часть 1. – Ростов-на-Дону: Федеральное государственное бюджетное учреждение "Гидрохимический институт", 2020. – С. 269-280.
7. Трофимчук М. М. Практическое применение энтропийного индекса для оценки экологического состояния водных экосистем / М. М. Трофимчук // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2024. – № 2. – С. 23-37. – DOI 10.35567/19994508-2024-2-23-37.
8. Zhi, W., Klingler, C., Liu, J., Li, L. Widespread deoxygenation in warming rivers // Nature Climate Change. – 2023. – Т. 13. – №. 10. – С. 1105-1113. DOI 10.1038/s41558-023-01793-3.

ОБ УГЛЕВОДОРОДНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ОЗЕРА БАЙКАЛ

В.Е. Котова, Ю.А. Андреев, К.Ю. Дергачев, О.А. Михайленко

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,

Valentina.E.Kotova@gmail.com

Аннотация: В работе представлены результаты определения полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и алканов в оз. Байкал. Исследования проводили в пробах донных отложений, отобранных в районе выпуска очищенных стоков г. Байкальск – ранее район выпуска сточных вод БЦБК в 2014-2016 и 2019 гг. Определение углеводородов выполняли хроматографическими методами. Суммарные концентрации ПАУ составили от 7,6 до 910 нг/г с.о., алканов – от 2,3 до 20 мкг/г с.о. Высокие концентрации ПАУ отмечены в глубоководных участках, расположенных восточнее от места выпуска очищенных стоков и впадения рек. Наибольшие суммарные содержания ПАУ определены в 2015 и 2016 гг. Идентификация источников поступления углеводородов выявила основное пирогенное происхождение ПАУ и природное – алканов.

Ключевые слова: полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), алканы, источники поступления, донные отложения, озеро Байкал

ON HYDROCARBON POLLUTION OF BAIKAL LAKE

V.E. Kotova, Yu.A. Andreev, K.Yu. Dergachev, O.A. Mikhaylenk¹

Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia,

Valentina.E.Kotova@gmail.com

Abstract: The article presents the results of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) and alkane determination in Baikal Lake. The studies were carried out on sediment samples collected in the area of the discharge of purified wastewater in the city of Baikalsk – previously the discharge area of the Baikalsk Pulp and Paper Mill wastewater – in 2014-2016 and 2019. Hydrocarbons were determined using chromatographic methods. Summary concentrations of PAH ranged from 7.6 to 910 ng/g d.w., alkanes – from 2.3 to 20 µg/g d.w. The high concentrations of PAH were found in deep-water areas located to the east of the discharge point of treated sewage and the river estuaries. The highest summary PAH contents were determined in 2015 and 2016. Hydrocarbon source identification revealed the main pyrogenic origin of PAH and the natural origin of alkanes.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), alkanes, sources, sediments, Baikal Lake

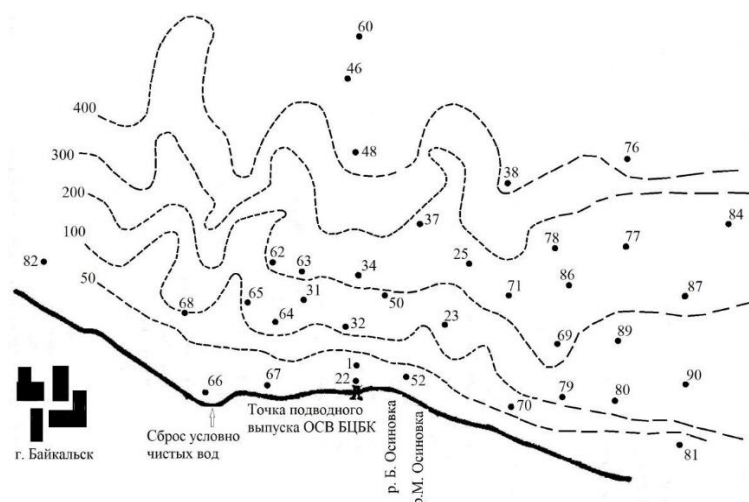
Байкал – одно из крупнейших озер мира и природный резервуар пресной чистой воды. Экосистема оз. Байкал имеет множество уникальных особенностей, делающих его одним из наиболее выдающихся природных объектов, поэтому озеро и его водосборный бассейн являются регионом с особым режимом природопользования. В настоящее время важно предотвратить попадание в оз. Байкал опасных загрязняющих веществ техногенного происхождения. Это возможно только при наличии достоверной информации об источниках загрязнения вод, составе и токсичности сточных вод и промышленных выбросов, поступающих в оз. Байкал и его притоки.

Среди основных веществ, загрязняющих оз. Байкал, особое место занимают нефтепродукты, основную долю которых составляют углеводороды. Главными источниками их поступления в акваторию озера являются расположенные близ него местные поселения, котельные, а выхлопные газы транспорта [10]. Наиболее интересны для исследования группы углеводородов, на основе которых существуют критерии для идентификации происхождения, – полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), обладающие канцерогенными и мутагенными свойствами, и алканы, максимальные по содержанию компоненты нефтепродуктов [4].

Цель данного исследования – определить уровни содержания ПАУ и алканов в донных отложениях южной части оз. Байкал за период 2014-2016 и 2019 гг., провести идентификацию источников поступления углеводородов.

Пробы донных отложений отбирали в одной из наиболее подверженных антропогенному загрязнению части южного Байкала – районе выпуска очищенных стоков г. Байкальск – ранее район выпуска сточных вод районе выпуска очищенных стоков г. Байкальск – ранее район выпуска сточных вод Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) (пробы 1-90) и фоновом участке, расположенного в 20 км западнее (пробы 100-105). Отбор проводили в 2014-2016 и 2019 гг. Всего отобрано и проанализировано 140 проб. Донные отложения до глубины 100 м в основном представляли собой разнозернистые пески и крупноалевритовые илы, а на глубинах более 100 м – мелкоалевритовые и глинистые илы. На рисунке 1 представлены точки отбора проб донных отложений в районе г. Байкальск.

В пробах донных отложений определяли массовые доли 15 ПАУ: нафталин (Naph), аценафтен (Ace), флуорен (Fl), фенантрен (Phe), антрацен (An), флуорантен (Flu), пирен (Py), бензо[а]антрацен (B[a]A), хризен (Chry), бензо[б]флуорантен (B[b]F), бензо[к]флуорантен (B[k]F), бензо[а]пирен (B[a]P), дибензо[а,h]антрацен (DB[a,h]A), бензо[g,h,i]перилен (B[g,h,i]P), индено[1,2,3-cd]пирен (In[cd]P); а также алканов ($C_{10}H_{22}$ - $C_{40}H_{82}$ – далее C_{10} - C_{40}).



ОСВ – очищенные сточные воды
 Рисунок 1 – Точки отбора проб донных отложений

Способ подготовки проб донных отложений для определения групп ПАУ и алканов заключался в экстракционном извлечении смесью органических растворителей (ацетон, гексан, метиленхлорид и изооктан) из матрицы твердого образца; очистке перераспределением через воду, концентрировании экстрактов в ротационном испарителе и их разделении на фракции изучаемых групп веществ методом колоночной хроматографии на силикагеле [5] и хроматографическом анализе. Определение ПАУ проводили методом высокоэффективной жидкостной хроматографии со спектрофлуориметрическим детектированием [6], алканов – методом газовой хроматографии с пламенно-ионизационным детектором. На рисунке 2 представлены типичные хроматограммы. Для возможности сопоставления результатов учтена влажность каждого анализируемого образца донных отложений, полученные значения массовых долей приведены в расчете на сухой остаток (с.о.).

Идентификацию источников поступления углеводородов проводили путем расчета ряда критериев на основании массовых долей ПАУ и алканов, реперные значения которых представлены в таблицах 1, 2.

Таблица 1 – Критерии для идентификации источников поступления углеводородов по фракции ПАУ [13]

Критерий	Нефтяной источник	Смешанный источник	Пирогенный источник	
			Горение нефте-продуктов	Горение древесины, угля, травы
Flu/(Flu+Py)	< 0,4	-	0,4-0,5	> 0,5
B[a]A/(B[a]A+Chry)	< 0,2	0,2-0,35	> 0,35	
In[cd]P/(In[cd]P+B[g,h,i]P)	< 0,2	-	0,2-0,5	> 0,5
An/(An+Phe)	< 0,1	-	> 0,1	

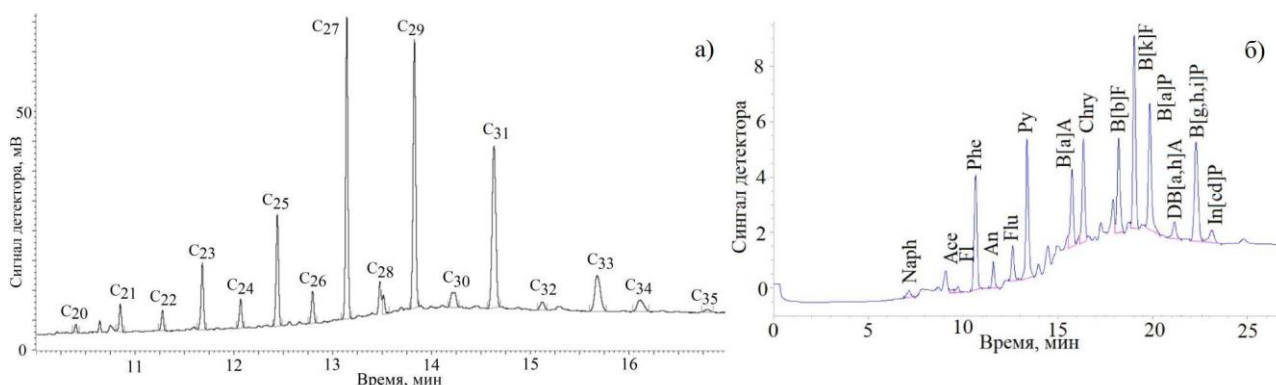


Рисунок 2 – Типичные хроматограммы фракций алканов (а) и ПАУ (б)

Таблица 2 – Критерии для идентификации происхождения углеводородов по фракции алканов [14]

Критерий	Происхождение углеводородов в зависимости от значения критерия	
	$CPI = \frac{1}{2} \cdot \left(\frac{C_{25-35}}{C_{24-34}} + \frac{C_{25-35}}{C_{26-36}} \right)$	≤ 1 углеводороды бактериального или нефтяного происхождения
$Alkterr = \frac{C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{\sum C_{14-38}}$	$< 0,2$ автохтонные углеводороды	$> 0,2$ аллохтонные углеводороды

На диаграммах (рисунок 3) представлены распределения суммарных содержаний ПАУ. За время исследования их значения варьировались от 7,6 (т. 66, 2014 г.) до 910 нг/г с.о. (т. 25, 2016 г.). Наибольшая загрязненность донных отложений выявлена в 2015 и 2016 гг., суммарные содержания ПАУ составляли до 883 и 910 нг/г с.о. соответственно; наименьшая – в 2014 и 2019 гг., значения массовых долей – до 490 и 526 нг/г с.о. соответственно. Содержания В[а]Р – наиболее канцерогенного соединения ПАУ – составили от 0,1 (т. 66, 2016 г.) до 40 нг/г с.о. (т. 22, 2019 г.), причем максимальные значения, зафиксированные в каждом году, были довольно высокие – 26, 35, 33, 40 нг/г с.о. для 2014, 2015, 2016 и 2019 гг. соответственно. По результатам наших исследований в других районах оз. Байкал в эти годы массовые доли В[а]Р в донных отложениях не превышали 10 нг/г с.о. в районе дельты р. Селенга и 25 нг/г с.о. в северной части озера [2].

Наиболее высокими содержаниями ПАУ за все время исследования характеризовались следующие районы (т. 23, 25, 69-71, 77-80, 86-89), находящиеся восточнее места выпуска очищенных стоков г. Байкальск (т. 1) на глубинах более 100 м, что, возможно, связано со стационарными течениями, направленными против часовой стрелки [9]. Также известно [1], что для Южного Байкала характерно усиление течений в придонном слое в области больших глубин озера.

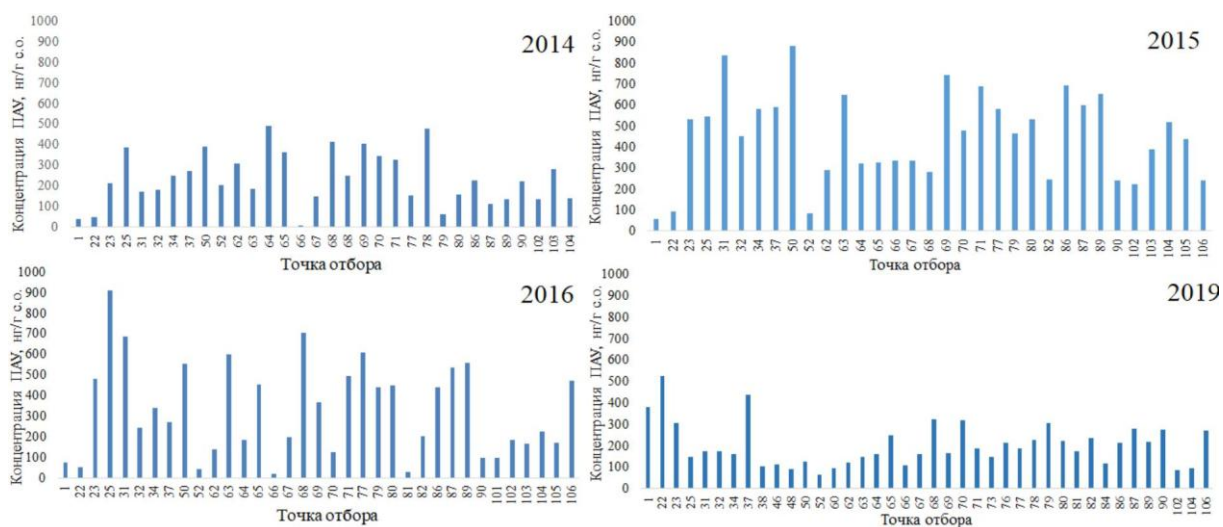


Рисунок 3 – Распределение суммарных концентраций ПАУ

Максимальными по содержанию за все время наблюдения были Flu (до 35 % от суммарного содержания), Phe (до 34 %), B[b]F (до 22 %), Naph (до 69 %) и In[cd]P (до 15 %), причем очевидно преобладание высокомолекулярных ПАУ (кроме, Naph), которые относятся к техногенным веществам, а Flu, Phe и B[b]F являются веществами-маркерами процессов горения [11].

Результаты идентификации источников поступления углеводородов по фракции ПАУ представлены в виде графиков взаимной зависимости (рисунок 4).

Преобладающим источником поступления ПАУ за весь период исследования является пирогенный, зафиксирован в 52 % случаев; в 29 % и 19 % выявлены нефтяной и смешанный соответственно. С начала 2000-х гг. проблема природных пожаров на Байкальской природной территории (БПТ) обострилась. Увеличились темпы роста как числа, так и площади пожаров: с 2000 по 2016 гг. среднее количество пожаров возросло в 2 раза, а их площади – почти в 10 раз, т.е. большинство пожаров стали относить к категории крупных. Наибольшее количество значений критериев (69 % от суммарного количества), соответствующих пирогенному источнику, рассчитано для проб донных отложений, отобранных в 2016 г., для нефтяного источника – 29 % в 2015 г. Экстремальные площади (1096 тыс. га), пройденные лесными пожарами, отмечены в 2015 г., когда на землях лесного фонда БПТ было зафиксировано 2674 лесных пожара [3].

Известно [7], что древесина всех пород относится к высокоопасным по токсичности продуктов горения материалам, однако хвойные породы (которые составляют более 70 % лесов БПТ) более опасны в этом отношении по сравнению с лиственными. В составе аэрозоля над озером определено 21 ПАУ, которые поступали с продуктами горения от лесных пожаров. При этом под влиянием дымового смога в составе аэрозоля доминирующими соединениями становятся Phe (до 14 %), Flu (до 25 %), Py (до 15 %) и B[g,h,i]P (до 10 %) [3].

Преобладание ПАУ пирогенного происхождения в особенности в районах южного Байкала отмечается и в других исследованиях [8]. Также в атмосфере

районов, подверженных антропогенному воздействию (у п. Листвянка, г. Байкальск, г. Слюдянка), над озером обнаруживались следующие ПАУ (Flu, Py, B[b]F, B[k]F и B[a]P) [3].

Нефтяной и смешанный источники обусловлены, в большей степени, воздействием водного транспорта (потери нефтепродуктов при погрузке в портах, сбросы загрязненных вод). Вместе с отработавшими газами двигателей в воду попадают масло, несгоревшее топливо и другие вещества [9].

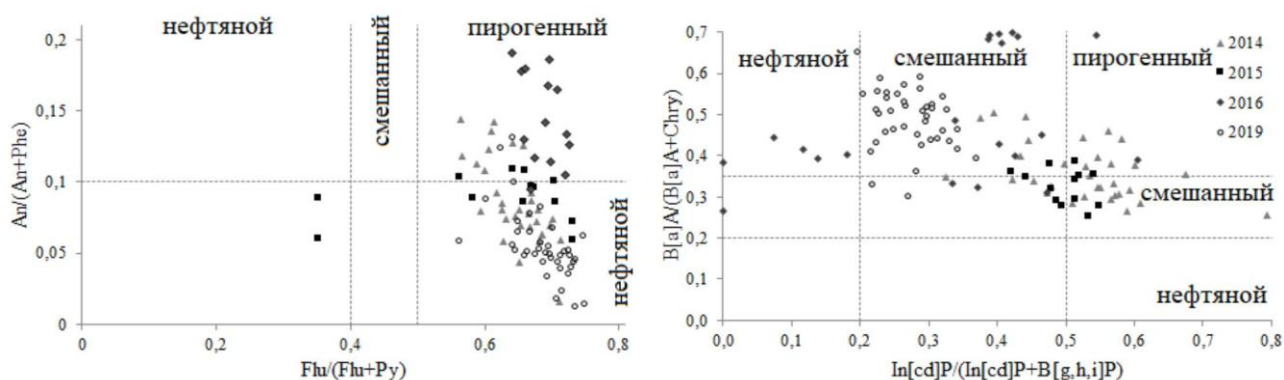


Рисунок 4 – Результаты идентификации источников поступления углеводородов по фракции ПАУ

Во всех пробах донных отложений идентифицированы алканы C_{20} - C_{35} (рисунок 2а), суммарные концентрации которых составили от 2,3 до 20 мкг/г с.о. По нашим данным [2] такое содержание в 2 раза выше, чем в северной части озера (от 0,42 до 9,7 мкг/г с.о.), что может быть обусловлено большей продуктивностью южной части озера. Высокой интенсивностью отличались пики нечетных алканов от C_{23-25} до C_{29-31} с максимальными по содержанию C_{23} , C_{25} , C_{27} , доли которых составили от 35 до 60 % от общего количества алканов. На основании результатов идентификация источников поступления по критериям для алканов, в изученных пробах преобладают углеводороды терригенного происхождения, т.е. синтезируемые наземными древесными растениями ($CP1_{24-36}$ от 1,75 до 7,2; $Alkterr$ 0,30-0,69) [4, 12, 14].

Результаты работы показали, что во всех исследованных пробах донных отложений озера Байкал в районе выпуска очищенных стоков обнаружены 15 приоритетных ПАУ и алканы от C_{20} до C_{35} ; наибольшим углеводородным загрязнением характеризуется район, расположенный восточнее места выпуска очищенных вод и впадения рр. Большая и Малая Осиновка. При идентификации источников поступления по алканам установлено биогенное происхождение углеводородов, а по ПАУ основным является пирогенный источник, особенно преобладающий в годы, когда зафиксированы масштабные возгорания лесов (2015-2016 гг.), вторым по распространенности источником является смешанный, связанный с поступлением углеводородов с выхлопными газами транспорта.

Список литературы

1. Верболов В.И. Течения и водообмен в Байкале // Водные ресурсы. 1996. Т. 23. № 4. С. 413–423.
2. Котова В.Е., Андреев Ю.А., Михайленко О.А., Дергачев К.Ю. Изучение углеводородного состава донных отложений озера Байкал // Экология. Экономика. Информатика. Серия: Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем. Ростов на-Дону.: Изд-во ЮНЦ РАН. 2023. С. 98–102.
3. Мартынюк А.А., Трушина И.Г., Сергеева Ю.А., Трушина Н.И., Макеева Ю.И. К вопросу о влиянии лесных пожаров на экосистему озера Байкал: аналитический обзор. // Лесохозяйственная информация. 2024. № 2. С. 107–132.
4. Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Проблемы нефтяного загрязнения пресноводных экосистем: монография. Ростов-на-Дону: НОК, 2008. 222 с.
5. Патент 2646402 Россия, МПКG01N 1/28 Способ подготовки проб для определения алифатических и полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях / Котова В.Е., Андреев Ю.А.; заявитель и патентообладатель ФГБУ «Гидрохимический институт». № 2017106715. заявл. от 28.02.2017; опубл. 05.03.2018.
6. РД 52.24.537–2019. Массовая доля полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях. Методика измерения методом высокоэффективной жидкостной хроматографии со спектрофлуориметрическим детектированием. Ростов-на-Дону, 2019, 47 с.
7. Серков Б.Б., Сивенков А.Б., Тхань Б.Д., Асеева Р.М. Исследование токсичности продуктов горения древесины различных пород // Лесной вестник. 2004. Т. 36. № 5. С. 145–150.
8. Халиков И.С., Макаренко А.А., Левшин Д.Г., Лукьянова Н.Н., Яхрюшин В.Н. Новые данные о содержании полициклических ароматических углеводородов в донных отложениях прибрежной зоны озера Байкал // Экологическая химия. 2021. Т. 3. № 30. С. 117–128.
9. Экологический атлас бассейна озера Байкал. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2015. 145 с.
10. Янчук М.С. Нефтепродукты в поверхностных водах юго-западного побережья озера Байкал // Известия Иркутского государственного университета. Серия «Науки о Земле». 2016. Т. 18. С. 140–149.
11. Magi E., Bianco R., Ianni C., Di Carro M. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea // Environ. Pollut. 2002. Vol. 119. P. 91–98.
12. Vogts A., Moossen H., Rommerskirchen F., Rullkötter J. Distribution patterns and stable carbon isotopic composition of alkanes and alkan-1-ols from plant waxes of African rain forest and savanna C3 species // Organic Geochemistry. 2009. Vol. 40. No 10. P. 1037–1054.
13. Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as

indicators of PAH source and composition // *Org. Geochem.* 2002. No 33, P. 489-515.

14. Zhang S., Li S., Dong H., Zhao Q., Lu X., Shi J. An analysis of organic matter sources for surface sediments in the central South Yellow Sea, China: Evidence based on macroelements and n-alkanes // *Marine Pollut. Bull.* 2014. Vol. 88. No 1–2, P. 389–397.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ СИСТЕМЫ КАРАСУНСКИХ ОЗЕР ГОРОДА КРАСНОДАР

В.А. Мязин

*Российский университет дружбы народов, г. Москва, Россия,
myazin_va@pfur.ru*

Аннотация: Проведена оценка состояния городских водоемов города Краснодара на примере системы Карасунских озер. Анализ гидрохимических показателей воды показал превышение установленных нормативов БПК₅, ХПК, содержания нефтепродуктов и мышьяка, отмечена высокая численность энтерококков. Исследованные водные объекты относятся к категории умеренно загрязненных и загрязненных. В донных отложениях системы Карасунских озер аккумулируется сера, мышьяк, кадмий, цинк и сурьма, что характерно для городских водоемов, испытывающих антропогенную нагрузку. Отобранные образцы донных отложений соответствуют допустимому (12%), умеренно-опасному (31%) и опасному (57%) уровню санитарно-токсикологической опасности. Основной вклад в загрязнение системы Карасунских озер вносит сброс неочищенных ливневых и канализационных вод, а также аэротехногенное загрязнение.

Ключевые слова: городские водоемы, индекс загрязнения воды, донные отложения, эколого-геохимическая оценка опасности

THE ECOLOGICAL STATE OF THE KARASUN LAKES SYSTEM IN KRASNODAR

V.A. Myazin

RUDN University, Moscow, Russia, myazin_va@pfur.ru

Abstract: The condition of urban lakes (Karasun Lakes system) in Krasnodar was assessed. The water was found to contain excess BOD₅, COD, oil products and arsenic, and a high number of enterococci. The studied lakes were classified as moderately polluted and polluted. Sulfur, arsenic, cadmium and zinc accumulate in the sediments of the Karasun Lakes system, which is typical for urban water bodies under anthropogenic load. The samples of bottom correspond to the permissible (12%), moderately hazardous (31%) and hazardous (57%) levels of sanitary and toxicological hazard. Sources of pollution of the Karasun lakes system are the discharge of untreated storm drains and waste water, atmospheric pollution.

Key words: urban lakes, water pollution index, sediments, ecological and geochemical hazard assessment

Введение

Городские водоемы сталкиваются с комплексом экологических проблем, вызванных антропогенным воздействием. Эти водоемы находятся в урбанизированной среде и подвергаются интенсивному загрязнению, что приводит к деградации их экосистем, снижению экологических и рекреационных функций. Загрязнение озер, прудов и рек в городской черте приводит к негативным последствиям для здоровья жителей, которые проявляются как при непосредственном контакте с водой, так и через пищевые цепи при употреблении рыбы, выловленной в таких водоемах. Поэтому для оценки экологического состояния системы городских водоемов озер и принятия эффективных управленческих решений необходимо проводить обязательные мониторинговые исследования водных объектов.

Материалы и методы

Объектом исследования стала система Карасунских озер в г. Краснодар. Озера образовались в русле реки Карасун в пределах равнинного рельефа Азово-Кубанской низменности. В результате возведения дамб на реке, осушения и засыпки части водотока образовалась цепь мелководных заболоченных водоёмов. В настоящее время в городе сохранились шестнадцать озёр: одиннадцать Пашковских озёр (1), три озера Калининской балки, включая Университетский пруд, (2) и два Покровских озера (3) (рисунок 1). Озера активно используются местными жителя для отдыха и рыбной ловли.



Рисунок 1 – Расположение системы Карасунских озер в г. Краснодар

Обследование озер и отбор проб проводили в октябре 2024 года. Для лабораторных исследований были взяты 22 пробы воды из поверхностного слоя и 22 пробы донных отложений с помощью ковша Ван-Вина.

Анализ образцов воды и донных отложений проводили в Почвенно-экологической лаборатории РУДН (Москва). Во всех пробах воды анализировали химическое потребление кислорода (ХПК), содержание нефтепродуктов, массовые концентрации Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, As, Cr. В пяти точках проводили расширенный анализ и дополнительно определяли

биохимическое потребление кислорода (БПК₅), содержание ионов аммония, нитрат-ионов, нитрит-ионов, общее микробное число (ОМЧ), численность колиформных бактерий (ОКБ) и энтерококков.

Значения pH, электропроводности, температуры и содержание растворенного кислорода определяли на месте отбора проб с помощью портативных анализаторов.

В донных отложениях определяли валовое содержание S, Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, As, Mn, V, Hg и Sb с использованием портативного РФ-спектрометра Vanta.

Для оценки качества воды в системе Карасунских озер рассчитывали гидрохимический индекс загрязнения воды (ИЗВ) по формуле:

$$\text{ИЗВ} = \left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \right) / 6,$$

где n – число показателей, используемых для расчета индекса; C_i – концентрация химического вещества в воде, мг/л; ПДК_i – предельно допустимая концентрация вещества в воде, мг/л.

В число шести основных лимитируемых показателей в обязательном порядке входили концентрация растворенного кислорода и значение БПК₅.

Гигиеническую опасность загрязнения донных отложений оценивали с применением нормативов, разработанных для почв. Коэффициент опасности рассчитывали по формуле:

$$K_o = C/\text{ПДК (ОДК)},$$

где C – концентрация поллютанта, ПДК (ОДК) – предельные допустимые и ориентировочно допустимые концентрации для почв (СанПин 1.2.3685-21).

Для эколого-геохимической оценки опасности загрязнения рассчитывали коэффициенты концентрации:

$$K_c = C/C_{\text{ф}},$$

где C – концентрация поллютанта, C_ф – фоновое содержание химического элемента. В качестве геохимического фона были приняты значения концентраций тяжёлых металлов и мышьяка в воде Отказненского водохранилища, расположенного на реке Кума в Ставропольском крае [2].

Для комплексной оценки загрязнения донных отложений химическими элементами рассчитывали суммарный показатель загрязнения:

$$Z_c = \sum K_c - (n - 1),$$

где n – число элементов с K_c>1. В качестве критериев экологического состояния водных объектов использовали следующие градации: Z_c<10 – допустимый уровень санитарно-токсикологической опасности, 10<Z_c<30 –

умеренно-опасный, $30 < Z_c < 100$ – опасный, $100 < Z_c < 300$ – очень опасный, $Z_c > 300$ – чрезвычайно опасный [4].

Оценку экологического риска загрязнения донных отложений рассчитывали по формуле:

$$m\text{-PEL-Q} = [\sum (C / \text{PEL})] / n,$$

где C – концентрация поллютанта, PEL – содержание поллютанта, выше которого будет иметь место негативное воздействие на бентосные организмы, n – число учитываемых элементов.

Для расчета коэффициентов $m\text{-PEL-Q}$ использовали уровни PEL , разработанные для пресноводных экосистем [6]: $\text{As}=33$, $\text{Cd}=4,98$, $\text{Cr}=111$, $\text{Cu}=149$, $\text{Pb}=128$, $\text{Ni}=48,6$, $\text{Zn}=459$ мг/кг. Приняты следующие градации: $m\text{-PEL-Q} < 0,1$ – низкий уровень; $0,11 < m\text{-PEL-Q} < 1,5$ – средне-низкий; $1,51 < m\text{-PEL-Q} < 2,3$ – средне-высокий; $m\text{-PEL-Q} > 2,3$ – высокий [5].

Результаты и обсуждение

Глубина обследованных водоемов находилась в диапазоне от 0.5 до 6 метров: Пашковские озера – 1.5-3.0 м, озера Калининской балки – 0.5-2.5 м (Университетский пруд – 4.5-6 м), Покровские озера – 2.5-4 м. Максимальная глубина отмечена в Университетском пруду, минимальная – в одном из озер Калининской балки, являющимся в данный момент изолированным техническим водоемом-отстойником ливневых и промышленных сточных вод, которые перекачиваются из водоема по трубопроводу на очистные сооружения.

Температура поверхностного слоя воды Карасунских озер в период обследования колебалась от 18.7 до 21.5°C.

Водородный показатель воды Пашковских озер находится в диапазоне 7.73-8.87 (слабощелочная и щелочная группа), озер Калининской балки – 7.97-8.58 (слабощелочная и щелочная группа), Университетского пруда – 8.49-8.51 (щелочная группа), Покровских озер – 8.65-8.75 (щелочная группа). Анализ значений рН показал наличие тренда к увеличению водородного показателя в ряду от Пашковских озер до Покровских озер. В целом значения рН воды в системе Карасунских озер соответствуют нормативам для водоемов хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования (рН 6.0-9.0) и данным, полученным для воды Краснодарского водохранилища (7.8-8.5). Слабощелочная и щелочная реакция среды характерна для городских водоемов.

Содержание растворенного кислорода в воде Карасунских озер изменялось в широких пределах. Наиболее высокое содержание растворенного кислорода было отмечено в воде Покровских озер – 10.0 ± 0.8 мг $\text{O}_2/\text{дм}^3$, озер Калининской балки – 10.3 ± 0.9 мг $\text{O}_2/\text{дм}^3$, и части Пашковских озер – 12.1 ± 0.8 мг $\text{O}_2/\text{дм}^3$. Полученные результаты соответствуют установленным нормативам для хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования (не менее 4.0 мг/дм³). В то же время содержание растворенного кислорода в воде трех Пашковских озер, находящихся на востоке города, было существенно ниже – 4.7 ± 0.7 мг $\text{O}_2/\text{дм}^3$.

Максимальная электропроводность, отражающая количество растворенных в воде неорганических электролитов, была отмечена в воде Покровских озер (1390 ± 29 мкСм/см), минимальная – в воде озер Калининской балки (770 ± 101 мкСм/см).

Для половины обследованных водоемов в системе Карасунских озер установлено превышение норматива по показателю ХПК в 1.1-1.9 раз. Максимальные значения ХПК, превышающие нормативные показатели для воды поверхностных водоисточников рекреационного водопользования в черте населенных мест (30.0 мг/дм³) были отмечены в воде Покровских озер и части Пашковских озер. Это свидетельствует о поступлении органических соединений в воду.

Содержание тяжелых металлов в воде обследованных водоемов не превышало нормативов ПДК для поверхностных водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения. Однако было установлено превышение норматива содержания в воде мышьяка во всех водоемах в 3.4-9.1 раз. Максимальные концентрации обнаружены в воде восточного Пашковского озера и западного Покровского озера, минимальная концентрация – в воде озер Калининской балки.

Расширенный анализ для пяти водных объектов показал превышение нормативов по показателю БПК₅ (в 1.4-2.8 раз), содержанию нефтепродуктов (в 5-9 раз) и численности энтерококков (в 3-4 раза). Содержание неорганических соединений азота (ион аммония, нитрат-ион и нитрит-ион) было ниже установленных нормативов.

В системе Карасунских озер по показателям качества воды Пашковские озера, находящиеся в районе индивидуальной жилой застройки и промышленных объектов, и Покровские озера, находящиеся в центральной части города с интенсивным дорожным движением, относятся к категории загрязненных. Озеро Калининской балки и Университетский пруд (за исключением технического водоема-отстойника) относятся к категории умеренно загрязненных (таблица 1).

Таблица 1 – Индекс загрязнения и категория качества воды системы Карасунских озер

	Пашковские озера	Озера Калининской балки	Покровские озера
Индекс загрязнения воды (ИЗВ)	3.04	2.06	3.60
Категория	Загрязненная	Умеренно загрязненная	Загрязненная

В России на данный момент не существует действующих федеральных нормативных документов, устанавливающих уровни ПДК для тяжёлых

металлов в донных отложениях, поэтому для оценки степени их загрязнения обычно используют ПДК для почв.

Химический анализ образцов донных отложений выявил превышение нормативных показателей содержания марганца (технический водоем-отстойник) и меди (озеро Калининской балки). В 40% водоемов системы Карасунских озер отмечено повышенное содержание в донных отложениях цинка (1.1-4.0 ОДК), кадмия (1.5-4.5 ОДК), сурьмы (1.1-3.1 ОДК). Содержание мышьяка в донных отложениях превышало установленный норматив во всех водоемах (1.3-4.0 ОДК). В донных отложениях аккумулируется сера ($K_o=64,09$), мышьяк ($K_o=1,96$), кадмий ($K_o=1,89$), цинк ($K_o=1,08$) и сурьма ($K_o=1,03$).

Эколого-геохимическая оценка опасности загрязнения донных отложений системы Карасунских озер показала, что отобранные образцы обследованных водоемов соответствуют допустимому (12%), умеренно-опасному (31%) и опасному (57%) уровню санитарно-токсикологической опасности. К допустимому и умеренно-опасному уровню по степени загрязнения донных отложений можно отнести Пашковские озера ($Z_c=7.6-29.7$), к опасному – озера Калининской балки, и Покровские озера ($Z_c=31.8-65.5$).

В соответствие с суммарным экологическим риском для бентосных организмов донные отложения системы Карасунских озер характеризуются средне-низким уровнем экологического риска ($m-PEL-Q=0.46-1.31$): для донных отложений Пашковских озер $m-PEL-Q=0.60$, для озера Калининской балки – 0.89, для Покровских озер – 0.77.

Соединения тяжелых металлов в водной среде гидролизуются и взаимодействуют с другими ионами, при этом в интервале рН воды 6.5-8.5 могут образовывать трудно-растворимые гидроксиды, фосфаты и сульфиды. Для большинства металлов наиболее вероятными формами нахождения в природных щелочных и слабощелочных водах являются комплексы с органическими кислотами и гидроксокомплексы [3]. Поэтому кислотность среды будет влиять на процессы комплексообразования и трансформации различных форм металлов. При повышении рН возрастает накопление ряда тяжелых металлов в донных отложениях. Смещение кислотно-щелочного равновесия в «кислую сторону» в системе «вода-донные отложения» является основным фактором десорбции тяжелых металлов с поверхности твердых частиц и перехода их в воду [1]. Вода в системе Карасунских озер имеет щелочную реакцию среды и достаточно высокое содержание растворенного кислорода, что препятствует десорбции тяжелых металлов из донных отложений. В то же время более низкое значение рН и растворенного кислорода в восточном Пашковском озере может стать причиной десорбции тяжелых металлов из донных отложений в воду.

Заключение

Анализ гидрохимических показателей воды системы Карасунских озер показал превышение установленных нормативов БПК₅, ХПК, содержания нефтепродуктов и мышьяка. Основной вклад в загрязнение городских озер

вносит сброс неочищенных ливневых вод, содержащих нефтепродукты, и аэротехногенное загрязнение от промышленных предприятий и автотранспорта. Высокая численность энтерококков в воде может свидетельствовать о фекальном загрязнении водоемов в результате сброса неочищенных канализационных вод.

Содержание тяжелых металлов в донных отложениях характерно для городских водоемов, испытывающих техногенную и антропогенную нагрузку, и обусловлено поступлением поллютантов в результате атмосферных выпадений, поверхностного смыва с прилегающей территории и сбросом загрязненных ливневых стоков. В донных отложениях системы Карасунских озер аккумулируется сера, мышьяк, кадмий, цинк и сурьма.

Карасунские озера относятся к категории умеренно загрязненных и загрязненных. Донные отложения озер соответствуют допустимому (12%), умеренно-опасному (31%) и опасному (57%) уровню санитарно-токсикологической опасности. Загрязнение воды мышьяком отмечено для всех водоемов системы Карасунских озер и может представлять угрозу для населения при употреблении в пищу рыбы, выловленной в этих водоемах.

Список литературы

1. Власов Д.В., Шинкарева Г.Л., Касимов Н.С. Металлы и металлоиды в донных отложениях водоемов восточной части Москвы // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2019. № 4. С. 43-52.

2. Кораблина И.В., Барабашин Т.О., Геворкян Ж.В., Евсеева А.И. Тяжёлые металлы в органах и тканях промысловых рыб пресноводных объектов Северо-Кавказского региона // Труды ВНИРО. 2019. Т. 177. С. 151-166.

3. Решетняк О.С., Закруткин В.Е. Донные отложения как источник вторичного загрязнения речных вод металлами (по данным лабораторного эксперимента) // Известия вузов. Северокавказский регион. Естественные науки. 2016. № 4. С. 102-109.

4. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: АРСО, 2018. 415 с.

5. Ioannides K., Stamoulis K., Papachristodoulou C., Tziamou E., Markantonaki C., Tsodoulos I. Distribution of heavy metals in sediment cores of Lake Pamvotis (Greece): a pollution and potential risk assessment // Environmental Monitoring and Assessment. 2015. Vol. 187. N 4209. 16 p.

6. MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2000. Vol. 39. P. 20-31.

ДИНАМИКА КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕК МАЛОЙ КАТЕГОРИИ ВОДНОСТИ В
БАССЕЙНАХ ОКИ И КАМЫ В 2014-2023 ГГ.

И.П. Ничипорова, Н.А. Лямперт, О.Л. Романюк

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия, info@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: Статья посвящена оценке качества воды рек малой категории водности в бассейне Волги – бассейнов Оки и Камы за 2014-2023 гг. При анализе многолетних данных, полученных Государственной наблюдательной сетью Росгидромета, определены характерные и критические загрязняющие вещества, число случаев высокого загрязнения воды рек. Анализ комплексных оценок показал, что качество воды малых рек в течение многолетнего периода существенно не менялось, в бассейне Оки в преобладающем числе створов сохранялось на уровне 4-го класса («грязная» или «очень грязная» вода), бассейне Камы – 3-го класса («загрязненная» или «очень загрязненная»). Наибольшая доля створов, оцениваемых водой 4-го класса качества разрядов «в» и «г» («очень грязная») и 5-го класса («экстремально грязная»), расположенных на реках малой категории бассейна р. Волга, принадлежит рекам бассейна Оки.

Ключевые слова: загрязняющее вещество, класс качества воды, критические показатели, характерные загрязняющие вещества, загрязненность воды

DYNAMICS OF WATER QUALITY OF SMALL WATER CATEGORY RIVERS
IN THE OKA AND KAMA BASINS IN 2014-2023

I.P. Nichiporova, N.A. Lyampert, O.L. Romanyuk,

Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: The article is devoted to the assessment of the water quality of rivers of low water content in the Volga basin - the Oka and Kama basins for 2014-2023. When analyzing long-term data obtained by the State Observation Network of Roshydromet, characteristic and critical pollutants, the number of cases of high pollution of river water with pollutants were determined. An analysis of comprehensive assessments showed that the water quality of small rivers did not change significantly over a long period of time; in the Oka basin, in the majority of sections, it remained at class 4 (“dirty” or “very dirty” water), and in the Kama basin – class 3 (“polluted” or “very polluted”). The largest share of sections assessed as water quality class 4, categories “b” and “g” (“very dirty”) and class 5 (“extremely dirty”), located on small category rivers of the Volga River basin, belong to the rivers of the Oka basin.

Key words: pollutant, water quality class, critical indicators, characteristic pollutants, water pollution

Сеть малых рек, которых на территории Российской Федерации насчитывается свыше 2,5 млн., определяет своеобразие физико-химического состава воды, водных биоценозов, гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режим, а также качество воды средних и больших рек. Многочисленные антропогенные воздействия на водные объекты особенно ощутимо сказываются на экологическом состоянии малых рек. Загрязнение небольших рек и водоемов, испытывающих постоянную нагрузку сточными водами промышленных, сельскохозяйственных комплексов и населенных пунктов при низкой способности к самоочищению, приобретает хронический характер, что подтверждается данными регулярных наблюдений гидрохимической сети Росгидромета, повторяющимися случаями высокого и экстремально-высокого загрязнения, высоким средним уровнем содержания загрязняющих веществ в воде.

Цель исследования: оценка качества воды, выявление тенденций и динамики уровня загрязненности воды малых рек бассейнов Оки и Камы с 2014 по 2023 гг.

Материалы и методы исследования

При выполнении работы проведен анализ гидрохимической информации, полученной Государственной наблюдательной сетью Росгидромета за период с 2014 по 2023 гг. с использованием статистических методов обработки гидрохимической информации и методики комплексной оценки качества воды [1].

Категория водного объекта у конкретного пункта наблюдений устанавливалась по среднему многолетнему расходу воды за период низкого стока в соответствии с [2].

По состоянию на 2023 г. Государственная наблюдательная сеть Росгидромета мониторинг качества воды рек малой категории водности (далее, малые реки) в бассейне Волги осуществляла на 102 водотоках, на которых расположены 113 пункта, 155 створов наблюдений; в бассейне р. Ока – на 29 водотоках, 33 пунктах, 40 створов наблюдений; в бассейне р. Кама – на 27 водотоках, 30 пунктах, 41 створе наблюдений. Ввиду того, что большинство створов малой категории водности, расположенных в бассейне Волги принадлежат бассейнам Оки и Камы (55,0 %), они были выбраны в качестве репрезентативных [3].

В бассейне Оки малые реки, оцениваемые водой 1-го и 2-го классов качества («условно чистая» или «слабо загрязненная»), встречались редко. В течение 2014-2023 гг. качество воды р. Лесной Тамбов выше г. Тамбов наиболее часто соответствовало 2-му классу, реже – 1-му классу («условно чистая» или «слабо загрязненная»), рек Крома, Орлик, Неручь, Нугрь и Истья оценивалось 2-м или 3-м классами («слабо загрязненная» или «загрязненная»).

В течение 2014-2023 гг. качество воды большинства малых рек бассейна Оки варьировало в основном в пределах 3-го и 4-го классов от уровня «загрязненная» в 22,5-37,5 % створов до уровня «грязная» и «очень грязная»

соответственно в 40,0-57,5 % и 7,50-18,0 % створов от общего числа створов, расположенных на реках. В большую часть десятилетнего периода как «очень грязная» (4-й класс разряды «в» и «г») оценивалась вода р. Мышега в черте г. Алексин, р. Яуза в черте г. Москва, р. Гусь ниже г. Гусь-Хрустальный. Низким качеством, соответствующим уровню 5-го класса («экстремально грязная»), характеризовалась вода р. Воймега во все годы рассматриваемого периода, р. Рожая – в 2018-2022 гг., р. Бужа – 2016 г., р. Закза – 2020-2022 гг., р. Пекша – 2020 г. и 2022-2023 гг., р. Ундолка 2016-2017 гг.

Характерными загрязняющими веществами воды рек были органические вещества (по БПК₅ и ХПК), аммонийный и нитритный азот, фенолы, соединения меди, железа, в отдельных реках – соединения цинка.

Число критических показателей загрязненности воды менялось от их отсутствия в реках, оцениваемых 2-м и 3-м классами качества до 3-5 в реках 4-го и 5-го классов; наиболее распространенными были аммонийный и нитритный азот, реже – легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅), в отдельных реках – органические вещества (по ХПК), соединения цинка и железа, нефтепродукты, отмечался дефицит растворенного в воде кислорода.

Высокий уровень загрязненности воды аммонийным и нитритным азотом характерен для большинства малых рек бассейна Оки, как правило, это практически все реки Московской области, преобладающее число рек Рязанской и Владимирской областей.

Ежегодно или в большую часть десятилетнего периода загрязненность воды рек Закза, Рожая и Воймега (ниже г. Рошаль) как аммонийным, так и нитритным азотом оценивалась как критическая, максимальные и среднегодовые концентрации, как правило, превышали критерий высокого загрязнения (ВЗ). Направленность изменения уровня загрязненности воды рек в 2022-2023 гг. по сравнению с 2014-2015 гг. разнообразна:

- *аммонийным азотом*: снижение в р. Мышега в среднем от 5-6 ПДК до значений ниже ПДК, р. Медвенка от 7-8 до 3 ПДК, р. Закза от 11-14 до 5-6 ПДК, р. Верда от 10-18 до 6-8 ПДК; рост в р. Пекша от 1-4 до 6-7 ПДК, стабилизация на уровне 10 ПДК и выше в большую часть десятилетнего периода в реках Рожая и Воймега;

- *нитритным азотом*: снижение в р. Мышега от 18-19 до 7-8 ПДК, р. Медвенка от 9-12 до 3-4 ПДК, р. Верда от 8-10 до 2 ПДК; рост в р. Воймега от 3-5 до 10-11 ПДК, стабилизация в р. Рожая на уровне или выше 10 ПДК.

На уровне критической оценивалась загрязненность воды рек Мышега, Закза, Рожая и Воймега (ниже г. Рошаль) легкоокисляемыми органическими веществами (по БПК₅) в течение всего десятилетнего периода; рр. Медвенка и Верда – в большую часть периода; остальных рек - в отдельные годы, когда максимальные концентрации превышали критерий ВЗ. Средний уровень загрязненности воды легкоокисляемыми органическими веществами (по БПК₅) возростал: в р. Мышега от 4,41-10,1 мг/л в 2014-2017 гг. до 31,3-34,9 мг/л в 2021-2023 гг., р. Рожая от 6,73-8,92 мг/л в 2014-2015 гг. до 10,4-18,0 мг/л в последующие годы; р. Закза от 7,15-8,07 мг/л в 2014-2016 гг. до 10,1-13,4 мг/л в

2017-2019 гг. с последующим снижением до 6,46-8,85 мг/л в 2020-2023 гг.; р. Воймега (ниже г. Рошаль) сохранялся высоким, превышающим критерии ВЗ (12,8-19,1 мг/л) в большую часть многолетнего периода.

Органические вещества (по ХПК) относились к критическим показателям загрязненности воды р. Воймега в течение 2014-2023 гг., р. Мышега – 2018-2023 гг., р. Ундолка – 2016-2017 гг. и 2021 г.; соединения железа – р. Ундолка, р. Воймега, р. Нерская ниже с. Куровское во все годы десятилетнего периода; максимальные величины приближались или достигали критерия ВЗ.

Случаи дефицита растворенного в воде кислорода наиболее часто фиксировали в реках Ундолка, Воймега, Пекша, Гусь (ниже г. Гусь-Хрустальный).

Высокое содержание в воде рек Пра и Бужа органических веществ (по ХПК) и соединений железа на уровне критерий ВЗ, а также дефицит растворенного в воде кислорода обусловлены заболоченностью водосбора.

Реже к критическим показателям загрязненности воды относились: нефтепродукты в р. Яуза (2017-2020 гг. и 2023 г.); соединения цинка – р. Рожая (2019-2022 гг.), р. Нерская (2022-2023 гг.) и р. Яуза (2017-2022 гг.); среднегодовые концентрации нефтепродуктов достигали 11-18 ПДК, соединений цинка 4-6 ПДК.

В 2020-2023 гг. по сравнению с предыдущими годами возрос уровень загрязненности воды р. Мышега формальдегидом в среднем от значений ниже ПДК до 2-4 ПДК, максимальные концентрации превышали критерий высокого загрязнения (ВЗ), в 2023 г. – экстремально высокого загрязнения ЭВЗ (6,2 ПДК).

Ухудшение качества воды отмечалось в:

– р. Лесной Тамбов г. Рассказово в 2023 г. в фоновом створе от уровня 1-2-го классов («условно чистая» или «слабо загрязненная» вода) до уровня 3-го класса («очень загрязненная»), в замыкающем – от 3-го класса («загрязненная») до 4-го класса («грязная») в результате возрастания до критического уровня загрязненности воды нитритным азотом;

– р. Воронка д. Ясная Поляна в 2017-2023 гг. от 3-го класса качества («загрязненная» и «очень загрязненная» вода) до 4-го («грязная») в результате роста уровня загрязненности воды легкоокисляемыми органическими веществами (по БПК₅);

– р. Пекша г. Кольчугино в 2020 г. и 2022-2023 гг. – от 4-го класса («грязная или «очень грязная») до 5-го класса («экстремально грязная») по причине возрастания уровня загрязненности воды аммонийным азотом, соединениями меди.

Улучшение качества воды наблюдали в 2022-2023 гг.: р. Истья д. Поповичи от уровня 3-го класса («загрязненная» вода) до уровня 2-го класса («слабо загрязненная» вода); р. Трубеж от уровня 4-го класса («грязная») до 3-го класса («загрязненная» или «очень загрязненная» вода) в результате уменьшения числа случаев превышения ПДК отдельными загрязняющими веществами.

В бассейне Камы в течение последних десяти лет малые реки, оцениваемые водой 1-го класса качества («условно чистая») не выявлены. До 2-го класса улучшалось качество («слабо загрязненная») воды в 2016 г. и 2023 г. р. Лысьва, выше г. Лысьва, в 2022 г. – р. Инзер, в 2018 г. – р. Киги, в 2020 и 2022-2023 гг. – р. Усень ниже г. Туймазы.

В основном наблюдалась стабилизация степени загрязненности воды малых рек бассейна Камы комплексом загрязняющих веществ в пределах двух качественных категорий – вода оценивалась 3-м классом разрядов «а» и «б», как «загрязненная» в 27,9 % створов, как «очень загрязненная» в 31,9 % створов. В отдельные годы в некоторых створах наблюдали периодическое повышение загрязненности воды и переход по качеству в разряд «грязных» 4-го класса. На протяжении всего десятилетнего периода вода рек Северушка, Уфалейка, Ай, Шошма, Степной Зай, Бугульминский Зай стабильно соответствовали уровню 4-го класса разрядов «а» и «б» («грязная» вода). Качество воды рек Северушка, Мияки, Степной Зай ухудшалось до уровня 4-го класса разряда «в» («очень грязная» вода») в 2014-2016 и 2021-2023 гг.

Наиболее часто характерными загрязняющими веществами воды большинства рек были соединения меди, марганца, железа, органические вещества (по ХПК); в отдельных реках к ним добавлялись соединения цинка, нитритный азот, редко – фенолы, нефтепродукты, аммонийный азот, легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅), сульфаты.

Количество критических показателей загрязненности воды по створам менялось от их отсутствия до 1-4; наиболее распространенными являлись соединения марганца, железа, аммонийный и нитритный азот, в меньшей степени – нефтепродукты, сульфаты, легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅), соединения меди и цинка, реже – соединения никеля и растворенный в воде кислород.

Водные объекты бассейна Камы практически повсеместно характеризуются наличием устойчивой загрязненности воды соединениями металлов - марганца, железа, меди, реже цинка, что обусловлено как антропогенными факторами, так и естественными процессами, возникающими в экстремальных условиях в различных ситуациях: проливные дожди, сход лавин и оползней, способствующих разрушению горных пород и вымыванию из них соединений металлов.

Стабильно повышенное содержание соединений марганца отмечалось во всех рассматриваемых водных объектах в среднем в пределах 2-23 ПДК. Экстремально высокий уровень загрязненности воды соединениями марганца наблюдался в 2014-2021 гг. в р. Северушка, высокий практически ежегодно в р. Уфалейка, в 2015 и 2022 гг. в р. Тойма, в 2015-2016 гг. в р. Степной Зай выше г. Заинск.

Наиболее высокое содержание соединений железа фиксировали в воде рек на территории Республики Башкортостан: Большой Авзян, Большой Нугуш, Ашкадар, Селеук, Киги, Мияки по среднегодовым концентрациям в основном в

пределах 3-11 ПДК, в отдельные годы разовые концентрации приближались, в воде рек Мияки и Киги достигали уровня ВЗ в 2019 г.

Загрязненность воды рек аммонийным и нитритным азотом, достигающая критического уровня, наблюдалась в большинстве створов, расположенных на территории Республики Татарстан (рр. Шошма, Мензеля, Степной Зай, Бугульминский Зай), а также в отдельных створах Свердловской (р. Северушка), Челябинской (р. Ай) областей, Республики Удмуртия (р. Иж). Среднегодовые концентрации в течение 2014-2023 гг. изменялись от величин ниже ПДК: до 6 ПДК аммонийного азота, до 13 ПДК нитритного азота. Концентрации нитритного азота превышали критерии высокого загрязнения (ВЗ) в 2022-2023 г. в р. Северушка, в 2018-2019, 2021-2023 гг. р. Ай, ниже г. Златоуст (13-15 ПДК), в 2023 г. р. Иж, 2019-2023 гг. р. Степной Зай ниже г. Лениногорск (12-22 ПДК), 2015-2023 гг. р. Бугульминский Зай.

В отдельные годы критическими показателями загрязненности воды были: рр. Ревда, Позимь и Сим соединения цинка; р. Мияки и р. Чермасан – соединения никеля; р. Северушка – фенолы; рр. Нугуш, Большой Авзян, Ай (ниже г. Златоуст) – нефтепродукты; рр. Северушка, р. Степной Зай и Бугульминский Зай – легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅).

Дефицит растворенного в воде кислорода фиксировали в воде рек Киги, Ай, Шошма в 2022-2023 гг.

Наиболее закарстованная р. Уршак, получающая повышенное подземное питание, характеризуется высокой минерализацией воды (до 2303 мг/л в 2023 г.) с повышенным содержанием сульфатов (выше критерия ВЗ) (11-12 ПДК).

Ежегодно в малых реках бассейнах Оки и Камы фиксируют случаи высокого загрязнения воды. В 2023 г. в бассейне Оки был зарегистрирован 141 случай, из них органическими веществами по БПК₅ – 39, по ХПК – 12, аммонийным азотом – 36, нитритным азотом – 23, соединениями железа – 22, цинка – 3, меди – 2, формальдегидом – 1; в бассейне Камы 37 случаев: нитритным азотом – 16, соединениями марганца – 10, по 2 случая аммонийным азотом, органическими веществами по БПК₅ и сульфатами [4].

Заключение

Качество воды большинства малых рек бассейна Оки с 2014 г. по 2023 г. менялось несущественно, сохраняясь в большинстве створов на уровне 4-го класса (50,0-65,0 % створов от общего числа створов на реках). Для ряда створов бассейна Оки, характеризующихся низким качеством воды 5-го класса («экстремально грязная»), не отмечено положительных тенденций. Наиболее напряженная ситуация сложилась на рр. Пекша, Рожая, Закза, Воймега.

Качество воды большинства малых рек бассейна Камы улучшилось в период 2016-2023 гг., оцениваясь 3-м классом (51,8-78,6 % створов от общего числа створов на реках). В течение 2014-2023 гг. сохраняется наиболее высокий уровень загрязненности воды (4-й класс качества разряды «а»-«в») рек Северушка, Уфалейка, Шошма, Степной Зай, Бугульминский Зай.

Ухудшение качества воды отмечалось в рр. Лесной Тамбов, Воронка, Пекша, Куса, Иж, Степной Зай; улучшение – рр. Истья, Трубеж, Дема, Усень.

Анализ показал, что наибольшая доля створов, расположенных на малых реках с водой низкого качества (4-й класс разряды «в» и «г» и 5-й класс) от общего числа створов на малых реках в бассейне Волги принадлежит бассейну Оки. Такие створы в притоках Оки встречались ежегодно: 2,00-4,90 % и 1,32-3,29 % соответственно; в притоках Волжских водохранилищ – в отдельные годы в 0,68 % и 0,64-0,68 %; в притоках Камы – в 2014-2016 гг. и 2021-2023 гг. в 0,66-1,29 %, створы, оцениваемые водой 5-го класса качества, отсутствовали.

Результаты многолетних наблюдений за состоянием водных объектов показали, что в отдельных малых реках Российской Федерации, несмотря на тенденцию сокращения объема сбросов неочищенных сточных вод, сохраняется высокий уровень загрязненности воды.

Следует отметить, что в рамках режимных гидрохимических наблюдений Росгидромета не всегда можно отследить необратимые изменения, которые чаще всего формируются именно в пределах водосборов малых рек. Ввиду этого возникает необходимость регулярно контролировать качество воды малых рек в рамках локального мониторинга на уровне субъектов федерации.

Список литературы

1. ГОСТ Р 59024-2020 Охрана окружающей среды. Поверхностные и подземные воды. Классификация водных объектов
2. Ежегодник «Качество поверхностных вод Российской Федерации за 2022 г.» / Под ред. М.М. Трофимчука. – Воронеж, 2023 – 636 с.
3. Реки и озёра Российской Федерации (ресурсы, режим и качество воды) 2023 год : Справочное издание Водный кадастр Российской Федерации / ФГБУ "ГГИ". – Санкт-Петербург : ООО «РИАЛ», 2024. – 129 с.
4. РД 52.24.643-2002 Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. – 49 с.

ПРАКТИКА АРБИТРАЖНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ВЕЛИЧИНЕ ТОКСИЧНОЙ КРАТНОСТИ РАЗБАВЛЕНИЯ

Г.А. Оболдина, К.И. Андреева, П.Д. Засыпкин

Уральский филиал Российского научно-исследовательского института комплексного использования и охраны водных ресурсов (ФГБУ РосНИИВХ), г. Екатеринбург, Россия, elizgalina@mail.ru

Аннотация: проведено токсикологическое исследование проб воды из исследуемых створов наблюдений Северского водохранилища (г. Полевской). Определены величины токсичной кратности разбавления (ТКР). Представлена динамика показателя по сезонам. Проведён анализ полиномиальных кривых динамики ТКР.

Ключевые слова: биотестирование, токсичная кратность разбавления (ТКР), тренд ТКР, биотические показатели, оценка состояния водной экосистемы, анализ полиномиальных кривых тренда

PRACTICE OF ARBITRATION ASSESSMENT OF THE STATE OF AQUATIC ECOSYSTEMS BY THE VALUE OF TOXIC DILUTION FACTOR

G. A. Oboldina, K.I. Andreeva, P.D. Zasyupkin

Ural branch of the Russian Research Institute for Complex Use and Protection of Water Resources (RRICUPWR), Yekaterinburg, Russia, elizgalina@mail.ru

Abstract: a toxicological study of water samples from the studied observation sections of the Severskoye Reservoir (Polevskoy) was conducted. The values of the toxic dilution factor (TDF) were determined. The dynamics of the indicator by seasons are presented. An analysis of the polynomial curves of the TDF dynamics was conducted.

Key words: biotesting, toxic dilution factor (TDF), TDF trend, biotic indicators, assessment of the state of the aquatic ecosystem, analysis of polynomial trend curves

В настоящее время не найден компромисс требований для высокоинтегрированных, иерархически организованных, непредсказуемых продукционно-энергетических процессов, протекающих в водных экосистемах с точки зрения их благополучия. Но установлен факт, что «реакция экосистемы на изменение факторов среды отличается от реакции организма. Организм в ответ на изменение факторов изменяет функцию, сохраняя структуру, а экосистема, наоборот, меняет структуру, сохраняя функцию» [2]. Поэтому масштаб диагностики состояния водных экосистем имеет особое значение [1].

Складывается понимание, что решение проблемы интегральной экологической оценки состояния водных объектов лежат не в области биоты, а

в области импактного гидрохимического мониторинга базового фундаментального качества вод с его макроскопическими подходами в описании сложных самоорганизующихся систем [3].

Анализ динамики энтропийного индекса (ЭИ) позволил выявить ряд общих закономерностей, присущих водным объектам различной типологии. Сделан вывод, что только стационарное состояние характеризует экосистему как целостную структуру и адекватно отображает условия среды обитания [5].

Состояние водной экосистемы оценивалось по динамике качества вод в сечении створов 5А, 5Б, 5, 6А, 6Б (рисунок 1).



Рисунок 1 – Расположение створов исследования

Проведено несколько серий токсикологического исследования отобранных проб воды в лаборатории ФГБУ РосНИИВХ [4].

Тест-объектом при проведении экспериментов являлась зелёная протококковая культура водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris Beijer*). Оборудование для проведения токсикологических экспериментов представлено культиваторами КВМ-05, культиватором водорослей КВ-05 и измерителем оптической плотности ИПС-03.

Исследование токсичности проб проводилось специалистами, прошедшими специальное обучение и имеющими подтверждающие документы. Результаты токсичности проб воды могут служить для дифференциации антропогенной нагрузки и в качестве дополнительного

арбитражного критерия, применяемого для оценки качества вод и состояния в установленных створах.

Определение токсичности в исследуемых пробах сводится к установлению величины токсичной кратности разбавления (ТКР), при которой вода не оказывает токсичного воздействия на тест-объект.

Для оценки состояния водной экосистемы использованы динамика и статистическая обработка её в исследуемых створах. Степень благополучия экологического состояния водного объекта оценивают для равновесной водной экосистемы путём визуализации и интерпретации термодинамических характеристик динамики данных мониторинга и признают тем лучше, чем меньше отличается значение коэффициента достоверности аппроксимации фактической полиномиальной динамики второй степени R^2 от 1,0.

При необходимости арбитражной диагностики состояния водной экосистемы сопряженно используют внутригодовую динамику гидробиологических характеристик (планктона, зоопланктона, различных комплексных показателей качества донных отложений), для которых устанавливают величину достоверности аппроксимации R^2 полиномиального тренда второй степени, визуализирующего прогнутую (левую) часть сигмоиды (стабильной динамики логистической кривой) или выгнутую (правую) часть сигмоиды (портрет нестабильной динамики логистической кривой). Для арбитражного подтверждения полученного вывода используют диагностику водной экосистемы по биотическим маркерным показателям.

Необходимо отметить, что арбитражная оценка состояния водной экосистемы в исследуемых створах наблюдений Северского водохранилища исследована по нескольким биотическим показателям, таким как: хлорофилл «а», зоопланктон, ТКР, которые подтвердили истощение качества вод и выявление определённой стадии деградации состояния водной экосистемы.

Результаты, полученные при исследовании токсичности проб воды, представлены на рисунках 2-4. Пунктирными линиями приведён характер полиномиальных линий тренда второй степени, для которых на диаграммы помещены величины достоверности аппроксимации R^2 .

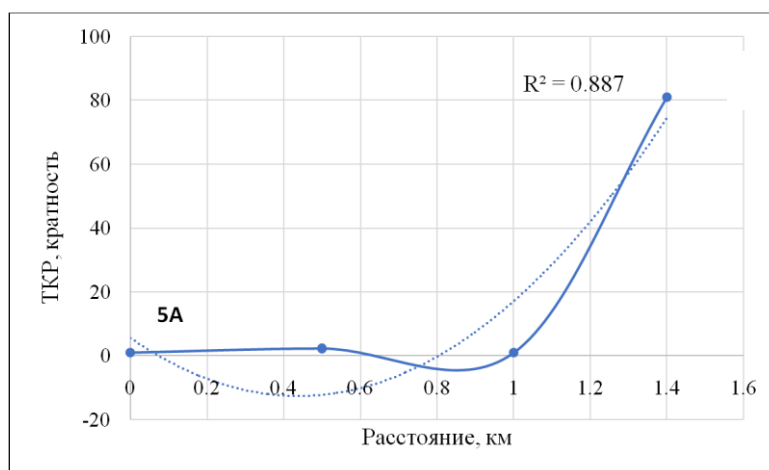


Рисунок 2 – Динамика ТКР в сечении створов 5А, 5Б, 5, 6А южной части Северского водохранилища (март 2025 г.)

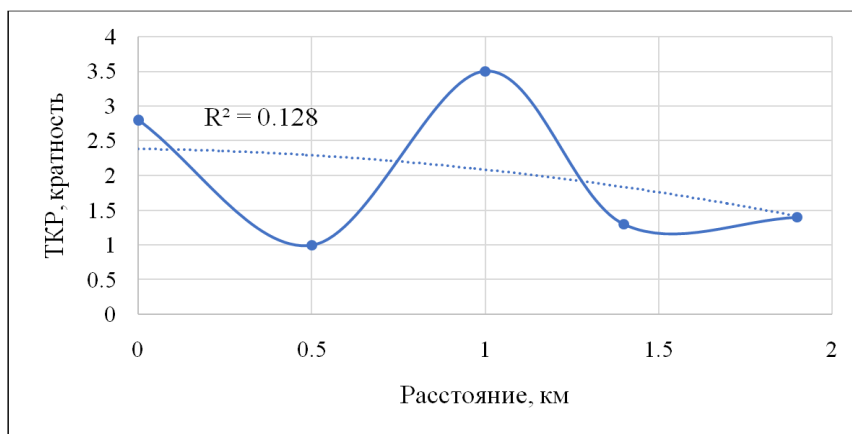


Рисунок 3 – Динамика ТКР в сечении створов 5А, 5Б, 5, 6А, 6Б южной части Северского водохранилища (июнь 2025 г.)

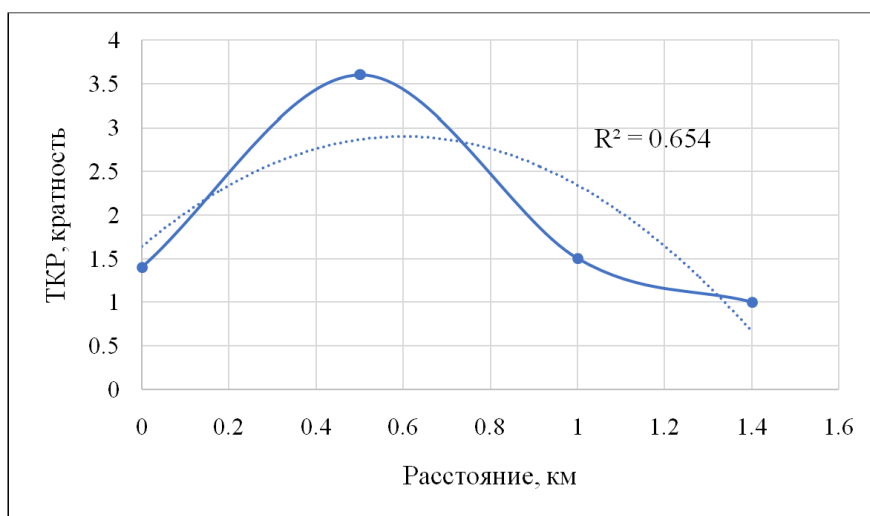


Рисунок 4 – Динамика ТКР в сечении створов 5А, 5Б, 5, 6А южной части Северского водохранилища (июль 2025 г.)

Представленные диаграммы визуализируют изменяющийся характер состояния водной экосистемы. Так, в марте наблюдается «прогиб» полиномиальной кривой, что свидетельствует о развитии водной экосистемы, в апреле – «выгиб», что характеризует наличие признаков состояния истощения. В июне наблюдается модуляция: на фактической динамике наблюдаются как прогибы, так и выгибы – состояние развития сменяется истощением, система не стабильна, но к июлю она стабилизируется, и по характеру кривой тренда выявляется развитие.

Обработка данных мониторинга может быть проведена не только с помощью полиномиальной линии тренда второй степени, но и шестой, с получением более высокого значения R^2 . В совокупности это и уравнения трендов определяет инструментарий для математической обработки данных по исследованию состояния водных экосистем не только в сечении створов, но и во времени.

Например, на рисунках 5, 6 представлена динамика ТКР для створов наблюдений 5 и 6А за весенне-летний период, которая имеет «прогиб» или «выгиб»: прогиб – это вогнутая часть логистической кривой, характеризующая

развитие экосистемы (рисунок 6), выгиб – выгнутая часть логистической кривой, характеризующая признаки торможения самоорганизации водной экосистемы (рисунок 5). Необходимо отметить, что в точке 5 по виду кривой демонстрируется истощение водной экосистемы, в точке 6А – развитие. По ходу движения воды от створа к створу наблюдений в точке 6А водная экосистема находится в состоянии развития и достигает своего стабильного состояния, что может быть объяснено благоприятным процессом самоочищения.

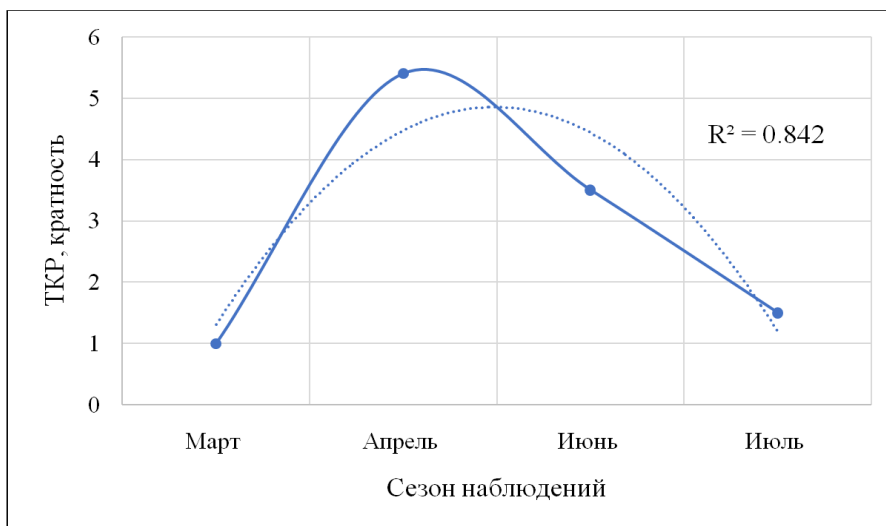


Рисунок 5 – Динамика ТКР в створе 5 за период наблюдений

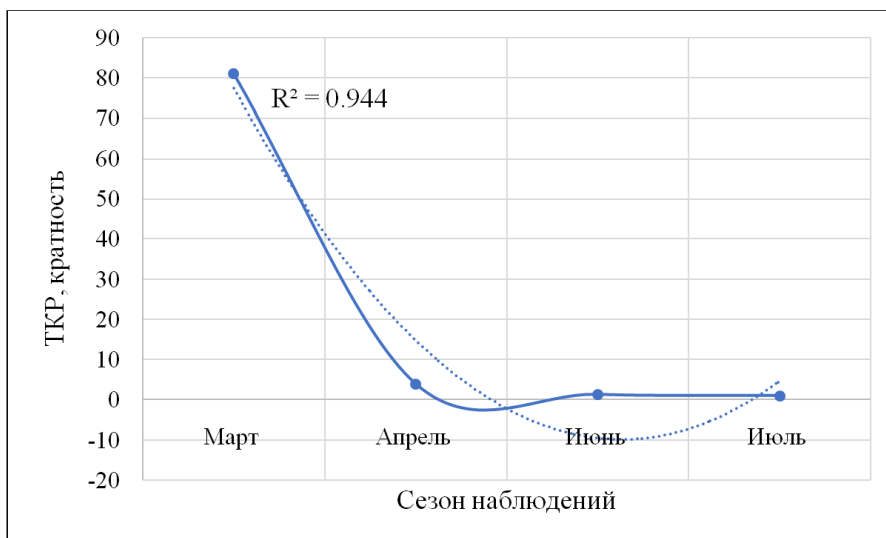


Рисунок 6 – Динамика ТКР в створе 6А за период наблюдений

Для получения динамики ТКР за год по всем исследуемым створам наблюдений, исследования ТКР будут продолжены. Полноценная динамика за год наблюдений позволит сделать полновзвешенные выводы о состоянии водной экосистемы по токсикологическому критерию, который использован арбитражным для принятия решения о степени истощения качества вод, установленного при гидрохимической оценке качества вод.

Большинство динамических характеристик самоорганизующихся систем (как гидрохимических, биотических, токсикологических показателей, так и комплексные показатели на их основе (ПАН⁶, ИТК, ТКР и др.) находятся в тесной термодинамической зависимости и характеризуют стационарное состояние водной экосистемы как целостной структуры на основе всемирно признанных логистических законов и инструментария их применения.

Базой для расчёта термодинамических характеристик служат регулярные данные, получаемые на государственной наблюдательной сети на пунктах всех категорий. Расчёт ТДХ основан на инструментальных измерениях, что исключает экспертный субъективизм при оценке состояния экосистем и сводит к минимуму операционные ошибки. Инструментальные измерения, простой алгоритм расчётов и возможность передачи данных по беспроводным каналам связи позволяют организовать мониторинг состояния водных экосистем практически в режиме реального времени. Предложенный способ оценки экологического состояния водных объектов может служить основой для оптимизации системы мониторинга состояния и загрязнения поверхностных вод суши. Данные термодинамического состояния водных экосистем в конкретных физико-химических условиях позволяют получить оценку комплексного воздействия загрязняющих веществ на экосистему локально и в целом.

Список литературы

1. Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование: на пути к обобщающей теории // Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. НИА-Природа. М.: 2013. С. 29–38.
2. Керженцев А.С. Новое перспективное научное направление // Вестник Российской академии наук. 2012. Т. 82. № 5. С. 432–440.
3. Оболдина Г.А. Альтернативный подход к методологии экологического нормирования // Водное хозяйство России. 2020. № 6. С. 63–86.
4. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 / Т 16.1:2:2.2:2.3:3.7-04. Токсикологические методы контроля. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления: издание официальное: разработана в ФГАОУ ВО «Сибирский Федеральный университет»: введена в действие взамен издания 2014 г. и действует с 25 июля 2021 г. до выхода нового издания. Красноярск, 2021. 46 с.
5. Трофимчук М.М. Практическое применение энтропийного индекса для оценки экологического состояния водных экосистем // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2024. № 2. С.23–37.

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЕТАЛЛОИДОВ В
МИКРОЧАСТИЦАХ ВЗВЕСИ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК ЮГО-
ЗАПАДНОГО КРЫМА

Е.С. Прилипова¹, А.Н. Ткаченко¹

¹ *Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия, prilipova.e.s.@gmail.com*

Аннотация: Впервые установлен химический состав частиц PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ в речной взвеси и донных отложениях рек г. Ялты, Алушты и Севастополя в летне-осенний период (2020-2021 гг.). Химический состав определялся методами ICP-MS и ICP-AES. Дана оценка пространственного распределения содержания тяжелых металлов и металлоидов в гранулометрических фракциях в речных наносах и донных отложениях. В частицах PM_1 и PM_{1-10} взвеси и донных отложениях концентрации практически всех ТММ заметно больше общих содержаний. В городской черте значительно увеличивается содержание ТММ во фракции PM_1 . Выявлено, что для речной взвеси характерна Sb-As-Cd-Bi-Zn-Pb ассоциация, для донных отложений – As-Sb-Pb-Bi-Zn-Cu.

Ключевые слова: гранулометрические фракции, фактор обогащения, Крымский полуостров, речная взвесь, донные отложения

THE CONTENT OF HEAVY METALS AND METALLOIDS IN
MICROPARTICLES IN THE SUSPENSION AND BOTTOM SEDIMENTS OF
THE RIVERS OF SOUTHWESTERN CRIMEA

E.S. Prilipova¹, A.N. Tkachenko¹

¹ *Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia, prilipova.e.s.@gmail.com*

Abstract: For the first time, the chemical composition of PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$ particles in river suspension and bottom sediments of the Yalta, Alushta, and Sevastopol rivers was determined in the summer and autumn period (2020-2021). The chemical composition was determined by ICP-MS and ICP-AES methods. The spatial distribution of heavy metals and metalloids in granulometric fractions in river sediments and bottom sediments is estimated. In the PM_1 and PM_{1-10} particles of the suspension and bottom sediments, the concentrations of almost all TMM are noticeably higher than the total contents. In the urban area, the content of TMM in the PM_1 fraction increases significantly. The Sb-As-Cd-Bi-Zn-Pb association is revealed in river suspension, and As-Sb-Pb-Bi-Zn-Cu – in bottom sediments.

Key words: granulometric fractions, enrichment factor, Crimean peninsula, river suspension, bottom sediments

Введение

В последние годы сильно возросло рекреационное использование побережья Черного моря, что обусловило необходимость изучения экологического состояния прибрежных курортных городов, таких как Севастополь [2], Ялта [5] и Алушта [3]. Особенно значительную антропогенную нагрузку испытывают малые реки, протекающие через эти города. Под воздействием коммунально-бытовых, промышленных и ливневых сточных вод в компонентах речных систем могут существенно повышаться содержания потенциально токсичных элементов, в первую очередь тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) [6]. Взвешенные частицы, перемещающиеся с речными водами, способны сорбировать тяжелые металлы и различные органические соединения [4]. Наибольшее значение в контексте воздействия на здоровье человека и переноса загрязнителей на наибольшие расстояния имеют микрочастицы.

Цель работы – оценить загрязнение взвешенных наносов и донных отложений рек Юго-Западного Крыма на основе содержаний тяжелых металлов и металлоидов в гранулометрических фракциях PM_{10} , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$.

Материалы и методы

Работа основана на результатах изучения рек, протекающих в черте г. Севастополь (Бельбек, Чёрная), г. Ялты (Учан-Су, Дерекойка) и г. Алушты (Улу-Узень, Демерджи) (рисунок 1). Отбор проб проводился в летне-осеннюю межень: в бассейнах рек Бельбек и Чёрная – в конце сентября 2020 г.; Учан-Су, Дерекойка, Улу-Узень и Демерджи – в начале июля 2021 г.

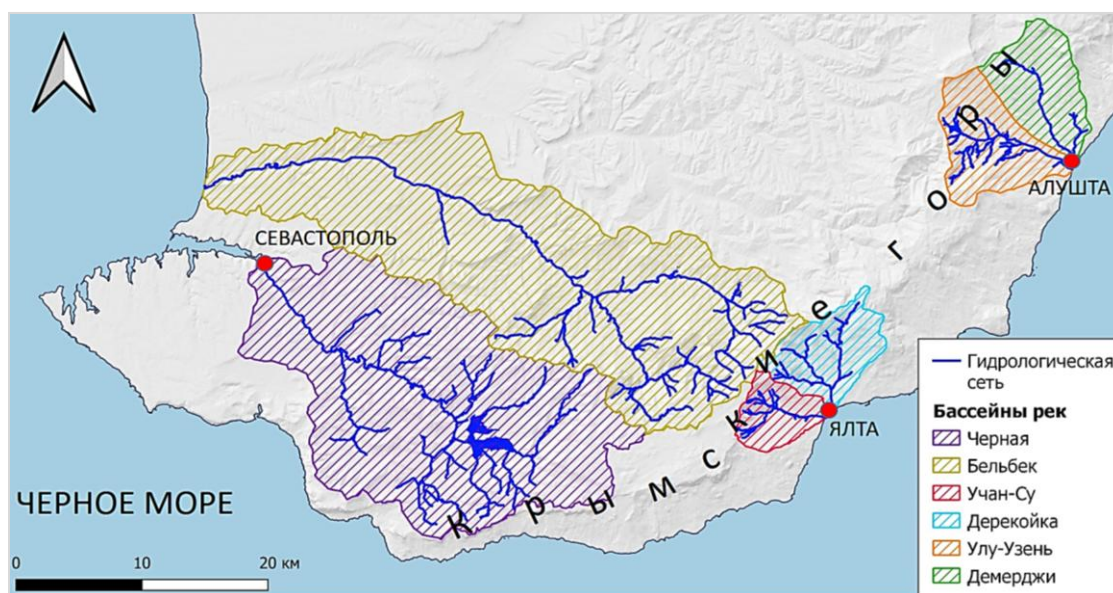


Рисунок 1 – Район исследования

Наиболее полноводными реками Крыма являются реки северо-западной группы, в данной работе это р. Черная и р. Бельбек. Реки южной группы (Учан-Су, Дерекойка, Улу-Узень, Демерджи) отличаются энергичной эрозионной деятельностью, вызванной паводками.

В лабораторных условиях проводилось фильтрование водных проб на вакуумной установке Millipore через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм. Методом центрифугирования с фильтров выделены фракции взвеси размером PM_1 , PM_{1-10} , PM_{10-50} , $PM_{>50}$. [1]. Содержания ТММ определены в Всероссийском научно-исследовательском институте минерального сырья им. Н. М. Федоровского масс-спектральным (ICP/MS) и атомно-эмиссионным методами (ICP/AES) с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре «Elan-6100» и атомно-эмиссионном спектрометре «Optima-4300».

Концентрации ТММ во взвешенных наносах и донных отложениях сравнивались с кларками верхней части континентальной земной коры [8] и среднемировыми содержаниями [7, 9]. При обработке данных использовались геохимические коэффициенты: кларк концентрации $KK = C_i/C_k$, где C_i – концентрация i -го элемента в пробе, C_k – кларк i -го элемента; коэффициент обогащения $EF = (C_i/C_{La})_{\text{образец}} / (C_i/C_{La})_{\text{земная кора}}$, где в качестве нормирующего элемента использован лантан); суммарный коэффициент обогащения $TEF = \sum EF - (n-1)$, для $EF > 1,5$, n – число элементов с $EF > 1,5$. Для анализа распределения содержаний ТММ по гранулометрическим фракциям рассчитан коэффициент D_x (отношение во фракции к общему содержанию).

Результаты и обсуждение

Донные отложения изученных рек имеют слабощелочную и щелочную реакцию среды из-за повсеместного распространения карбонатных пород, значения рН варьируют от 7,6 до 8,9. Значения электропроводности в донных отложениях увеличиваются от истоков рек к устьям, что отражает рост содержания легкорастворимых солей в почвах и минерализации грунтовых вод, а также увеличивающееся антропогенное воздействие на водотоки. Наибольшая электропроводность зафиксирована в устьях рек Бельбек и Чёрная (2200 и 2500 мкСм/см соответственно), в устьях рек Южного берега Крыма (далее ЮБК) электропроводность значительно меньше (64-161 мкСм/см).

Для гранулометрического состава донных отложений рр. Бельбек, Чёрная, Дерекойка, Улу-Узень в среднем характерна повышенная доля песка (40-67%). Для рр. Учан-Су и Демерджи доминирующей фракцией является крупная пыль (PM_{10-50}), а также значительно повышено содержание мелкой и средней пыли (PM_{1-10}). Больше содержание фракции ила (PM_1) по сравнению с другими реками характерно для Учан-Су и Дерекойки.

В донных отложениях отмечаются повышенные содержания As (1,7-4,7 КК), Sn (1,0-3,2), Cd (1,0-3,2), Sb (2,7-2,8), Pb (1,5-2,0), Bi (1,6-2,2), Zn (1,2-1,3). Данные элементы накапливаются и в дорожной пыли городов Крыма [5]. Повышенный коэффициент обогащения EF отмечен во всех реках Крыма для As (3,5-7,7 EF), Sb (3,2-5,2), Pb (2,2-5,0), Bi (2,7-3,3), Zn (2,1-3,0), Cu (1,7-3,7). В рр. Бельбек и в Чёрная также для Sn (3,7-14,5 EF) и Cd (4,5-8,9).

Концентрации ТММ в донных отложениях увеличиваются при уменьшении размера частиц (рисунок 1). По значению коэффициента D_x выделяются четыре группы элементов. Первая группа – элементы с высоким D_x : Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, V, Cs накапливаются во фракции PM_1 относительно

общего содержания более чем в два раза. Вторая группа – Ni, Mo, Co, Bi, As, Sb – накапливаются во фракции PM₁, но менее активно, чем первая группа (относительно общего содержания в 1,4-1,8 раз). Третья группа состоит из Sn, W, которые накапливаются во фракции PM₁₋₁₀ (в 4,2 и 1,3 раза больше относительно общего содержания), чем в других фракциях. Для As и Cd характерно повышенное содержание во фракции PM_{>50} (в 1,4 и 1,2 раза).

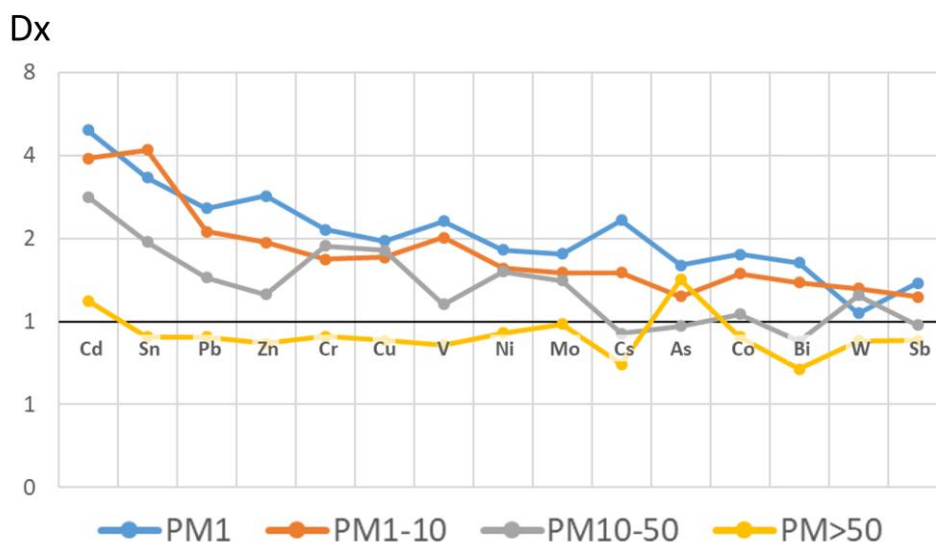


Рисунок 2 – Отношение концентраций ТММ во фракциях PM₁, PM₁₋₁₀, PM₁₀₋₅₀, PM_{>50} к общему содержанию в донных отложениях

В речной взвеси во всех реках наблюдаются высокие содержания Sb (7-12 КК), Cd (2-12), As (2-8), Bi (2-5), Zn (2-5), что превышает значения для донных отложениях в среднем в 2-3 раза. Относительно среднемировых данных [9, 7] повышены концентрации Sb, Sn, Zn, V, Mn, Bi во всех реках; Sn, Zn, Pb, Mn, As, Cd – в реках северо-западной группы (Бельбек и Чёрная); Zn, Pb, Mn в реках города Алушты (Улу-Узень и Демерджи); и Cr в реках города Ялты (Учан-Су и Дерекойка). Повышенные значения коэффициента обогащения EF во взвеси зафиксированы для Sb (7,9-37), As (3,3-20,4), Cd (1,7-19,3), Bi (2,6-8,3), Zn (2,3-7,6), Pb (1,7-4,5).

В реках северо-западной группы отмечается большее обогащение ТММ, чем в реках ЮБК (рисунок 2), речная взвесь накапливает больше Cd, As, Sn, Zn, Mn, Bi, что объясняется большей протяженностью рек, и увеличенной антропогенной нагрузкой в летний период. Реки ЮБК, относительно северо-западных, обогащены Sr, Sb, Cu, Cs, Cr, что связано с терригенным фактором.

Наблюдается увеличение содержания ТММ и мутности рек от верховья к устью, что связано с увеличивающимся антропогенным воздействием. В черте городов значительно увеличивается содержание ТММ во фракции PM₁.

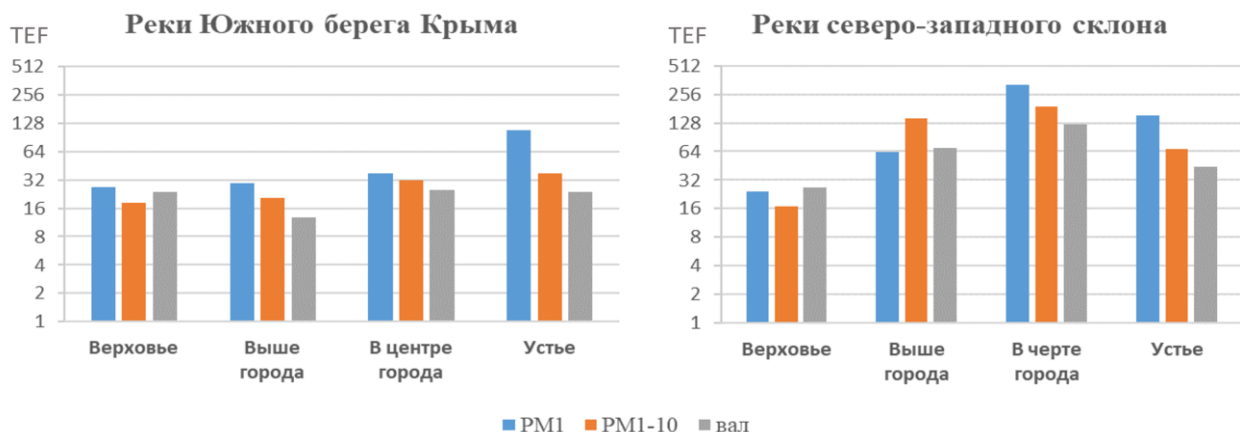


Рисунок 3 – Коэффициент суммарного обогащения (TEF) взвеси

Заключение

Содержания большинства ТММ во взвеси и донных отложениях рек Крыма выше среднемировых значений, что связано с повышенным природным фоном (Sr) и антропогенным воздействием (Sb, Cd, As, Bi, Zn, Pb, Cu). Для рек Северо-западной группы характерны более высокие содержания ТММ, чем для рек ЮБК. Во всех реках содержание ТММ во взвеси выше, чем в донных отложениях в среднем в 2-3 раза. Концентрации ТММ во фракции PM₁ и PM₁₋₁₀ взвешенных наносов и донных отложений превышают валовые содержания. В речной взвеси выделяется Sb-As-Cd-Bi-Zn-Pb ассоциация, в донных отложениях – As-Sb-Pb-Bi-Zn-Cu ассоциация.

Благодарность. Результаты получены при финансовой поддержке проекта «Потоки потенциально токсичных элементов и соединений в речных бассейнах: технологии изучения, количественная оценка и прогноз». Использованы материалы полевых исследований по проектам РГО и РФФИ.

Список литературы

1. Безбердая Л.А., Енчилик П.Р., Кошелева Н.Е. и др. Методика выделения гранулометрических фракций почв и пыли методом центрифугирования // Доклады Международного симпозиума Инженерная экология, РНТОРЭС им. А.С. Попова. – Москва. – 2023. – С. 178-182.
2. Безбердая Л.А., Касимов Н.С., Черницова О.В. и др. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах, дорожной пыли и их фракции PM₁₀ в Севастополе: уровни, источники и опасность загрязнения// Почвоведение. – 2022. – № 12. – С. 1571-1591.
3. Безбердая Л. А. Уровни накопления тяжелых металлов и металлоидов в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM₁₀ в Ялте / Л. А. Безбердая, Н. С. Касимов // Проблемы экоинформатики : Материалы XV Международного симпозиума, Москва, 06–08 декабря 2022 года / Под редакцией Ф.А. Мкртчяна. – Москва: Московское НТО радиотехники, электроники и связи им. А.С. Попова, 2022. – С. 189-193.

4. Ерина О. Н., Шинкарева Г. Л., Терешина М. А., Соколов Д.И., Ефимов В.А., Чалов С.Р., Касимов Н.С. Накопление химических элементов в микрочастицах речной взвеси // Эколого-экономическая безопасность горнопромышленных регионов: сборник научных статей. – Екатеринбург: Институт экономики Уральского отделения РАН, 2022. – С. 91-106.
5. Касимов Н.С., Безбердая Л.А., Власов Д.В., Лычагин М.Ю. Металлы, металлоиды и бенз(а)пирен в микрочастицах почв и дорожной пыли Алушты // Почвоведение. – 2019. – № 12. – С. 1524-1538
6. Касимов Н.С., Безбердая Л.А., Лычагин М.Ю. и др. Экогеохимия городов и рек Крыма (Труды Крымской комплексной экспедиции. Выпуск 1) – М.: 2022. – 384 с.
7. Савенко В.С. Химический состав взвешенных наносов рек мира / В.С. Савенко – М.: ГЕОС, 2006. – 174 с.
8. Rudnick R.L., Gao S. Composition of the continental crust // Treatise on geochemistry. – 2014. – Vol. 4. – P. 1–51.
9. Viers J., Dupré B., Gaillardet J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database // Science of The Total Environment. – 2009. – Vol. 407. – №2. – P. 853-868

РЕЗУЛЬТАТЫ КОМПЛЕКСНОГО МОНИТОРИНГА В ПРОЛИВЕ МАЛОЕ МОРЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ

С.А. Резников, О.В. Якунина, Н.Б. Тезикова, Р.А. Аджиев, А.П. Романов
Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия, info@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: На основе экологической интерпретации полученных результатов контроля состояния экосистемы озера Байкал приведены результаты комплексного мониторинга в проливе Малое Море.

Ключевые слова: озеро Байкал, донные отложения, численность фитопланктона, полициклические ароматические углеводороды

RESULTS OF COMPREHENSIVE MONITORING IN THE MALOE MORE STRAIT OF LAKE BAIKAL

S.A. Reznikov, O.V. Yakunina, N.B. Tezikova, R.A. Adzhiev, A.P. Romanov
Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: Based on the ecological interpretation of the obtained results of monitoring the state of the ecosystem of Lake Baikal, the results of integrated monitoring in the Maloe More strait are presented.

Key words: Lake Baikal, bottom sediments, phytoplankton abundance, polycyclic aromatic hydrocarbons

Многолетний комплексный мониторинг оз. Байкал осуществляется подразделениями Росгидромета в районах озера наиболее подверженных антропогенному загрязнению и в районе продольного разреза.

С 2019 года, в рамках проведения работ по совершенствованию и расширению гидрохимического и гидробиологического мониторинга, начались наблюдения в районе пролива Малое Море, отделяющего остров Ольхон от материка. В данном районе наблюдается активное развитие туризма, что в свою очередь может привести к увеличению антропогенной нагрузки на окружающую среду, включая загрязнение воды. Пробы воды и донных отложений отбирали на трёх станциях, расположенных в южной, центральной и северной части пролива в весенне-летний (июнь) и осенний (сентябрь) сезоны наблюдений (рисунок).

В настоящее время гидрохимический анализ не выявил существенных изменений в содержании главных ионов в воде Малого Моря. По данным гидрохимического мониторинга проводимого в 2019-2024 гг. концентрация главных ионов изменялась в интервале 93-99 мг/л. Нарушение постоянства содержания главных ионов отмечалось локально – в поверхностном слое воды на станции расположенной вблизи посёлка Хужир. Район характеризуется

низким содержанием биогенных веществ, концентрация которых незначительно варьирует в зависимости от времени года.

Концентрация кислорода в северной и средней части пролива в летний период близка к нормальному насыщению. В южной части летом наблюдается повышенная концентрация кислорода, что связано с фотосинтетической деятельностью фитопланктона, обильно развивающегося в этой части пролива.



Рисунок – Схема расположения станций отбора проб в проливе Малое Море

Поверхностный слой (пелоген) донных отложений исследуемого района, в литологическом плане, представлен глинистыми илами бурого цвета, в которых присутствуют разнотельные корочки – конкреции гидроокислов соединений железа и марганца ржавого цвета.

Наиболее характерным показателем состояния экосистемы озера является содержание растворенного кислорода в грунтовой воде озера. В июне 2024 г. среднее содержание растворенного кислорода в Малом Море составляло 12,1 мг/л. Максимальное содержание растворенного кислорода наблюдалось в пробе, отобранной в южной части Малого Моря в центре разреза мыс. Кобыля Голова – мыс Улан в июне 12,8 мг/л на глубине 27 м, в сентябре в створе пос. Хужир в 1,6 км от берега 10,3 мг/л на глубине 32 м (таблица 1).

Среднее содержание минерального азота в Малом Море в июне составляло 0,078 мг/л, что в 2,4 раза ниже, чем в июне 2023 г. Максимальное содержание минерального азота отмечалось в северной части Малого Моря на глубине 230 м на разрезе устье р. Зундук – мыс Хобой (0,099 мг/л). В 2024 г в исследуемом районе летучие фенолы в пределах 1 ПДК были обнаружены только в пробах в северной части пролива.

В сентябре 2024 г. наблюдалось небольшое увеличение растворенного кислорода в грунтовой воде 9,8 мг/л (8,4 мг/л в 2023 г.). В этот период отмечено некоторое увеличение среднего содержания азота минерального (0,071 мг/л) по сравнению с сентябрем 2023 г. (0,063 мг/л). Содержание фосфора фосфатов в июне 2024 г. было 0,012 мг/л, что больше, чем в июне 2023 г. 0,008 мг/л, в

сентябре 2024 г. значение этого показателя увеличилось по сравнению с сентябрем прошлого года наблюдений с 0,005 до 0,012 мг/л.

Таблица 1 – Гидрохимическая характеристика грунтовой воды в Малом Море в 2023-2024 гг., мг/л (числитель – пределы значений, знаменатель – среднее значение)

Год	Месяц	Растворенный кислород	Азот минеральный	Фосфор фосфатов	Летучие фенолы
2023 г.	июнь	<u>11,4-12,4</u> 12,0	<u>0,182-0,186</u> 0,184	<u>0-0,022</u> 0,008	-
	сентябрь	<u>7,27-9,24</u> 8,40	<u>0,004-0,194</u> 0,063	<u>0,002-0,011</u> 0,005	-
2024 г.	июнь	<u>11,4-12,8</u> 12,1	<u>0,058-0,099</u> 0,078	<u>0,008-0,016</u> 0,012	<u>0-0,001</u> 0
	сентябрь	<u>9,20-10,3</u> 9,80	<u>0,026-0,118</u> 0,071	<u>0,006-0,015</u> 0,012	<u>0-0,001</u> 0,001

По данным геохимического анализа донных отложений в Малом Море в 2024 г. наблюдался рост среднегодовых значений содержания лигнино-гумусового комплекса (ЛГК) до 1,52 %, легкогидролизуемых углеводов (ЛГУ) до 0,49 % и трудногидролизуемых углеводов (ТГУ) до 0,66 %. Содержание сульфидной серы осталось без изменений и составляло 0,001 % (таблица 2).

Таблица 2 – Геохимическая характеристика донных отложений в проливе Малое Море, 2023 -2024 гг., % (числитель – пределы значений знаменатель – среднее значение)

Год	Азот органический	Углерод органический	ЛГУ	ТГУ	ЛГК	ТГУ+ЛГК Общая органика	Сульфидная сера
2023	<u>0-0,39</u> 0,12	<u>0,16-3,14</u> 1,22	<u>0,08-0,51</u> 0,24	<u>0,09-0,98</u> 0,48	<u>0,80-1,48</u> 1,15	<u>23-89</u> 60	<u>0-0,006</u> 0,001
2024	<u>0,04-0,40</u> 0,18	<u>0,18-2,59</u> 0,93	<u>0,08-1,28</u> 0,49	<u>0,20-1,40</u> 0,66	<u>0,30-2,44</u> 1,52	<u>32-81</u> 55	<u>0-0,006</u> 0,001

Поступление органико-минеральной взвеси в донные отложения в проливе Малое Море может считать в определенной мере условными характеристиками при проведении мониторинга. Тем не менее, данное поступление указывает на превышение отдельных показателей здесь в сравнении с другими наблюдаемыми районами озера.

В 2024 г. содержание полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в донных отложениях Малого Моря составляло в июне 53,6 нг/г с.о. и определялось как слабое загрязнение [1].

Содержание бенз(а)пирена в донных отложениях Малого моря в июне 2024 г. изменяясь в пределах от 0,2-1,7 нг/г с.о. при среднем значении 0,7 нг/г с.о. Концентрация арена, согласно приведенной Шкале [1] для глинистых илов водоемов, находилась в пределах фоновых значений – менее 5,00 нг/г с.о. и была самой низкой с 2021 г. (таблица 3).

Таблица 3 – Среднее содержание бенз(а)пирена в донных отложениях Малого моря, в 2020-2024 гг., нг/г с.о. (числитель - пределы значений, знаменатель – среднее значение)

Полигон	Годы наблюдений				
	2020 г.	2021 г.	2022 г.	2023 г.	2024 г.
Малое море (содержание в илах)	$\frac{0,10-0,80}{0,30}$	$\frac{0,10-2,30}{1,10}$	$\frac{0,10-14,4}{5,50}$	$\frac{0,30-1,50}{0,80}$	$\frac{0,20-1,70}{0,70}$

С 2019 г. впервые Росгидрометом начаты наблюдения за состоянием гидробионтов в проливе Малое море. Максимальные показатели развития гидробионтов представлены в таблице 4.

Таблица 4 – Максимальное развитие гидробионтов в проливе Малое море в 2019-2024 гг.

Группы гидробионтов	Июнь	№ станции	Сентябрь	№ станции
Бактериопланктон кл/мл	$\frac{17 - 832}{329}$	М - 3	$\frac{70 - 955}{294}$	М - 1
Бактериобентос тыс.кл/г	$\frac{2,7 - 135}{41}$	М - 3	$\frac{3 - 161}{31}$	М - 2
Фитопланктон численность тыс.кл/л биомасса мг/м ³	$\frac{1003 - 4353}{2620}$	М - 2	$\frac{545 - 10878}{2895}$	М - 1
	$\frac{593 - 2834}{1190}$	М - 2	$\frac{183 - 2817}{686}$	М - 1
Зоопланктон численность тыс.экз./м ³ биомасса мг/м ³	$\frac{4 - 7}{6}$	М - 1	$\frac{5 - 31}{20}$	М - 2
	$\frac{84 - 219}{140}$	М - 1	$\frac{51 - 374}{222}$	М - 2

За весь период наблюдений по микробиологическим показателям в июне наиболее загрязненной была вода, и донные отложения в северной части пролива, составляя 329 кл/мл и 41 тыс. кл/г вл. ила.

В сентябре наибольшее развитие микрофлоры в воде отмечалось в южной части пролива, численность гетеротрофов здесь достигала в воде 294 кл/дм³, в донных отложениях в центральной части 31 тыс. кл/г вл. ила. Углекислородфиксирующие бактерии обнаружены повсеместно, их численность в воде была максимальной 1 тыс. кл/дм³ в южной части пролива, в районе паромной переправы. В донных отложениях эти бактерии обнаруживались

повсеместно, составляя от 1 до 10 тыс. кл/г вл. ила. Фенолоксиляющие бактерии в воде отмечались на всей исследованной акватории, их численность была низкой, достигая в отдельные годы 17 кл/см³, в донных отложениях они не обнаружены.

Максимальное развитие фитопланктона по результатам среднемноголетних наблюдений в июне отмечалось в центральной части пролива, где численность составила 2620 тыс. кл/л при биомассе 1190 мг/м³, в сентябре - в южной части пролива, составляя по численности 2895 тыс. кл/л при биомассе 686 мг/м³.

В оба сезона наблюдений лидирующее положение занимали типичные представители байкальского фитоценоза *Monoraphidium pseudomirabile* (Korschik.) Hindák et Zagorenko, *Chrysochromulina parva*. Весной к ним присоединялись *Koliella longiseta* f. *variabilis* Nygaard и *Synedra acus* Kütz. var. *acus*. Осенью - *Rhodomonas pusilla* (Bachmann) Javornicky, *Dinobryon sociale* Ehr. var. *sociale*, Водоросли рода *Spirogira* Link. в пробах фитопланктона не были обнаружены. В сентябре 2023-2024 гг. спирогира обнаружена в пробах зоопланктона, отобранных в центральной и северной части мелководья. В предыдущие годы наблюдений обрывки нитей спирогиры отмечались только один раз в сентябре 2021 г. в северной части Малого моря. В донных отложениях спирогиры впервые наблюдалась в сентябре 2024 г. в южной и центральной части мелководья.

Максимальное развитие зоопланктона по результатам среднемноголетних наблюдений в июне наблюдалось в южной части пролива, составляя по численности 6 тыс. экз./м³, по биомассе 140 мг/м³, в сентябре – в центральной части пролива напротив п. Хужир в 1,6 км от берега, 20 тыс. экз./м³ и 222 мг/м³ соответственно.

В зоопланктонном сообществе в июне была многочисленна группа Calanoida, где доминировал рачок *Epischura baicalensis* Sars. 1900, составляя до 32 %. в сентябре - представители группы Rotifera, где преобладали коловратки *Keratella quadrata* Müller, 1786, *Kellicottia longispina* Kellicott, 1879, *Filinia terminalis* Plate, 1886 и группа каланоида - *Epischura baicalensis* Sars. 1900.

Отбор проб зообентоса проводился с 2021 г. на глубинах: в южной части 28-33 м, средней – 30-35 м, северной 230-315 м. Численность и биомасса зообентоса в Малом Море представлены в таблице 5. За четыре года наблюдений численность и биомасса зообентоса достигала наибольших значений в центральной части пролива, составляя в среднем 17,1 тыс. экз./м², при биомассе 37,6 мг/м³, олигохетный индекс здесь составил 69 %.

Наименьшие значения численности и биомассы наблюдались в северной части пролива составляя в среднем 0,53 тыс. экз./м², при биомассе 8,7 мг/м³, олигохетный индекс равнялся 47 %. В этой части пролива отбор проб проводился с глубин более 230 м. Низкие значения вышеперечисленных показателей зообентоса не являются доказательством благополучия в этой части пролива, так как с увеличением глубины численность и биомасса бентосных организмов уменьшается.

Таблица 5 – Численность и биомасса зообентоса в проливе Малое море в 2021 – 2024 гг.

№ станции; глубина	ед. изм.	2021	2022	203	2024	2021 – 2024 гг.
М – 1; 28 – 33 м	числен. экз./м ²	13875	3330	13450	15263	$\frac{3330 - 15263}{11480}$
	биомасса г/м ²	34,6	10,3	25,1	21,8	$\frac{10,3 - 25,1}{23,0}$
М – 2; 30 – 35 м	числен. экз./м ²	19725	13913	17588	17038	$\frac{13913 - 19725}{17066}$
	биомасса г/м ²	33,8	29,4	44,0	43,2	$\frac{29,4 - 44,0}{3706}$
М – 3; 270 – 315 м	числен. экз./м ²	839	475	575	225	$\frac{225 - 839}{529}$
	биомасса г/м ²	13,2	0,27	21,2	0,07	$\frac{0,07 - 21,2}{8,7}$

За весь период наблюдений донное сообщество было сформировано олигохетами и амфиподами. Моллюски обнаружены на 2-х станциях в южной и центральной части мелководья, составляя до 7 % численности и до 19 % биомассы зообентоса. В основном представители класса Gastropoda, среди них преимущественно моллюски рода *Baikalia*. В пробах было обнаружено 29 видов амфипод, принадлежащих к родам *Micruropus*, *Echiuropus* и *Crypturopus*. Наиболее часто встречались амфиподы рода *Micruropus*. Максимальная численность рачков отмечалась в пробах на станции в центральной части мелководья в створе п. Хужир в 1,6 км от берега.

За период 2019-2024 гг. повышенная численность и биомасса отдельных групп гидробионтов наиболее часто в весенне-летний сезон отмечалась в центральной и северной, в осенний сезон в южной части малого моря.

Интенсивное освоение прибрежной территории бухт и заливов Малого моря, связанное с развитием туризма и отдыха, отсутствием здесь достаточной очистки сбрасываемых сточных вод, требует дальнейшего продолжения наблюдений и увеличения станций отбора проб до пяти - шести станций, располагая их в мелководной части.

Список литературы

1. Трапидо М.А. Распределение канцерогенных ПАУ и мониторинг водной среды (на примере водоёмов Прибалтийского региона). / Автореферат диссертации канд. биол. наук. – Л., 1985, 20 с.

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ И ВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ
ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ (ПАУ) В
ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ СЕВЕРНОЙ ОКОНЕЧНОСТИ ОЗЕРА БАЙКАЛ

А.П. Романов

¹*Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия,
a.romanov@gidrohim.mecom.ru*

²*Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия*

Аннотация: Приведены результаты выполненных в 2013, 2018 и 2023 гг. исследований распределения в донных отложениях на севере оз. Байкал полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Полученные данные о содержании индивидуальных ПАУ, их сумм, для каждого года исследования были интегрированы в Геоинформационную Систему (QGIS). Это позволило создать серию карт-схем, наглядно отображающих пространственное распределение и уровень загрязнения донных отложений ПАУ в исследуемом районе за три временных среза.

Ключевые слова: оз. Байкал, донные отложения, полициклические ароматические углеводороды, Байкало-Амурская магистраль

THE SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF POLYCYCLIC
AROMATIC HYDROCARBONS (PAHS) IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF
THE NORTHERN TIP OF LAKE BAIKAL.

A.P. Romanov

¹*Hydrochemical institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru*

²*Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia, fizgeo@sfnu.ru*

Abstract: The results of the distribution studies carried out in 2013, 2018 and 2023 in bottom sediments in the north of the lake are presented. Baikal polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). The obtained data on the content of individual PAHs, their amounts, for each year of the study were integrated into the Geographic Information System (QGIS). This made it possible to create a series of schematic maps that visually display the spatial distribution and level of contamination of bottom sediments with PAHs in the study area over three time slices.

Key words: lake Baikal, bottom sediments, polycyclic aromatic hydrocarbons, Baikal-Amur highway

Озеро Байкал, крупнейшее пресноводное озеро России, обладает не только огромной культурной значимостью для народов Сибири и всей страны, являясь объектом всемирного наследия ЮНЕСКО, но и представляет собой один из важнейших стратегических ресурсов нашей страны. Байкал – это гигантский

резервуар чистой пресной воды, уникальная экосистема с эндемичными видами и живое свидетельство геологической истории нашей планеты. В свете этого, сохранение его благоприятного экологического состояния и надежная защита Байкальской экосистемы являются не просто актуальными, но и критически важными государственными задачами. Донные отложения природных водоемов традиционно используются в качестве надежной пассивной среды-накопителя, позволяющей выявлять и оценивать интенсивность антропогенного загрязнения, как в текущий момент, так и в ретроспективе, благодаря способности аккумулировать загрязняющие вещества в течение длительного времени. ПАУ зарекомендовали себя как основные индикаторы именно антропогенного углеводородного загрязнения водных экосистем, а их высокая устойчивость к деградации и способность к биоаккумуляции делают их маркерами долговременного воздействия. Многолетний, комплексный мониторинг, проведенный на севере озера, показал, что максимальное и повышенное содержание обычно обнаруживалось там, где проходит трасса Байкало-Амурской магистрали (БАМ), которая пересекает водосборные бассейны рек Тья, Верхняя Ангара, Кичера и непосредственно проложена в прибрежной полосе озера. В связи с чем изучение концентраций ПАУ в донных отложениях северной оконечности озера Байкал представляет собой важную часть защиты и сохранения его экологического благосостояния [1, 5].

В изучении содержания ПАУ в донных отложениях оз. Байкал основное внимание уделено определению бенз(а)пирена как суперэкоотоксиканта первого класса опасности, являющегося индикаторным представителем для всего семейства ПАУ, а также выделению доминирующих групп по структуре бензольных колец, суммам ПАУ и их распространению по площади дна полигона, однако несмотря на безусловную значимость бензапирена в качестве основного индикаторного соединения при мониторинге загрязнения донных отложений, полноценная оценка экологического состояния требует учета более широкого круга приоритетных загрязняющих веществ. Учет этого расширенного спектра показателей представляется необходимым для формирования целостной картины антропогенной нагрузки и адекватной оценки экологических рисков [2].

Для оценки пространственно-временной динамики загрязнения донных отложений северной части озера Байкал полициклическими ароматическими углеводородами был проведен отбор и комплексный анализ проб, охватывающий ключевые районы, испытывающие потенциальную антропогенную нагрузку, включая акватории в устьевых зонах рек Тья, Верхняя Ангара, Кичера, а также прибрежные участки вдоль трассы Байкало-Амурской магистрали. Отбор проб донных отложений проводился в летние (сентябрь-август) периоды 2013, 2018 и 2023 годов по стандартным методикам, обеспечивающим репрезентативность и сохранность образцов. Пробы донных отложений на озере отбирали с помощью дночерпателя "Океан-0,05" из поверхностного слоя донных отложений (пелоген) мощностью до 10 см на

глубине от 15 до 100 м. Все станции отбора проб донных отложений имеют привязку - координатные номера [1, 5].

Полученные данные о содержании индивидуальных ПАУ, их сумм ($\Sigma 16$, 16 приоритетных ПАУ, включая бенз(а)пирен (нафталин, аценафтен, флуорен, фенатрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз(а)антрацен, хризен, бенз(е)пирен, бенз(б)флуорантен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пирен, дибенза(а,һ)антрацен, бенз(ɡ,һ,і)перилен, инден[1,2,3-с,д]пирен), для каждого года исследования были интегрированы в Геоинформационную Систему (QGIS). Это позволило создать серию карт-схем, наглядно отображающих пространственное распределение и уровень загрязнения донных отложений ПАУ в исследуемом районе за три временных среза: 2013, 2018 и 2023 годы (рисунок 1-3).

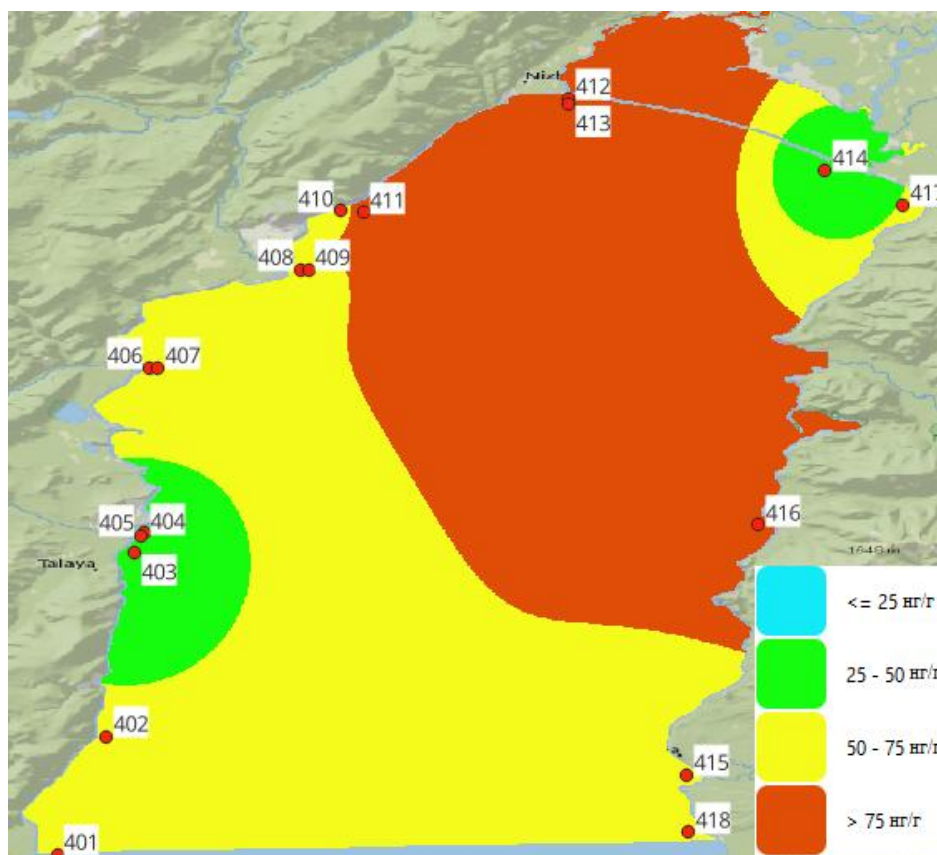


Рисунок 1 – Карта-схема пространственного распределения $\Sigma 16$ ПАУ в донных отложениях северной части озера Байкал по результатам мониторинга 2013 года [2]

На карте 2013 г. наиболее интенсивное загрязнение (оранжевый цвет, >75 нг/г) сосредоточено в районе устья р. Кичера (возле г. Нижнеангарск) и прилегающих акваторий. Это соответствует установленным наблюдениям - в 2013 г. максимальные суммы ПАУ (до 278,6 нг/г) были зафиксированы именно в зоне авандельты Кичеры. Также высокие концентрации отмечались вдоль северного берега (район трассы БАМ: точки 410-413). Наименьшие значения (зелёный цвет, 25-50 нг/г) – около р. Рель и устья Верхней Ангары, 403-405 и 417. В этих областях ПАУ близки к фоновому уровню 25 нг/г.

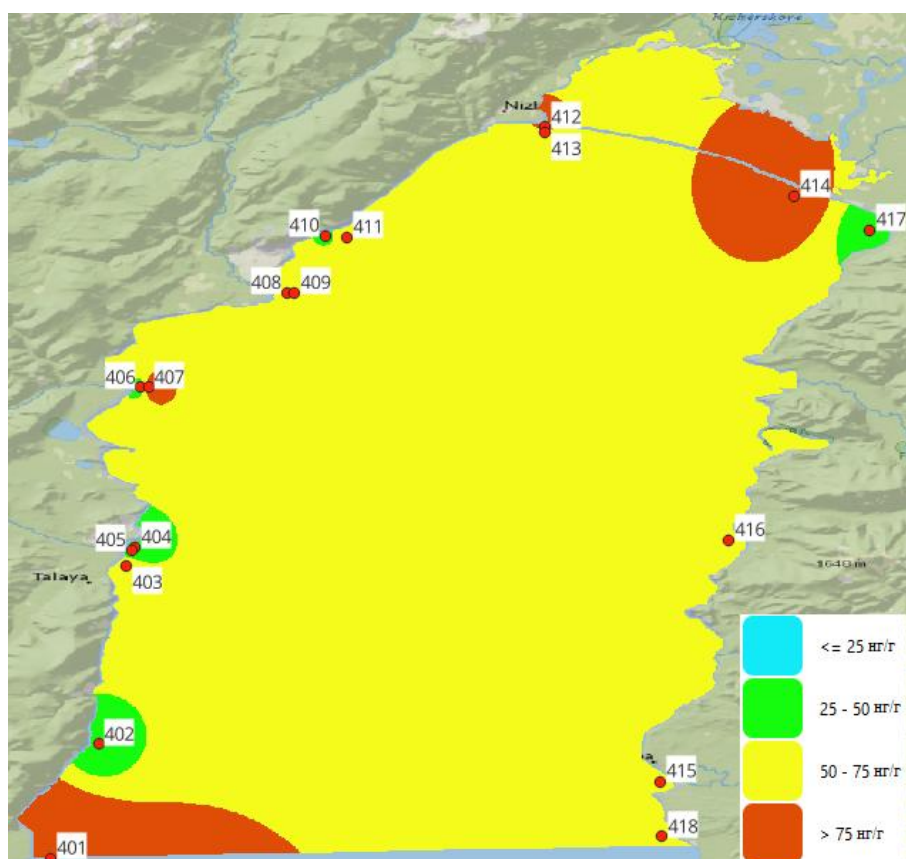


Рисунок 2 – Карта-схема пространственного распределения $\Sigma 16$ ПАУ в донных отложениях северной части озера Байкал по результатам мониторинга 2018 года [3]

Карта 2018 г. показывает общее снижение уровней по сравнению с 2013 г. (более жёлтый фон, меньше оранжевых пятен). Особенно заметен разрыв в районе трассы БАМ многие прибрежные точки (408-413) перешли из высокого (оранжевого) в умеренно-высокий (жёлтый) диапазон. Тем не менее устье Кичеры (412 и 413) всё ещё характеризовалось относительно высокими уровнями. В устье р. Слюдянка (участки 406 и 407) резко загрязнились (оранжевый цвет), возможно из-за локальных событий (аварии, интенсивного речного стока или деятельности транспорта). Восточные точки 415-418 в 2018 г. остались преимущественно зелёными/жёлтыми.

На карте 2023 г. в центре акватории вновь появились обширные оранжевые зоны вдоль трассы БАМ (точки 408-413), аналогичные 2013г., что означает повторный рост загрязнения в этом районе. Особо выделяется северо-запад (410-413), где вернулись максимальные концентрации. В то же время на южной и восточной оконечности отмечено некоторое снижение: например, точки 401–402 (юго-запад) и 415-417 (юго-восток) перешли в зелёную зону. Неожиданно значительно вырос уровень в районе точки 418 (юго-восток), где ранее было лишь жёлтым, теперь там оранжевый цвет. Усиление загрязнения в отдельных прибрежных зонах может быть связано с эксплуатацией портов и усилением судоходства на Байкале, тогда как в других районах наблюдается компенсация за счёт естественных процессов или природоохранных мер.

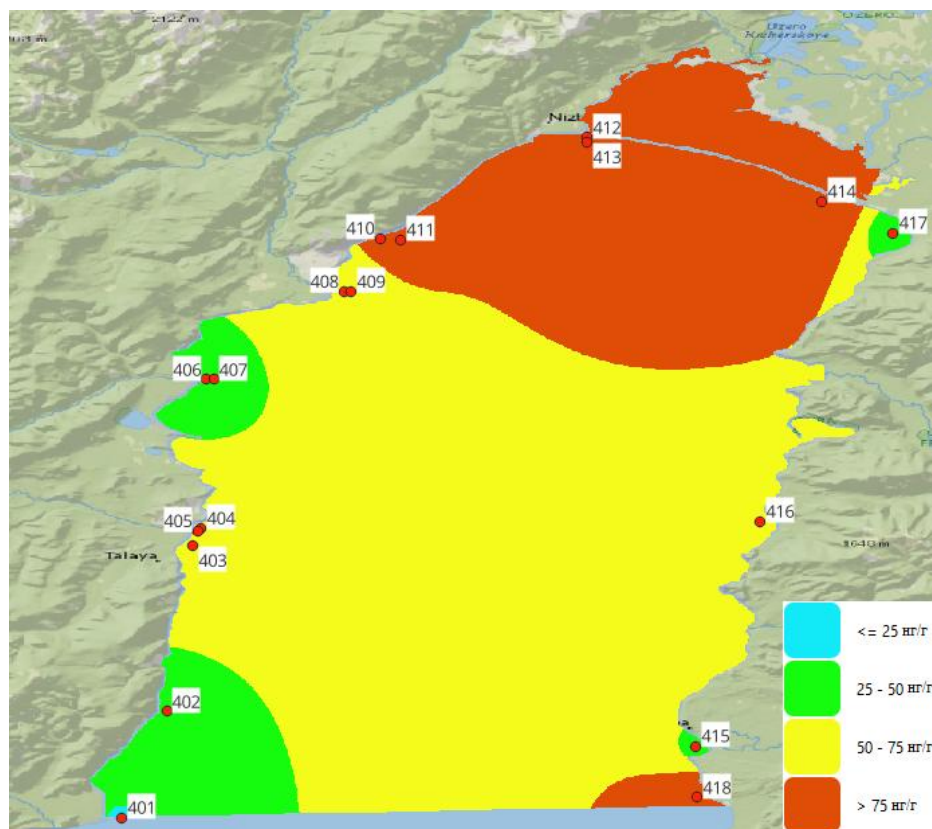


Рисунок 3 – Карта-схема пространственного распределения $\Sigma 16$ ПАУ в донных отложениях северной части озера Байкал по результатам мониторинга 2023 года [4]

Выявленная динамика отражает совокупное влияние природных и антропогенных факторов. Наибольшее загрязнение ПАУ в северной части Байкала традиционно ассоциировано со стоком р. Кичера (Нижнеангарск), что подтверждается максимальными концентрациями и оранжевыми зонами вокруг точек 412 и 413. Это устье, судя по всему, вносит значительный вклад через донные наносы. В то же время само течение трассы БАМ и инфраструктура на берегу оказывают сравнительно малую нагрузку: по последним данным антропогенное влияние со стороны БАМ на содержание ПАУ в осадках «незначительно». Порты и населенные пункты (Нижнеангарск, пос. Талая, Северобайкальск) могут локально повышать ПАУ (например, за счёт нефтепродуктов, топлива, транспортных выбросов), что, возможно, объясняет пик 414 в 2018 г. и рост 418 к 2023 г [1, 5].

Также на распределение влияет сток рек и климат. Погодные аномалии (наводнения, сильные дожди) могут усиливать размыв и перенос ПАУ. Изменения речного стока (например, увеличение наносов при паводках) приводят к поступлению загрязнённого ила в озеро. Потенциальный пример – резкое загрязнение точек 406–407 к 2018 г., которое могло быть связано с интенсивным переносом загрязнителей из бассейна реки Слюдянка или же временными сбросами.

В целом динамика ПАУ в донных отложениях северной оконечности Байкала объясняется сочетанием локальных выбросов (портовая и

промышленная деятельность), региональных стоков и долгосрочных тенденций в водном балансе и климате.

Список литературы

1. Динамика накопления полициклических ароматических углеводородов в донных биоценозах озера Байкал по результатам биогеохимического мониторинга / С. А. Резников, О. В. Якунина, А. А. Матвеев [и др.] // Метеорология и гидрология. – 2018. – № 5. – С. 80-90. – EDN XOTEYX.

2. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник 2013 Под общ. ред. члена-корреспондента РАН А.М. Никанорова. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический институт Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды», 2014.

3. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник 2018 / Под общ. ред. Кандитата биологических наук М.М. Трофимчука. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический институт Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды», 2019.

4. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник 2023 / Под общ. ред. Кандитата биологических наук М.М. Трофимчука. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический институт Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды», 2024.

5. Резников, С. А. Стойкие органические загрязняющие вещества в донных отложениях на севере оз. Байкал в районе влияния трассы Байкало-Амурской магистрали / С. А. Резников, Р. А. Аджиев // Метеорология и гидрология. – 2015. – № 3. – С. 87-96. – EDN TJXOLD.

ОСНОВНЫЕ ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СОВРЕМЕННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР ФОНОВЫХ РАЙОНОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ (АРКТИКА)

З.И. Слуковский, В.А. Даувальтер

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, Апатиты,
Россия, slukovsky87@gmail.com*

Аннотация: В докладе приведены обобщенные данные о содержании тяжелых металлов в современных отложениях озер фоновых районов Мурманской области. Установлено, что в результате дальнего атмосферного переноса верхние слои отложения обогащены по отношению к нижним слоям тяжелыми металлами (Pb, Cd, Sb, Ni, Cu и др.). В случае с Ni и Cu можно установить конкретные источники загрязнения, расположенные на территории региона.

Ключевые слова: донные отложения озер, тяжелые металлы, дальний атмосферный перенос загрязнителей, геохимические индикаторы, Мурманская область, Арктика

MAIN SOURCES OF POLLUTION OF RECENT LAKES SEDIMENTS IN PRISTINE AREAS OF THE MURMANSK REGION (ARCTIC)

Z.I. Slukovskii, V.A. Dauvalter

*Institute of North Industrial Ecology Problems Kola SC RAS, Apatity, Russia,
slukovsky87@gmail.com*

Abstract: The report presents generalized data on the content of heavy metals in recent sediments of lakes in pristine areas of the Murmansk Region. It has been established that as a result of long-range atmospheric transport, the upper layers of the sediment are enriched in heavy metals (Pb, Cd, Sb, Ni, Cu, etc.) relative to the lower layers. In the case of Ni and Cu, specific sources of pollution located on the territory of the region can be identified.

Key words: lake sediments, heavy metals, long-range atmospheric transport of pollutants, geochemical indicators, Murmansk region, Arctic

Мурманская область – субъект Российской Федерации, расположенный на Северо-Западе России. Региона омывается Баренцевым (на севере) и Белым (на востоке и юге) моря, а также граничит с Норвегией и Финляндией (на западе) и Республикой Карелией (на юге). Мурманская область почти полностью находится за Северным полярным кругом, поэтому относится к заполярным регионам страны, к Арктике. Также вся территория региона относится к Арктической зоне Российской Федерации. В Мурманской области

насчитывается более 18 тыс. рек и более 105 тыс. озер [3, 4]. Подавляющее большинство озер здесь относится к малым с площадью не более 1 км².

Озера Мурманской области имеют ледниковое, тектоно-ледниковое, реже морское и речное происхождения. Малые ледниковые водоемы зачастую не имеют сток или их сток крайне слабо выражен. Питаются такие озера в основном за счет атмосферных осадков. Часто они бывают сильно заболоченными [6]. В гидрохимическом отношении малым озерам Мурманской области свойственна низкая минерализация (фоновое значение – 14 мг/л), обилие гумусовых веществ, низкая прозрачность вод и рН от 6.3 до 6.9. В основном воды озер региона относятся к гидрокарбонатному типу [3].

Среди основных последствий влияния антропогенной деятельности на озера Мурманской области выделяют закисление, эвтрофирование и загрязнение тяжелыми металлами [5]. Например, в районе действующего металлургического производства в г. Мончегорске. Установлено, то в воде озер вблизи медно-никелевого комбината повышены концентрации Ni, Cu, Pb, Cd и др. элементов в воде [9]. Также повышенному загрязнению тяжелыми металлами подвержены верхние слои современных отложений озер региона, особенно водоемов, расположенных вблизи промышленных предприятий и урбанизированных районов.

Известно, что в отличие от озер импактных зон урбанизированных территорий, озер вблизи крупных промышленных предприятий и других подобных объектов гидросферы, в которые загрязнители поступают различными путями (через выпадающие водотоки, грунтовые воды, поверхностный сток, воздух (рисунок 1), в озера фоновых территорий они попадают преимущественно через атмосферу. Эффект дальнего атмосферного переноса загрязнителей (в англоязычной литературе – long-range atmospheric transport) [10], включая тяжелые металлы [12], описан в многочисленных исследованиях на примере химического состава воздуха, снега, льда, почв, воды и донных отложений водных объектов.

Исследования современных отложений малых и средних озер Мурманской области (рисунок 2), проводимые в 2018-2024 годах на различных территориях, включая фоновые районы, показали, что к числу ключевых геохимических агентов дальнего переноса относятся Pb, Sb, Cd, Bi и Sn. Их накопление в верхних слоях отложений происходит преимущественно по единой модели: рост значений концентраций указанных тяжелых металлов в изученных озерах начинается со слоев в диапазоне от 20 до 25 см, достигая пиковых концентраций в слоях 1 – 3 см (рисунок 3). Исключения составляют озера внутренних районов полуостровов Рыбачий и Средний, так как они находятся в тундровой зоне, где скорость седиментации может быть крайне низкой (до ~1 мм/год). Здесь рост концентраций Pb и других металлов начинается со слоев 8-13 см. Главным источником распространения указанных тяжелых металлов выступают выбросы от сжигания ископаемого топлива, преимущественно угля [11]. Например, отмечается, до 70% концентраций Sb и 50% концентраций Cd поступает в атмосферы от сжигания угля [8].

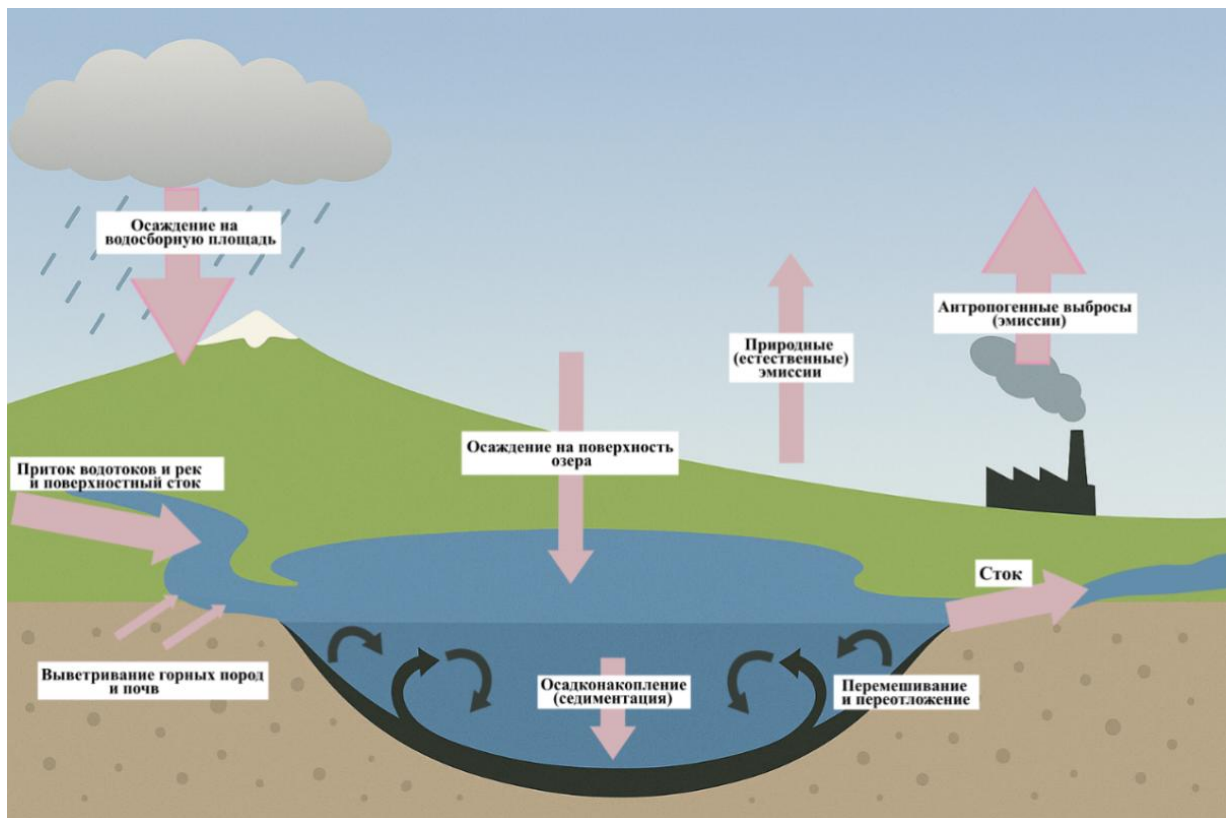


Рисунок 1 – Обобщенная схема поступления химических элементов от разных источников в отложения озер

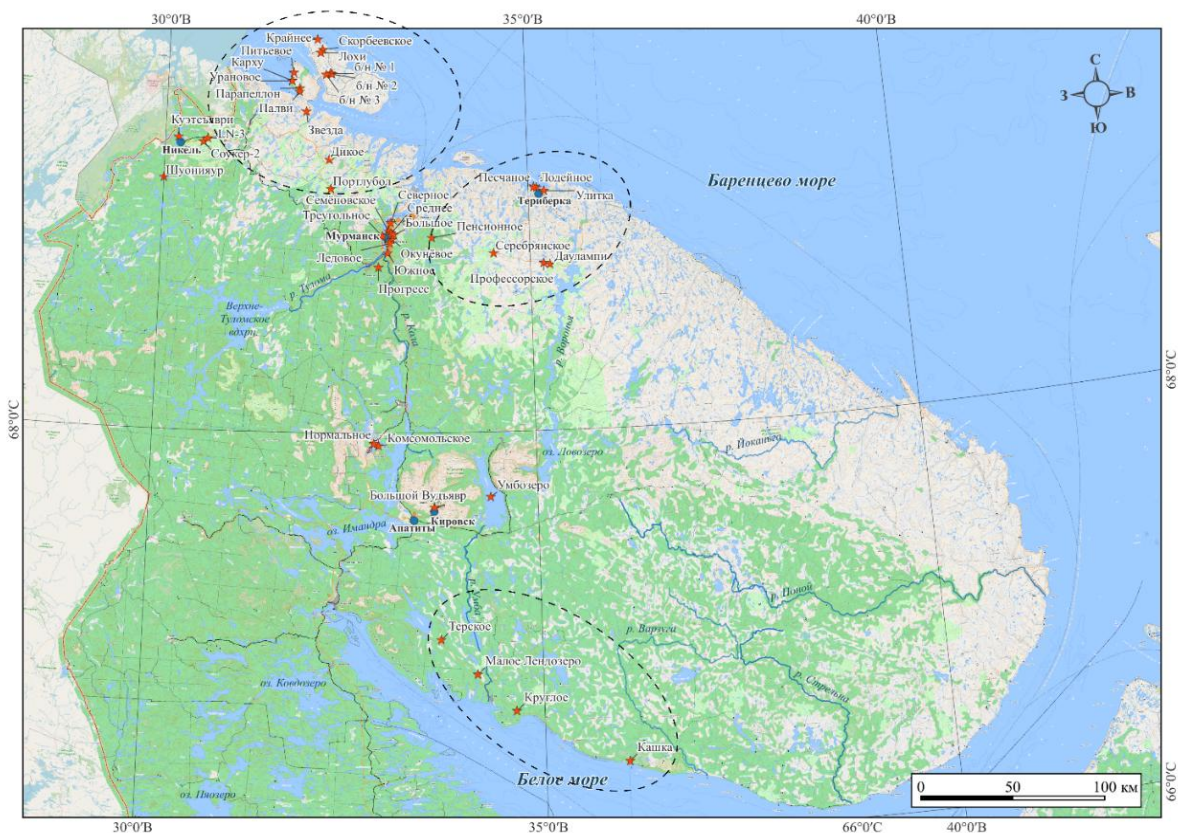


Рисунок 2 – Расположение озер, изученных на территории Мурманской области, включая озера (выделены пунктирными линиями в отдельные области) фоновых районов

Важно отметить, что большинство тяжелых металлов, участвующих в дальнейшем переносе через атмосферу своего рода обезличены – сложно установить конкретный источник, особенно если речь идет о длительном историческом процессе, охватывающем два-три века. Их повышенные значения в верхних слоях «вшиты» в общую матрицу процесса дальнего переноса загрязнителей, связанного в первую очередь с углефилностью большинства изучаемых элементов. Идентичные тенденции (на примере разных элементов) можно наблюдать, как в соседних странах Европы, так и в целом по всему Северному полушарию, что говорит о глобальности процесса дальнего переноса загрязнителей через атмосферы Земли.

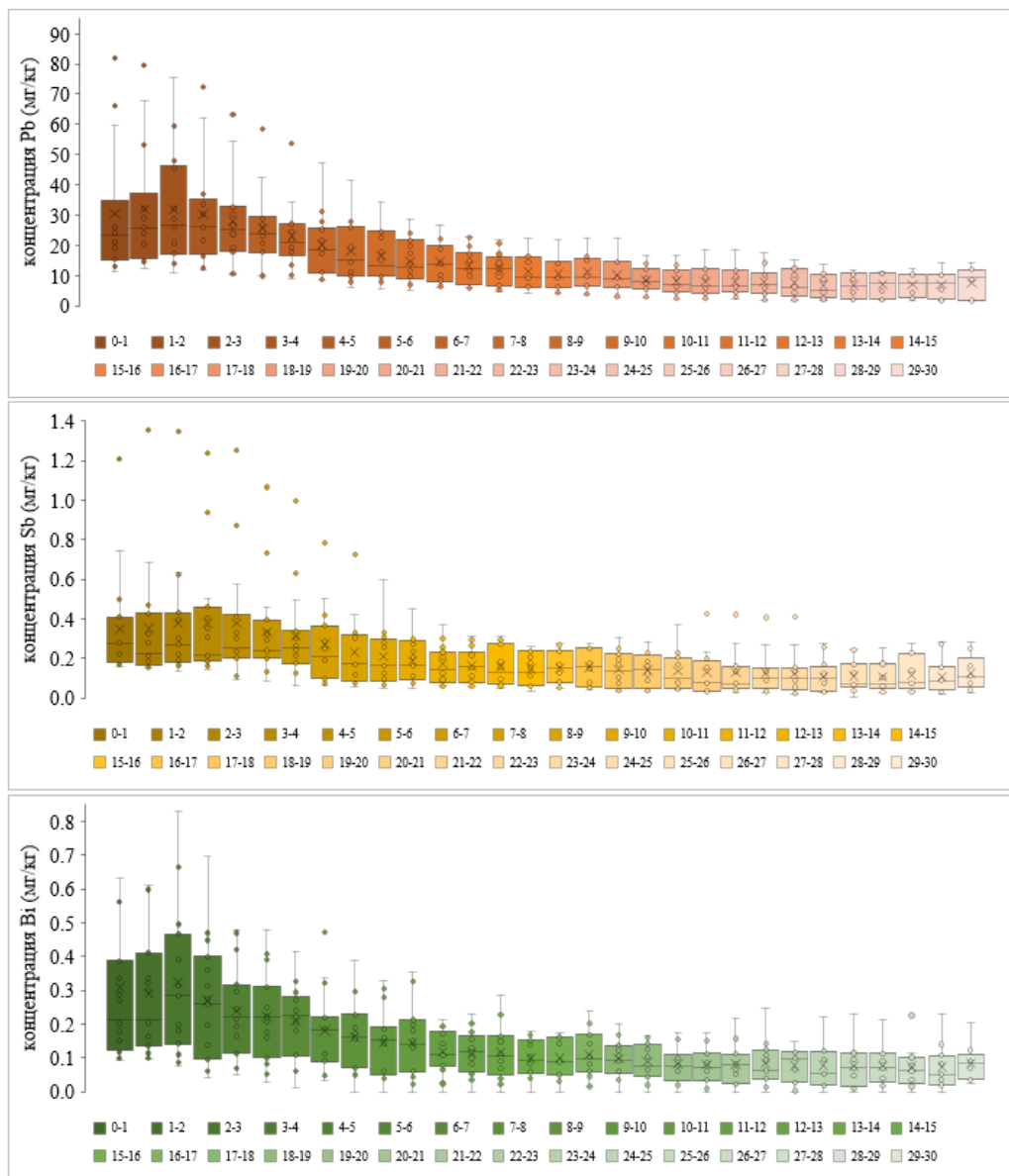


Рисунок 3 – Концентрации Pb, Sb и Bi в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

Важно отметить, что между элементами-углефилами, геохимическими агентами дальнего атмосферного переноса в донных отложениях исследованных озер, отмечается тесная корреляционная связь. Наиболее тесная связь отмечается между концентрациями Pb и Sb в современных отложениях озер фоновых территорий Мурманской области (рисунок 4). Теснота связи в паре Pb-Sb одинакова сильная, как в озерах фоновых районов Мурманской области, так и в осадках водоемов городских территорий, что отчасти объясняется локальными источниками угля, например, в городе Мурманске [2]. Почти во всех случаях в озерах низкие концентрации Pb соответствуют низким концентрациям Sb и наоборот. Исключения составляют отложения озера Большой Вудъявр (выделены пунктиром), который испытывает нагрузку со стороны ТЭЦ города Апатиты, которая работает на угле [7]. В данном случае, повышенные концентрации Sb (от воздействия ТЭЦ) соответствуют относительно низким концентрациям Pb. Свинец в данном случае связан с выбросами транспорта (рядом город) и дальним атмосферным переносом. Также следует обратить внимание на крайне высокие (ураганные) концентрации Pb в озере Питъевом, расположенном на полуострове Средний (северная часть области), при низких (фоновых) концентрациях Sb в отложениях указанного водоема. Аномалии Pb, обнаруженные в отложениях озера Питъевого, превышают даже аномалии этого металла в осадках многих озер импактных зон урбанизированных территорий исследованных регионов [13].

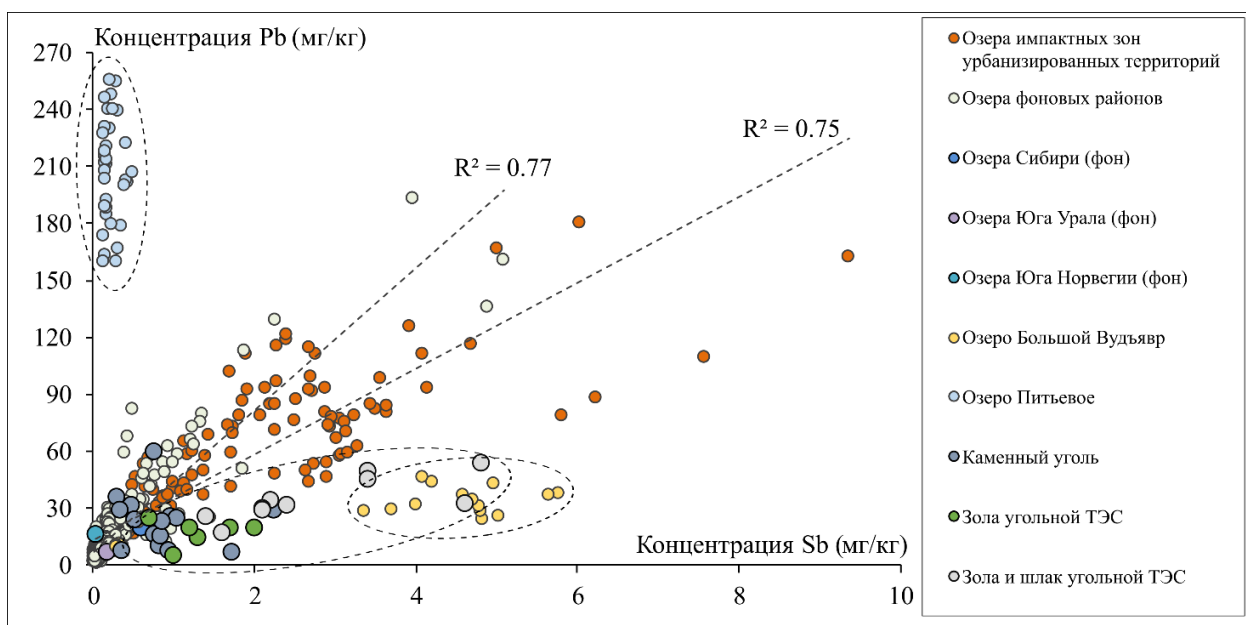


Рисунок 4 – Соотношение концентраций Pb и Sb в отложениях исследованных озер Мурманской области и сравнение с данными по донным отложениям, углям и золе из разных районов России и мира

Также исследования показали, что в фоновых территориях региона есть локальные агенты дальнего переноса загрязнителей, которые в отличие от углефильных Pb, Cd, Sb и Bi не обезличены, а имеют очевидный источник –

металлургические заводы региона, расположенные в центральной (Мончегорск) и северо-западной (Никель) частях региона. Это Ni и Cu, чьи концентрации в самых верхних (до 7 см) слоях отложений озер имеют повышенные значения по сравнению с нижними (рисунок 5). Отмечается, что выбросы от металлургических предприятий региона достигают расстояний в десятки и сотни километров в виде аэрозолей [1].

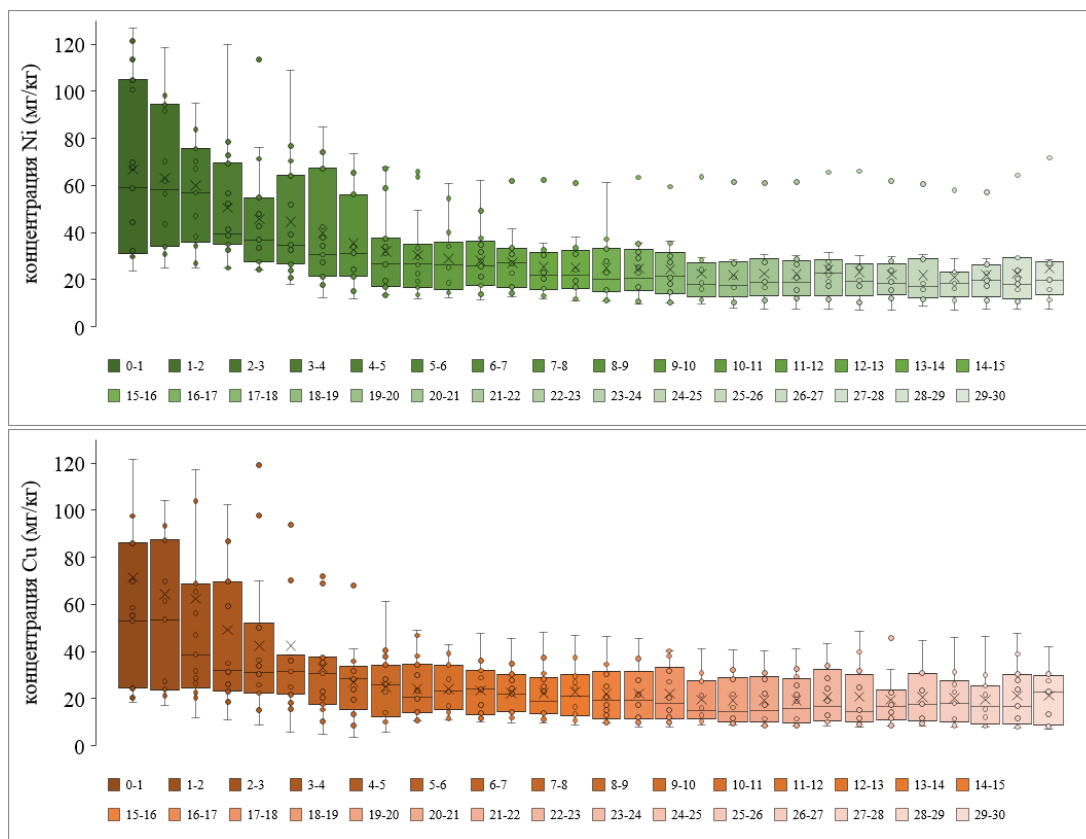


Рисунок 5 – Концентрации Ni и Cu в колонках отложений озер фоновых районов Мурманской области. Показан разброс значений, включая экстремумы (маленькие кружки), по каждому слою до 30 см, а также средние значения (крестик) и медианы (черта внутри ящика «с усами»)

Таким образом, основными источниками загрязнения современных отложений озер фоновых районов Мурманской области выступают такие тяжелые металлы, как Pb, Sb, Cd, Bi, Tl, Ni и Cu. Эти элементы можно разделить на две группы – углефильную (Pb, Sb, Cd, Bi, Tl) и металлургическую (Ni, Cu). В обоих случаях идет речь о влиянии дальнего переноса загрязнителей, однако во втором – у элементов входящих в группу есть хорошо выделяемые источники загрязнения в виде металлургических заводов, работающих на территории Мурманской области с начала 20 века.

Работа выполнена в рамках темы гранта РНФ 24-17-20006 «Фоновые озера Арктической зоны Мурманской области: гидрохимия, аномалии тяжелых металлов и микропластик как новый тип загрязнения водоемов мира».

Список литературы

1. Виноградова А.А., Иванова, Ю.А. Загрязнение воздушной среды в центральной Карелии при дальнем переносе антропогенных примесей в атмосфере // Известия РАН. Серия географическая. 2013. № 5. С. 98–108.
2. Воробьевская Е.Л., Седова Н.Б. Социально значимые проблемы города Мурманска: загрязнение угольной пылью / Инженерно-экологические изыскания – нормативно-правовая база, современные методы и оборудование // Материалы докладов Общероссийской научно-практической конференции, 14-15 сентября 2020, г. Москва. 2020. С. 9–12.
3. Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Геоэкология озер Мурманской области Мурманск: Изд-во МГТУ, 2014. 214 с.
4. Кольская энциклопедия. В 5 т. Т. 1. А–Д / гл. ред. А. А. Киселёв. СПб.: ИС; Апатиты: КНЦ РАН, 2008. 600 с.
5. Моисеенко Т.И., Гашкина, Н.А. Формирование химического состава вод Мурманской области в условиях функционирования горнорудных и металлургических производств // Арктика: экология и экономика. 2015. № 4 (20). С. 4–13.
6. Природа и коренное население Арктики под влиянием изменения климата и индустриального освоения: Мурманская область / под ред. Е. А. Боровичёва и Н. В. Вронского. М.: Изд. Дом «Графит», 2020. 180 с.
7. Слукровский З.И., Гузева А.В., Григорьев В.А., Даувальтер В.А., Мицуков А.С. Палеолимнологическая реконструкция техногенного воздействия на экосистему оз. Большой Вудъявр (Кировск, Мурманская область, Арктика): новые геохимические данные // Экология урбанизированных территорий. 2020. № 4. С. 96–107.
8. Coleman S.L., Finkelman R.B., Bragg L.J. Distribution and mode of occurrence of selenium in US coals // Environmental Geochemistry and Health. 1993. Vol. 15. P. 215–227.
9. Denisov D., Terentjev P., Valkova S., Kudryavtzeva L. Small lakes ecosystems under the impact of non-ferrous metallurgy (Russia, Murmansk Region) // Environments. 2020. Vol. 7. P. 29.
10. Fisher B.E.A. A review of the processes and models of long-range transport of air pollutants // Atmospheric Environment. 1967. 17(10). P. 1865–1880.
11. McConnell J.R., Edwards R. Coal burning leaves toxic heavy metal legacy in the Arctic // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 2008. Vol. 105. P. 1240–1244.
12. Pacyna J.M., Bartonova A., Cornille P., Maenhaut W. Modelling of long-range transport of trace elements. A case study // Atmospheric Environment. 1989. Vol. 23(1). P. 107–114.
13. Slukovskii Z., Guzeva A., Malysheva M., Kudryavtzeva L. Pristine Tundra Lakes in the North of Murmansk Region (Arctic): Geochemistry of Sediments, Pollution Assessment and Heavy Metal Forms // International Journal of Environmental Research. 2024. Vol. 18. 57.

О ПРОБЛЕМАХ ОЦЕНКИ РЕЧНОГО СТОКА И ВЫНОСА ХИМИЧЕСКИХ И
ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В СЕВЕРНЫЙ ЛЕДОВИТЫЙ ОКЕАН (Р. ЛЕНА И
Р. МАККЕНЗИ)

Г.М. Черногаева^{1,2}, О.Ф. Самохина¹, Т.Н. Кушнарева^{1,3}, Л.Р. Журавлева¹,
Ю.А. Малеванов¹

¹ *Институт глобального климата и экологии имени академика Ю.А. Израэля,
г. Москва, Россия, gmchernogaeva@gmail.com*

² *Институт географии РАН, г. Москва, Россия*

³ *Институт водных проблем РАН. г. Москва, Россия*

Аннотация: Изменение климата в XXI веке в наибольшей степени проявляется в арктической зоне. Однако анализ научно-технической отечественной и зарубежной литературы свидетельствует о неадекватных оценках воздействий изменения климата в арктической зоне на поступление пресных речных вод в Северный Ледовитый океан и вынос с ними химических и взвешенных веществ. В краткой статье сделана попытка объяснить это явление за счет того, что исследования в этой области науки должны носить междисциплинарный характер с обоснованным отношением к использованию для обобщения временных рядов и методик пространственных обобщений данных прямых наблюдений.

Ключевые слова: атмосферные осадки, водные ресурсы, взвешенные вещества, криолитозона

ABOUT THE PROBLEMS OF RIVER FLOW ASSESSMENT AND REMOVAL
OF CHEMICAL AND SUSPENDED SUBSTANCES TO THE ARCTIC OCEAN
(LENA RIVER AND MACKENZIE RIVER)

G.M. Chernogaeva^{1,2}, O.F. Samokhina¹, T.N. Kushnareva^{1,3},
L.R. Zhuravleva¹, Yu.A. Malevanov¹

¹*Yu.A. Izrael Institute of Global Climate and Ecology,
Moscow, RF, gmchernogaeva@gmail.com*

²*Institute of Geography of the Russian Academy of Sciences, Moscow, RF*

³*Institute of Water Problems of the Russian Academy of Sciences,
Moscow, RF*

Abstract: Climate change in the 21st century is most pronounced in the Arctic zone. However, the analysis of scientific and technical domestic and foreign literature indicates inadequate assessments of the impacts of climate change in the Arctic zone on the flow of fresh river waters into the Arctic Ocean and the removal of chemicals and suspended solids with them. In a brief article, an attempt is made to explain this phenomenon due to the fact that research in this field of science should be

interdisciplinary in nature with a reasonable attitude towards the use of time series and spatial generalization techniques for direct observation data.

Key words: atmospheric precipitation, water resources, suspended solids, cryolithozone

Рассмотрены природные, демографические и экономические аспекты, влияющие на сток крупных рек восточного и западного полушарий, впадающих в Северный Ледовитый океан (р. Лена и р. Маккензи). Анализ проводился с учетом меняющихся климатических условий. Если палеогеологические и палеогеографические условия в обоих бассейнах описаны и проанализированы хорошо, то по поводу климатических изменений, которые, безусловно, влияют на речной сток, имеется множество противоречивых выводов. Большинство авторов ссылается на недостаточность данных наблюдений метеорологических и гидрологических параметров. В связи с этим авторы доклада попытались разобраться со сложившимися проблемами и считают, что это обстоятельство, прежде всего, связано с разными временными периодами, а также с методиками пространственного обобщения данных прямых наблюдений, на которых базируются модельные расчеты и прогнозы. Все это приводит к неадекватной оценке речных систем, взвешенных и химических веществ, поступающих в Северный Ледовитый океан. Реки Лена и Маккензи являются крупнейшими реками арктической зоны восточного и западного полушарий Земли. Обе реки текут с юга на север, пересекая одни и те же климатические пояса. Во многих исследованиях используются ежемесячные и годовые данные о стоке для изучения и документирования изменений арктической гидрологии и биогеохимических процессов. В ряде работ признано, что ежемесячные данные о расходе и анализы не всегда подходят для исследований гидрологических процессов в холодных регионах, особенно в период весеннего снеготаяния и летних дождевых паводков. Несмотря на некоторое сходство физико-географических характеристик бассейнов имеются значительные различия в оценках речного стока и выноса в океан химических и взвешенных веществ (Таблица 1).

В связи с требованиями к объему статьи аргументация вышеизложенного приводится кратко, в таблице и рисунках.

Таблица 1 – Физико-географические характеристики рек Лена и Маккензи [1–13]

Параметры		Лена	Маккензи
Координаты истока: с. ш. / в. д.		53°55'57" / 108°05'05"	61°11'37" / 117°20'52"
Площадь бассейна, млн км ²		≈ 2,49	≈ 1,8
Длина реки, км		≈ 4294	≈ 1700
Q, м ³ /сек		≈ 16800	≈ 9630 - 11000
W, мм/год		≈ 530	≈ 300
W _R , млн т/год		≈ 22,5	≈ 120
Плотность населения, чел./км ²		менее 1	
Климатические пояса		Арктический, субарктический, гумидный (умеренный)	
P, мм/год		≈ 200 - 800 (в зависимости от местоположения метеостанции: равнина, горы)	
T, °C	декабрь	≈ -25 до -43; ≈ -32 до -36	≈ -25 и ниже; ≈ -24 до -30
	июль	≈ 17 до 30; ≈ 4 до 8	≈ 16; ≈ 4 до 8
	среднегодовая	≈ -15	≈ -11

(в отдельных исследованиях данные могут быть ниже или выше приведенных в таблице значений)

В речных бассейнах наблюдается асимметрия речных долин. В бассейне Лена с востока хребты перекрывают поступление теплых воздушных масс с Тихого океана, а в бассейне Маккензи Скалистые горы и горы Маккензи - с западной стороны (рисунок 1, 2).

Наличие высокогорной преграды для широтной циркуляции воздушных масс является причиной того, что смена природных зон на Североамериканском континенте происходит в двух направлениях: с севера на юг (широтная зональность) и от океанических окраин к центральным районам (меридиальная зональность). Таким же образом изменяются водобалансовые характеристики континента – осадки, испарение с поверхности суши и речной сток.

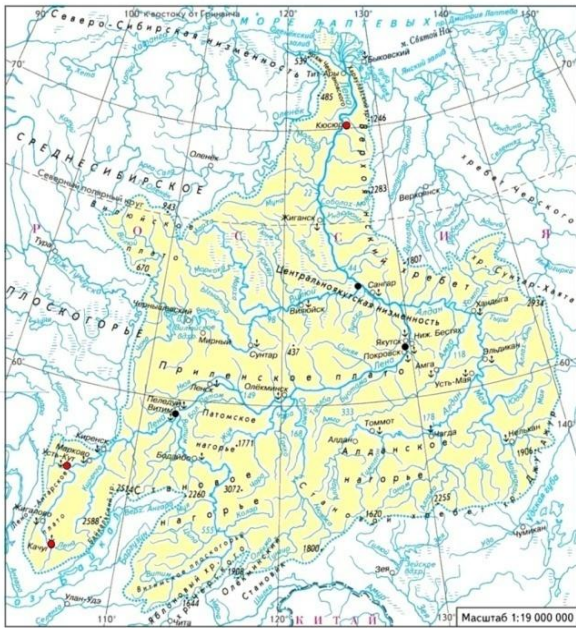


Рисунок 1 – Бассейн р. Лена [11]



Рисунок 2 – Бассейн р. Маккензи [10]

Анализ отечественных и зарубежных статей, докладов и обзоров показал, что начиная с конца прошлого века потепление климата осложнило расчет водного баланса и выноса веществ с речным стоком в Северный Ледовитый океан. Практически во всех опубликованных источниках наблюдается расхождение данных в площадях бассейнов, как в целом для крупной реки, так и для ее отдельных участков. Кроме того, наблюдается расхождение методических подходов в оценке, как по температуре воздуха, так и по атмосферным осадкам. Перечисленные особенности приводят к неоднозначным выводам о гидрохимическом качестве воды, её гидробиологических характеристиках и выносе в океан взвешенных веществ. Взаимосвязь химического состава воды с водностью реки имеет довольно сложный и неоднозначный характер. Анализ существующих оценок качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям свидетельствует о том, что комплексная характеристика качества поверхностных вод представляет достаточно сложную проблему, по которой пока не найдено однозначного решения. Неоднозначны также выводы о состоянии криолитозоны в условиях потепления климата в конкретных бассейнах. Авторы доклада совместно с учеными пяти российских институтов [5, 6] получили новые данные о мозаичности пространственных и временных аномалий температур и атмосферных осадков в северных реках. Проведенные междисциплинарные исследования в бассейне р. Лена показали отсутствие корреляции между аномалиями осадков и аномалиями температур.

ВМО для стран участниц предложила за базовый период в отношении температуры и осадков использовать период 1991-2020 гг. Для получения средних годовых значений осадков за этот период использовался массив R3288m - месячных значений осадков на 3288 станциях мира с 1901 по 2024 гг.

Сначала был получен массив многолетних среднемесячных осадков (норм) на 3288 станциях за 30-летний период 1991-2020 гг., а затем получены многолетние годовые суммы осадков на 3288 станциях (рисунок 3, 4). Анализ рисунков показывает, что плотность метеостанций в бассейне р. Лена значительно выше, чем в р. Маккензи.

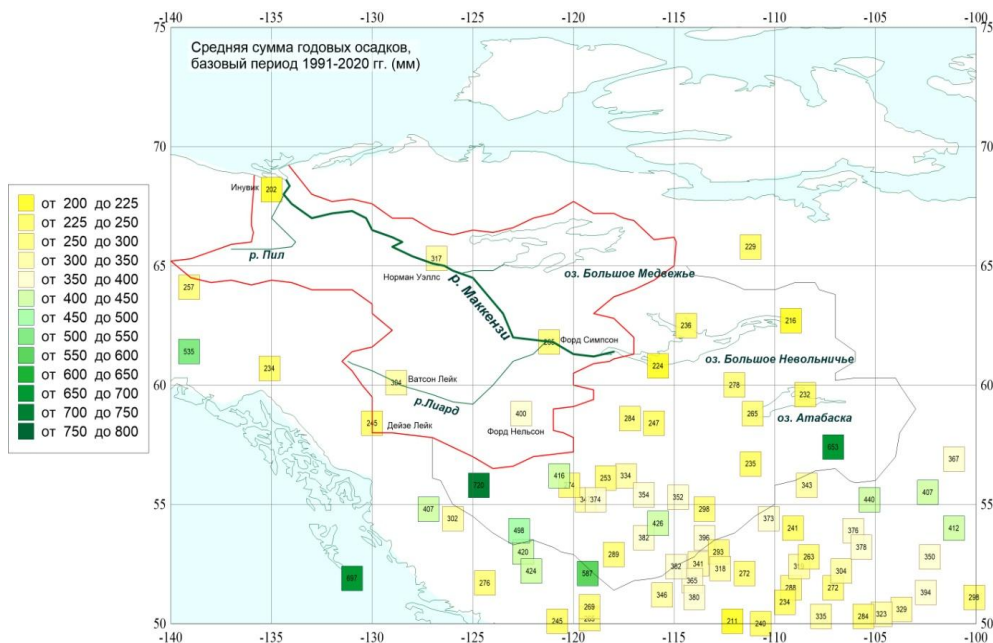


Рисунок 3 – Карта среднегодовых осадков р. Маккензи

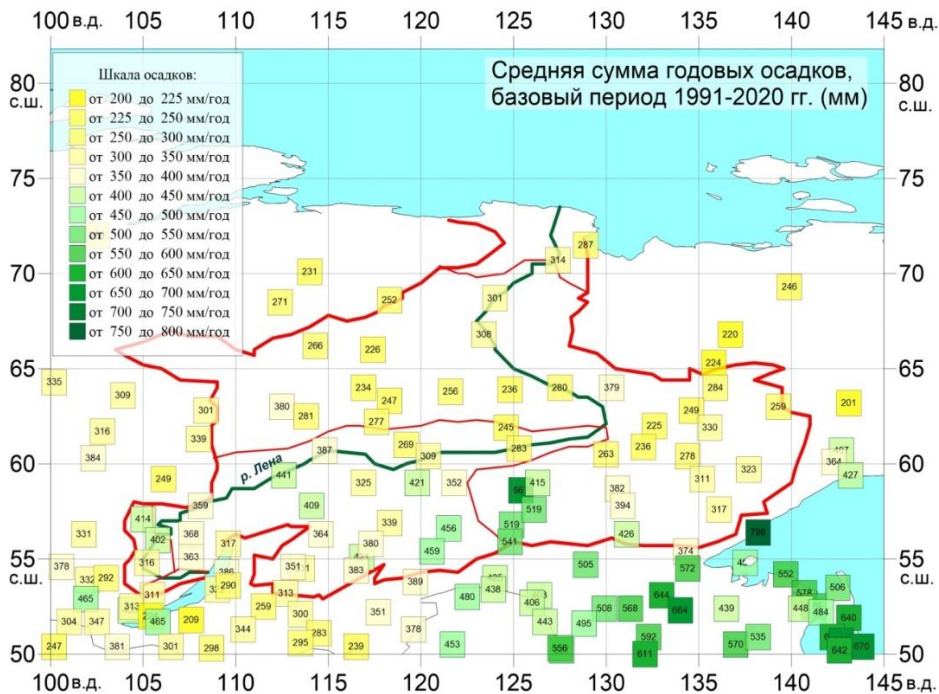


Рисунок 4 – Карта среднегодовых осадков р. Лена.

В соответствии со шкалой осадков, очевидно, что правая горная сторона бассейна р. Лена увлажняется в 2,5 раза больше, чем левая, в основном, равнинная, в связи с чем приточность воды справа выше.

Значительное влияние на водный баланс, и в первую очередь на сток оказывает геологическое строение, характер почв, наличие оледенения. Арктические острова, большая часть Аляски, северная и центральная части (до 50° с. ш.) Канады являются районами сплошного и островного развития многолетнемерзлых пород. Широкое распространения мерзлых грунтов, ледниковый рельеф, близкое залегание к поверхности водоупорных пород (Канадский кристаллический щит) в сочетании с достаточной увлажненностью способствовали интенсивному развитию поверхностных вод – рек и озер, заболоченности, слабой эрозийной деятельности рек и скудности подземных вод.

Основной сток наносов в обеих реках происходит в период прохождения половодья или паводков. Средний многолетний сток взвешенных наносов р. Лены (г/п Кюсюр) составляет 22,5 млн т/год, а р. Маккензи ~128 млн т/год [3]. Сток наносов в р. Маккензи более чем в 6 раз больше стока наносов в р. Лена, несмотря на почти вдвое больший сток воды Лена, в результате того, что Канадский кристаллический щит перекрыт достаточно мощным слоем легко размываемых аллювиальных пород (пески, гравий, глина).

Заключение

Изменение климата в Арктике происходит быстрее, чем в среднем по миру, поэтому необходимы дальнейшие исследования для определения возможных изменений характеристик сезонного стока арктических речных систем, питающих Северный Ледовитый океан. Как указано выше, необходимые исследования речных бассейнов должны носить междисциплинарный характер с учетом всего комплекса определяющих факторов: географическое положение, рельеф, характеристики ландшафтов, гидрографической сети с учетом геоморфологических особенностей; данных прямых наблюдений – осадков, температуры, расходов, гидрохимических и гидробиологических показателей качества воды.

Список литературы

1. Большой атлас России. М., Астрель, 2004, 153 с.
2. Гельфан А.Н., Фролова Н.Л., Магрицкий Д.В., Киреева М.Б., Григорьев В.Ю., Мотовилов Ю.Г., Гусев Е.М. Влияние изменения климата на годовой и максимальный сток рек России: Оценка и прогноз // Фундаментальная и прикладная климатология, 2021, т.7. №1, с. 36–76.
3. Долгополова Е.Н., Исупова М.В. Условия формирования стока и гидролого-морфологических процессов в дельтах криолитозоны: дельты рек Лены и Маккензи // Водные ресурсы, 2021, т.48. №4, с. 390–406.
4. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации // Ежегодное издание. Отв. ред. Г.М. Черногаева - М., Росгидромет. 2000-2023.
5. Черногаева Г.М. и др. Факторы формирования стока и состояния экосистемы реки Лена в XXI веке. Часть 1. Природно-климатические и

антропогенные факторы формирования стока Лены в XXI веке // Метеорология и гидрология. 2025, №4, с.121-133.

6. Черногаева Г.М. и др. Факторы формирования стока и состояния экосистемы реки Лена в XXI веке. Часть 2. Качество воды реки Лена в XXI веке // Метеорология и гидрология. 2025, №4, с.134-146.

7. Daqing Yang, Xiaogang Shi, Philip Marsh Variability and extreme of Mackenzie River daily discharge during 1973–2011 // Quaternary International // Polar Science 8, 2014, 232-241.

8. Stewart B. Rood, Sobadini Kaluthota, Laurens J. Philipsen, Neil J. Rood and Karen P. Zanewich Increasing discharge from the Mackenzie River system to the Arctic Ocean// Hydrological processes, 2016. Published online in Wiley Online Library (wileyonlinelibrary.com) DOI: 10.1002/hep.10986.

9. <https://www.r-arcticnet.sr.unh.edu/v4.0/index.html>

10. https://www.reddit.com/r/MapPorn/comments/4qhaqp/map_of_mackenzie_watershed_including_tributaries/?tl=ru

11. https://russian_geography.academic.ru/1712.

12. <https://ru.wikipedia.org/>

13. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002216942500472X>

СЕКЦИЯ 7. СОВРЕМЕННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ СБОРА, ОБРАБОТКИ И ПРЕДСТАВЛЕНИЯ ИНФОРМАЦИИ О КАЧЕСТВЕ ВОДЫ, ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ. ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

УДК 504.45:528.88

ВОЗМОЖНОСТИ ДИСТАНЦИОННЫХ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ФОТИЧЕСКОГО СЛОЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ЮГА РОССИИ

Г.Е. Ковалева, И.Н. Сенин, Л.С. Косменко

Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия, info@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: В работе показана возможность использования дистанционного метода оценки состояния фотического слоя пресноводных объектов по спектрометрической информации высокого спектрального разрешения. На примере нижнего участка реки Дон и Северного водохранилища по значениям радиационного параметра спектра коэффициента спектральной яркости, с использованием эмпирических уравнений рассчитаны значения категории трофности, степень мутности и наличия цианобактерий. В дальнейшем этот метод позволит оценивать состояние фотического слоя пресноводных объектов без привлечения опорной информации.

Ключевые слова: дистанционная спектрометрия, коэффициент спектральной яркости, радиационный параметр, трофность, мутность, цианобактерии, состояние фотического слоя

POSSIBILITIES OF REMOTE SENSING METHODS FOR ASSESSING THE STATE OF THE PHOTIC LAYER OF FRESHWATER BODIES IN THE SOUTHERN RUSSIA

G.E. Kovaleva, I.N. Senin, L.S. Kosmenko

Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia, info@gidrohim.mecom.ru

Abstract: The paper shows the possibility of using a remote method for assessing the state of the photic layer of freshwater bodies using spectrometric information of high spectral resolution. Using the example of the lower section of the Don River and the Temernik River, the values of the spectrum radiation parameter of the spectral brightness coefficient, using empirical equations, were used to calculate the values of trophicity, turbidity and the presence of cyanobacteria. In the future, this method will allow assessing the state of the photic layer of freshwater bodies without using reference information.

Key words: remote spectrometry, spectral brightness coefficient, radiation parameter, trophicity, turbidity, cyanobacteria, state of the photic layer

Введение

Одним из наиболее эффективных методов контроля за состоянием водных объектов, являются дистанционные. Основной измеряемый показатель, по которому оценивали параметры изучаемого объекта – яркость восходящего от воды излучения и яркость эталона в видимом диапазоне электромагнитного спектра. Спектры яркости восходящего от воды излучения и спектры эталона получают с помощью портативного (вес 0,76 кг) спектрометра S41, производства фирмы «Solar LS» в спектральном диапазоне от 390 до 810 нм со спектральным разрешением 1,8 нм. В качестве основной измеряемой величины для определения состояния фотического слоя пресноводного объекта выбран коэффициент спектральной яркости (КСЯ). Спектр коэффициента спектральной яркости (СКСЯ) получают при делении спектров яркости восходящего от воды излучения на спектр яркости эталона, снятого при этих же условиях [5].

В настоящей статье рассматривается возможность использования радиационных параметров и эмпирических уравнений для расчета значений трофности, мутности и наличия цианобактерий на примере нижнего участка р. Дон и Северного водохранилища в 2024 году. Уравнения получены ранее с привлечением опорной информации, полученной при аналитических определениях мутности и трофности на различных водных объектах [6].

Цель работы – оценить возможность использования радиационного параметра и эмпирических уравнений для определения значений мутности, трофности, а также наличия цианобактерий на примере пресноводных объектов Юга России.

Материалы и методы

В качестве исследования взяты 2 объекта разного уровня трофности и различного гидрологического режима: р. Дон – река в Европейской части России. Длина реки – 1870 км, площадь водосборного бассейна – 422 тысячи км². Средний расход воды – 680 м³/с. Уклон реки – 0,096 м/км [1]. Северное водохранилище небольшое водохранилище на ручье Камышеваха, притоке реки Темерник, расположенное в Северном жилом массиве г. Ростова-на-Дону. Создано в 1970-х годах. Водоохранилище разделено плотиной на Верхнее (близ церкви Сурб-Хач) и Нижнее (около БСМП-2) [7]. Материалом для исследований являлись СКСЯ, полученные во время экспедиционных исследований этих водных объектов. В 2024 году проведено 11 экспедиций, с апреля по октябрь включительно. Дистанционную съёмку проводили с Западного моста через реку Дон и со смотровой площадки на Нижнем Северном водохранилище согласно [4, 5].

В статье предложено, используя отдельные области этих спектров, провести оценку состояния фотического слоя пресноводных объектов оперативно в реальном времени по: категориям трофности, степени мутности, наличию цианобактерий [6] как показателя потенциального риска токсичности воды. Сопоставить выше перечисленные показатели с данными, полученными аналитическими методами.

Основной метод определения трофности являются величины максимума СКСЯ в диапазоне волн от 680 до 710 нм, который характеризует уровень развития фитопланктона по содержанию хлорофилла *a*. Величину значений трофности T_i (отн. ед.) водного объекта, рассчитывают согласно формуле (1):

$$T_i = (\rho_{700}^* - \rho_{675}) / \rho_{700}^* \quad (1)$$

где ρ_{700}^* = МАКС($\rho_{680}; \rho_{710}$) – величина максимума СКСЯ в диапазоне длин волн от 680 до 710 нм; ρ_{675} – величина минимума СКСЯ на длине волны 675 нм.

В таблице 1 представлены, данные значений трофности, определенные по КСЯ.

Таблица 1 – Значения трофности соответствующей категории и трофическому статусу водного объекта

Диапазон значений трофности (по радиационному параметру)	Трофический статус водного объекта	Категория трофности
От 0 до 0,01	Олиготрофный	1
от 0,01 до 0,02	Олигомезотрофный	2
от 0,03 до 0,15	Мезотрофный	3
от 0,16 до 0,32	Эвтрофный	4
от 0,33 до 0,40	Эвтрофнополитрофный	5
от 0,41 до 1,00	Гиперэвтрофный	6

Степень мутности в значительной мере связана с концентрацией взвешенных веществ, контролировать изменение значений которых достаточно трудно. Используя радиационные параметры СКСЯ на длинах волн 560 и 620 нм, предложен метод расчёта значений мутности по формуле (2):

$$M_J = (\rho_{560} - \rho_{620}) / \rho_{560} \quad (2)$$

где ρ_{560} и ρ_{620} – величина коэффициента спектральной яркости на длинах волн 560 и 620 нм.

На основе соотношений спектральной и опорной аналитической информации по концентрациям взвешенных веществ, установлены диапазон значений мутности и её степень от «низкой» до «гипермутной» (таблица 2).

Таблица 2 – Данные диапазона и степени мутности с соответствующими концентрациями взвешенных веществ

Диапазон значений мутности (по РП)	Концентрация взвешенных веществ, мг/дм ³	Степень мутности
0,15 – 0,52	от 0 до 20	низкая
0,02 – 0,38	от 20 до 50	повышенная
0 – 0,02	больше 50	гипермутная

Наличие цианобактерий в составе фитопланктона определяют по двум минимумам в СКСЯ при длинах волн 630 и 675 нм. Однозначно о наличии цианобактерий в водном объекте свидетельствует отношение радиационных параметров при 625 и 650 нм, значения которых меньше или равны 1.

$$\rho_{625} / \rho_{650} \leq 1 \quad (3)$$

Результаты и обсуждение

На нижнем участке р. Дон и Северном водохранилище в течение вегетационного сезона 2024 г. получены 87 СКСЯ (рисунок 1 и 2).

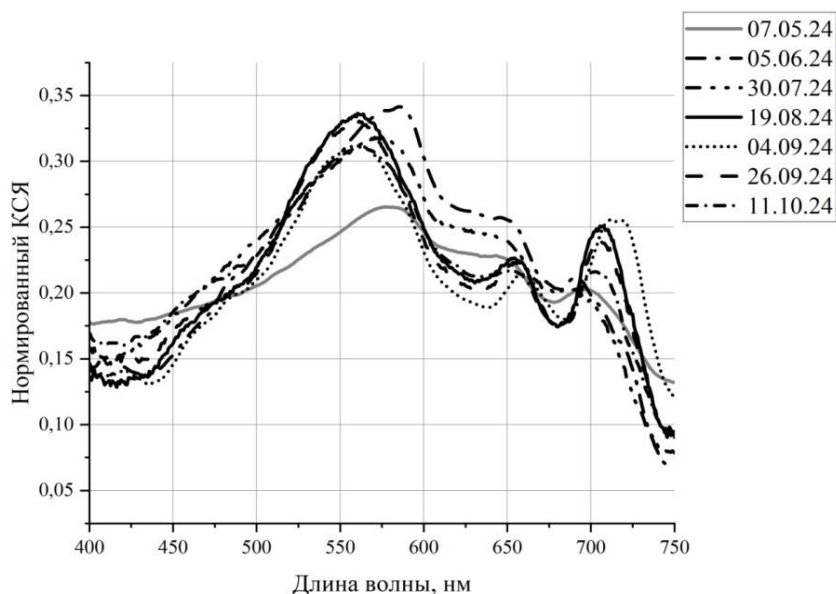


Рисунок 1 – СКСЯ на нижнем участке р. Дон

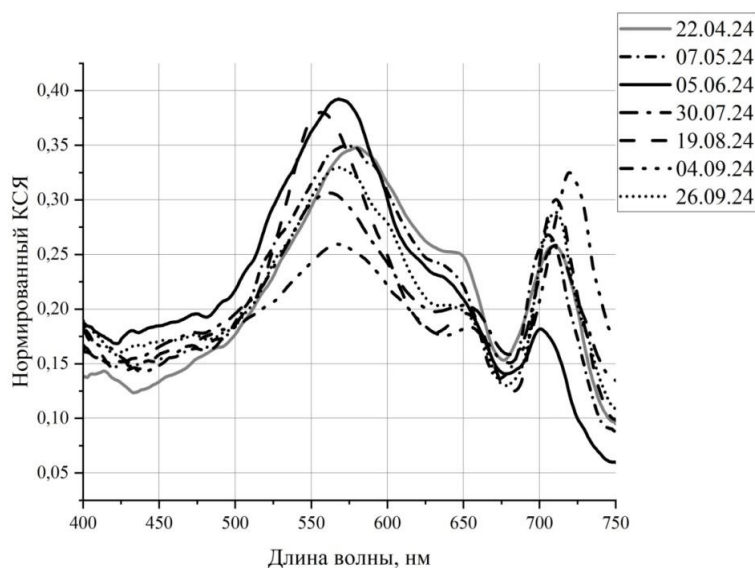


Рисунок 2 – СКСЯ Северного водохранилища

По полученным данным спектрометрической информации, на исследуемых водных объектах в течение вегетационного периода наблюдали

изменение формы СКСЯ, каждая из которых имеет свои характерные особенности. Эти особенности связаны с изменением содержания хлорофилла *a* и фикоцианина.

Значения радиационных параметров мутности, трофности, наличие цианобактерий, рассчитанных по формулам 1–3, представлены в таблицах 3 и 4.

Таблица 3 – Значения радиационных параметров на нижнем участке р. Дон

Дата	Радиационные параметры		
	Наличие цианобактерий	Степень мутности	Категория трофности
07.05.2024	1,02 – отсутствие	0,09 – повышенная	0,04 – 2 категория
05.06.2024	1,03 – отсутствие	0,18 – повышенная	0,03 – 2 категория
30.07.2024	1,04 – отсутствие	0,20 – повышенная	0,00 – 1 категория
19.08.2024	0,94 – наличие	0,36 – низкая	0,29 – 4 категория
04.09.2024	0,95 – наличие	0,37 – низкая	0,26 – 4 категория
26.09.2024	0,93 – наличие	0,36 – низкая	0,25 – 4 категория
11.10.2024	0,99 – наличие	0,29 – низкая	0,17 – 4 категория
За вегетационный период			0,15 – 3 категория

В фотическом слое нижнего участка р. Дон наблюдали изменение степени мутности от повышенной до низкой, категории трофности от 1 до 4. Наличие цианобактерий наблюдали с середины августа до конца вегетационного сезона.

Таблица 4 – Значения радиационных параметров на Северном водохранилище

Дата отбора	Радиационные параметры		
	Наличие цианобактерий	Степень мутности	Категория трофности
22.04.2024	1,06 – отсутствие	0,17 – повышенная	0,40 – 4 категория
07.05.2024	1,12 – отсутствие	0,25 – повышенная	0,49 – 6 категория
05.06.2024	1,14 – отсутствие	0,36 – низкая	0,22 – 3 категория
30.07.2024	0,98 – наличие	0,33 – низкая	0,38 – 5 категория
19.08.2024	0,92 – наличие	0,5 – низкая	0,56 – 6 категория
04.09.2024	1,0 – наличие	0,26 – повышенная	0,45 – 6 категория
26.09.2024	1,0 – наличие	0,24 – повышенная	0,46 – 6 категория
За вегетационный период			0,42 – 6 категория

Согласно таблице 4, фотический слой Северного водохранилища характеризовался повышенной и низкой мутностью, категория трофности изменялась в течение вегетационного сезона с 3 по 6. Наличие цианобактерий наблюдали с конца июля до конца сентября.

Для возможности использования спектрометрической информации высокого спектрального разрешения при расчете показателей значений трофности, мутности и наличия цианобактерий проведено сравнение полученных характеристик с данными опорной информации по аналитическому определению пигментов фитопланктона и фикоцианина [5–6, 8].

Сравнительная оценка значений и категории трофности с динамикой изменения содержания хлорофилла *a*, как показателя уровня развития фитопланктона и фикоцианина, как маркера наличия цианобактерий ($C_{фц}$) в исследуемых водных объектах в течение вегетационного сезона 2024 г. представлены в таблицах 5 и 6.

Таблица 5 – Сравнительная оценка значений и категории трофности, наличия цианобактерий с содержанием хлорофилла *a* и фикоцианина на нижнем участке р. Дон

Дата	Категория трофности		Наличие цианобактерий	
	по Схла, мкг/дм ³ [4]	по значениям РП	$C_{фц}$ мкг/дм ³	по значениям РП
07.05.2024	13,32 – 3 категория	0,04 – 3 категория	н/опр	1,02 – нет
05.06.2024	4,61 – 1 категория	0,03 – 2 категория	н/опр	1,09 – нет
30.07.2024	9,21 – 2 категория	0,00 – 1 категория	н/опр	1,04 – нет
19.08.2024	29,02 – 3 категория	0,29 – 4 категория	15,26	0,94 – да
04.09.2024	33,99 – 4 категория	0,26 – 4 категория	43,13	0,95 – да
26.09.2024	28,61 – 4 категория	0,25 – 4 категория	12,48	0,93 – да
11.10.2024	17,52 – 3 категория	0,17 – 4 категория	6,59	0,99 – да
За вегетационный период	19,47 – 3 категория	0,15 – 3 категория		

Таблица 6 – Сравнительная оценка значений и категории трофности, наличия цианобактерий с содержанием хлорофилла *a* и фикоцианина на Северном водохранилище

Дата	Категория трофности		Наличие цианобактерий	
	по Схла, мкг/дм ³ [4]	по значениям РП	$C_{фц}$ мкг/дм ³	по значениям РП
22.04.2024	51,53 – 4 категория	0,40 – 4 категория	н/опр	1,06 – нет
07.05.2024	43,15 – 4 категория	0,49 – 6 категория	н/опр	1,12 – нет
05.06.2024	14,10 – 3 категория	0,22 – 3 категория	н/опр	1,14 – нет
30.07.2024	78,02 – 6 категория	0,38 – 5 категория	11,98	0,98 – да
19.08.2024	78,72 – 6 категория	0,56 – 6 категория	49,75	0,92 – да
04.09.2024	183,67 – 6 категория	0,45 – 6 категория	61,96	1,0 – да
26.09.2024	84,72 – 6 категория	0,46 – 6 категория	17,21	1,0 – да
За вегетационный период	75,21 – 6 категория	0,40 – 6 категория		
Примечание: Схла – концентрация хлорофилла <i>a</i> ; $C_{фц}$ – концентрация фикоцианина; н/опр – не определяли.				

По данным таблицы 5, в р. Дон в начале вегетационного сезона содержание хлорофилла *a* соответствовало 13,32 мкг/дм³, затем наблюдали

падение до минимального значения 4,61 в начале июня, а в конце месяца повышение до 10 мкг/дм³. С середины августа отметили постепенное увеличение концентрации хлорофилла *a* с 29,02 мкг/дм³ до максимума – 33,99 мкг/дм³ в начале сентября. К концу вегетационного сезона концентрация хлорофилла *a* уменьшилась до 17,52 мкг/дм³. За весь вегетационный сезон нижний участок р. Дон можно охарактеризовать как по содержанию хлорофилла *a*, так и по значениям радиационного параметра – 3 категории трофности.

Сезонная изменчивость содержания хлорофилла *a* на Северном водохранилище следующая:

От 50 мкг/дм³ до минимального значения в начале июня (14,10 мкг/дм³). Затем его возрастание до максимума – 183,67 мкг/дм³ и к концу вегетационного сезона уменьшение концентрации хлорофилла *a* до 70 мкг/дм³ (Таблица 6). В течение вегетационного сезона Северное водохранилище можно характеризовать при отсутствии цианобактерий 3-4 категории трофности, с появлением и развитием в составе фитопланктона цианобактерий категория трофности как по радиационному параметру, так и определенная аналитически по содержанию хлорофилла *a* стабильно 6.

На основе данных спектрометрической информации, свидетельствующей о наличии цианобактерий в фотическом слое водного объекта, содержание фикоцианина на нижнем участке р. Дон и Северном водохранилище определяли с августа по октябрь (рисунок 3) и с июля до конца сентября (рисунок 4) соответственно.

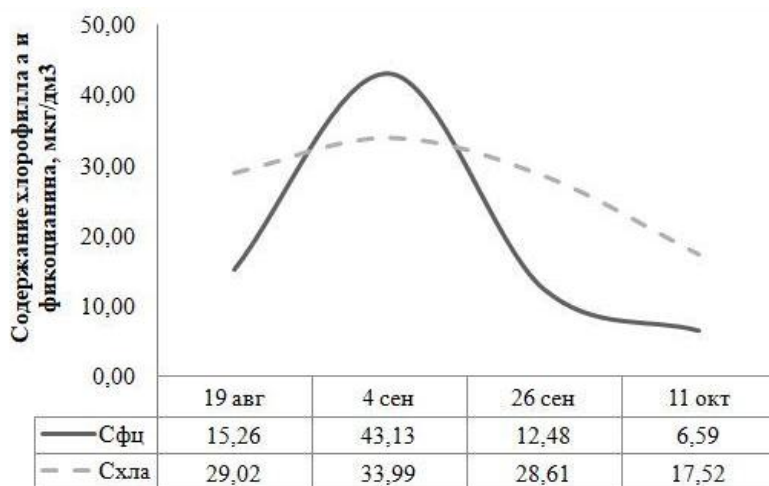


Рисунок 3 – Содержание хлорофилла *a* и фикоцианина в нижнем участке р. Дон

В нижнем участке р. Дон в августе содержание фикоцианина – 15,26 мкг/дм³. В начале сентября наблюдали возрастание его концентрации до максимального значения 43,13 мкг/дм³ на фоне увеличения хлорофилла *a*, затем постепенное уменьшение как концентрации фикоцианина до минимального значения 6,59 мкг/дм³, так и хлорофилла *a*.

Содержание фикоцианина в воде Северного водохранилища отличалось от нижнего участка р. Дон.

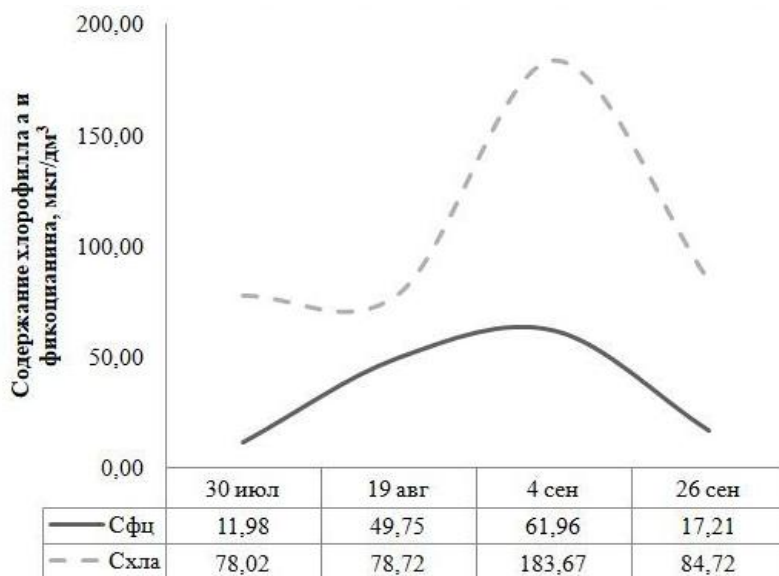


Рисунок 4 – Содержание хлорофилла *a* и фикоцианина в Северном водохранилище

Минимальные значения (11,98 мкг/дм³) наблюдали в конце июля. В начале сентября на фоне увеличения хлорофилла *a*, содержание фикоцианина также возросло до максимума (61,96 мкг/дм³).

Можно сказать, ход изменчивости содержания фикоцианина, как в нижнем участке р. Дон так и Северном водохранилище повторяют ход изменчивости хлорофилла *a*, что соответствует данным трофности и наличию цианобактерий (таблица 5 и 6). Установлено наличие цианобактерий, как с помощью радиационных параметров, так и аналитических данных.

Заключение

По данным дистанционных спектрометрических наблюдений в течение вегетационного сезона 2024 года на нижнем участке р. Дон и Северном водохранилище определены категории трофности, степень мутности и наличие цианобактерий. Предлагаемые методы оценки, позволяют получить корректные результаты, что подтверждено опорными аналитическими данными по содержанию хлорофилла *a* и фикоцианина.

Возможность получать экспресс-информацию и оперативно оценивать состояние фотического слоя пресноводных объектов, свидетельствует о перспективности дистанционных методов в мониторинге поверхностных вод.

Список литературы

1. Водные ресурсы России и их использование /Под ред. проф. И.А. Шикломанова. СПб.: Государственный гидрологический институт, 2008. 600 с.

2. ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. М.: ИПК изд-во стандартов, 2001. 15 с.
3. Ковалёва Г.Е., Дубовицкий Г.А., Решетняк Н.В., Сухоруков Б.Л. Определение концентрации фикоцианина фитопланктона в мутных продуктивных водах (на примере Нижнего Дона) //Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод/Сборник статей посвященный 100-летию со дня образования Гидрохимического института. Ч.2. Ростов-на-Дону, 2020. С.150-154.
4. Р 52.24.844. 2016. Оценка трофического статуса водных объектов по дистанционной спектрометрической информации видимого диапазона электромагнитного спектра. Ростов-на-Дону, 2016. 14с.
5. РД 52.24.729. 2010. Дистанционная спектрометрическая съемка водных объектов в видимом диапазоне волн с мостовых переходов. Ростов-на-Дону, 2010. 23с.
6. Сухоруков Б.Л., Решетняк Н.В. Классификация поверхностных вод по данным дистанционной спектрометрии видимой области //Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2023. Т. 20. №4. С. 214-226.
7. Парк Темерник [Электронный ресурс]. – URL: <http://temernik.tppro.ru>.
8. Ritchie R.J. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c, and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetica*. 2008. Vol. 46, №1. pp. 115–126. doi: 10.1007/s11099-008-0019-7.

ГИС-ПРОЕКТ «ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ РЕЧНЫХ ВОД, СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ. МОДУЛЬ «БАССЕЙН Р. АМУР»»

М.Ю. Кондакова, А.А. Коваленко, М.А. Баумара
ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону, Россия
m.kondakova@gidrohim.mecom.ru

Аннотация: Модуль «Бассейн р. Амур» ГИС-проекта «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем» разработан в программе NEXT GIS QGIS. В его основу положены результаты многолетних (2000-2019 гг.) наблюдений Государственной наблюдательной сети (ГНС) Росгидромета за загрязнением поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям на 19 водных объектах в 30 пунктах, 54 створах, расположенных в бассейне реки Амур. Информационный продукт состоит из 4 основных информационных блоков: «Химический состав речных вод», «Качество поверхностных вод», «Уровень загрязненности воды отдельными компонентами» и «Состояние водных экосистем». В перечень гидрохимических показателей, включенных в ГИС-проект, внесены главные ионы (макрокомпоненты), органические и биогенные вещества, а также соединения металлов. Внутри блоков информация сгруппирована как за весь период исследований (2000-2019 гг.), так и по пятилетним периодам (2000-2004, 2005-2009, 2010-2014, 2015-2019).

Ключевые слова: геоинформационная система (ГИС), бассейн р. Амур, водные объекты, многолетняя гидрохимическая информация, качество воды, состояние

GIS PROJECT «CHEMICAL COMPOSITION AND POLLUTION OF RIVER WATERS, STATE OF AQUATIC ECOSYSTEMS. MODULE: «AMUR RIVER BASIN»»

M.Yu. Kondakova, A.A. Kovalenko, M.A. Baumara
Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia
m.kondakova@gidrohim.mecom.ru

Abstract: The “Amur River Basin” module of the GIS project “Chemical Composition and Pollution of River Waters, State of Aquatic Ecosystems” was developed using the NEXT GIS QGIS software. It is based on the results of long-term (2000–2019) observations by the State Observation Network of Roshydromet on the pollution of inland surface waters according to hydrochemical indicators at 19 water bodies, in 30 monitoring sites, and 54 sampling sections located within the Amur River basin. The information product consists of four main data blocks:

“Chemical Composition of River Waters”, “Surface Water Quality”, “Pollution Levels by Individual Components” and “State of Aquatic Ecosystems”. The list of hydrochemical indicators included in the GIS project covers major ions (macrocomponents), organic and biogenic substances, as well as metal compounds. Within each block, the data are presented both for the entire study period (2000–2019) and for five-year intervals (2000–2004, 2005–2009, 2010–2014, 2015–2019).

Key words: geographic information system (GIS), Amur River basin, water bodies, long-term hydrochemical data, water quality, ecosystem state

Введение

Социально-экономическое развитие российского Дальнего Востока, для которого характерно исключительное богатство фауны и флоры, высокая биологическая продуктивность, большое разнообразие минерально-сырьевых ресурсов [5] во многом определяет авторитет России как в Азиатско-Тихоокеанском регионе, так и на международной арене.

Дальневосточный регион считается высокоиндустриальным районом, поэтому современное интенсивное техногенное воздействие на окружающую среду не только определяет повышенную нагрузку на реки региона, но и является одним из факторов трансформации химического состава поверхностных вод. И бассейн реки Амур – главная артерия Дальнего Востока, не является исключением [5].

На современном этапе привлечение разнообразных картографических, цифровых геологических, геохимических, экологических, метеорологических и других материалов для решения задач оценки загрязнения поверхностных вод и состояния водных экосистем является весьма актуальным. Оперирование такими обширными блоками информации немислимо без помощи геоинформационных систем [3, 4].

Целью данной работы стало создание одного из модулей ГИС-проекта «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем», посвященного бассейну реки Амур.

Материалы и методы

Информационной основой для ГИС-проекта стали результаты многолетних (2000–2019 гг.) наблюдений Государственной наблюдательной сети (ГНС) Росгидромета за загрязнением поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям на 19 водных объектах в 30 пунктах, 54 створах, расположенных в бассейне реки Амур.

Для уточнения географических координат пунктов наблюдений были использованы открытые данные (Google-карты, Yandex-карты, карты OSM (Open Street Map)) и данные Автоматизированной системы учета наблюдательных подразделений (АСУНП) Росгидромета (<http://asunp.meteo.ru/portal/asunp/>) [1].

В перечень гидрохимических показателей, включенных в ГИС-проект, внесены главные ионы (макрокомпоненты), органические и биогенные вещества, а также соединения металлов. Также был включен ряд расчетных

характеристик, описывающих загрязненность поверхностных вод [7] и состояние водных экосистем [8].

При выборе программного обеспечения, на платформе которого будет реализован ГИС-проект, выбор пал отечественную программу NEXТ GIS QGIS, отличительной особенностью которой от других программных продуктов является поддержка множества различных систем координат, включая местные системы координат субъектов РФ, а также способность без конвертации открывать файлы, созданные в других ГИС-программах [2, 6, 10].

Результаты и обсуждение

В настоящее время модуль ГИС-проекта «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем», посвященный бассейну реки Амур, состоит из 4 основных информационных блоков: «Химический состав речных вод», «Качество поверхностных вод», «Уровень загрязненности воды отдельными компонентами» и «Состояние водных экосистем». Внутри блоков, отражающих изменчивость химического состава поверхностных вод, информация сгруппирована как за весь период исследований (2000–2019 гг.), так и по пятилетним периодам (2000–2004, 2005–2009, 2010–2014, 2015–2019). Для блока, касающегося состояния водных экосистем, информация сгруппирована по десятилетиям (2000–2009, 2010–2019 гг.), а также за весь период исследований.

Более подробно рассмотрим каждый из блоков.

Блок 1 «Химический состав речных вод». В основу тематических карт, помещенных в данный блок, положены результаты расчета медианных концентраций по каждому из показателей, характеризующих компонентный состав речных вод.

Для наглядного отображения изменчивости химического состава воды водных объектов и составления легенды для каждого гидрохимического показателя было проведено ранжирование всех медианных концентраций. Далее осуществлялось разбиение общего диапазона изменчивости медиан для каждого из показателей на 5 (в некоторых случаях 6) интервалов.

Для информационных слоев, отражающих пространственное распределение медианных концентраций, была проведена интерполяция методом ОВР (обратных взвешенных расстояний). Данный метод базируется на принципе, что чем ближе расположены объекты, тем больше они друг на друга похожи.

Результаты проведенной классификации и интерполяции для некоторых гидрохимических показателей приведены на рисунке 1.

Блок 2 «Качество поверхностных вод». Химический состав природных вод крайне разнообразен, что порождает множественность их классификаций и необходимость постоянного совершенствования современных систем оценок качества воды.

Качество воды водных объектов бассейна р. Амур оценивалось в соответствии с РД 52.24.643 [7] с использованием УКИЗВ (удельного комбинаторного индекса загрязненности воды).

При формировании тематических карт, входящих в данный блок, использовались данные о величинах УКИЗВ, классах качества и наличии критических показателей загрязненности воды (КПЗ). Статистически значимые тренды изменчивости ежегодных значений УКИЗВ выявлялись с помощью рангового коэффициента корреляции Кендалла. Результаты представлены на рисунке 2.

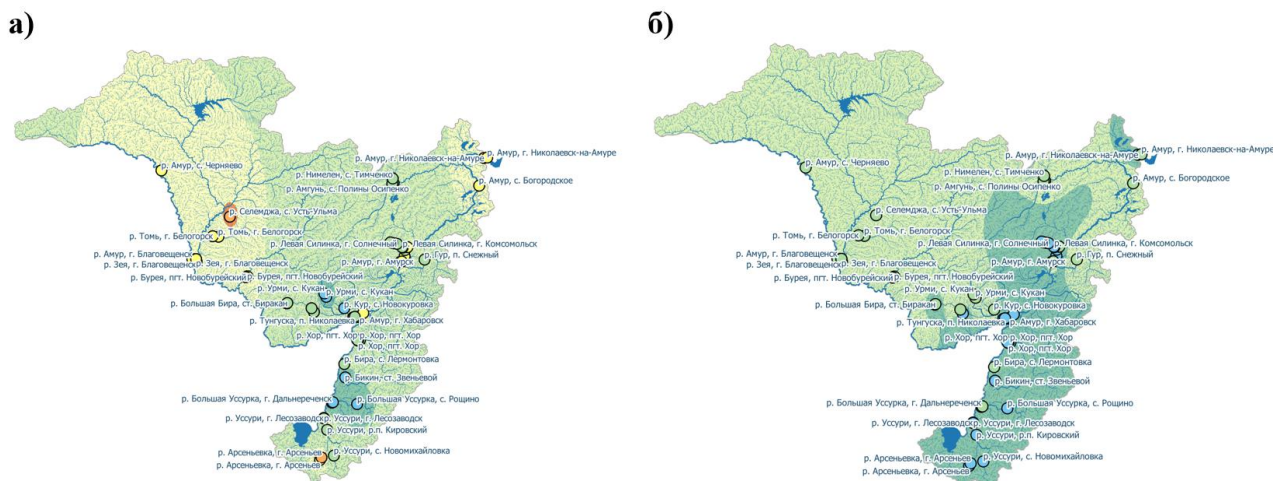


Рисунок 1 – Блок 1 «Химический состав речных вод». Пространственная изменчивость содержания а) хлоридов б) нефтепродуктов в воде бассейна реки Амур

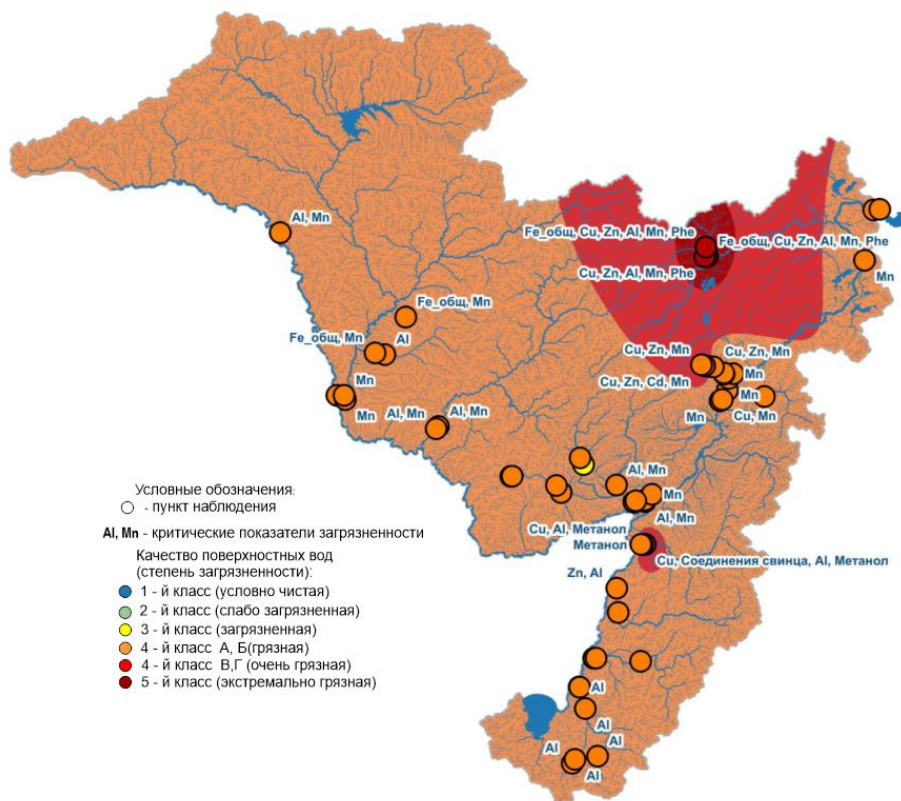


Рисунок 2 – Блок 2 «Химический состав речных вод». Пространственная изменчивость качества поверхностных вод бассейна реки Амур

Блок 3 «Уровень загрязненности воды отдельными компонентами».

Зачастую пользователей интересует не только содержание в воде отдельного компонента, но также наличие или отсутствие загрязнения воды данным компонентом. Решение подобной задачи визуализировано в третьем блоке ГИС-проекта. В основе карт, помещенных в данный блок, лежат результаты пересчета значений медианных концентраций по каждому гидрохимическому показателю в кратности превышения ПДК. Распределение в группы по кратности превышения ПДК осуществлено в соответствии с «Классификацией воды водных объектов по кратности превышения ПДК» (Приложение Ж РД 52.24.643–2002) [7]. Здесь также проводилась интерполяция полученных данных методом ОВР. Результаты расчетов и интерполяции данных для отдельных гидрохимических показателей представлены на рисунке 3.

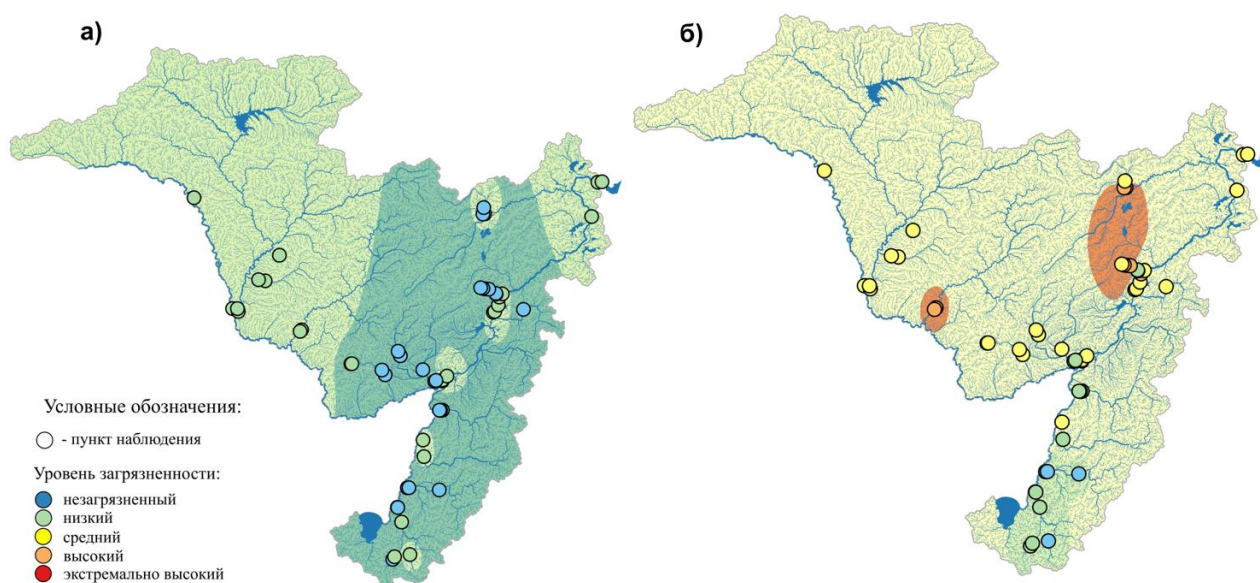


Рисунок 3 – Блок 3 «Уровень загрязненности воды отдельными компонентами». Пространственная изменчивость уровня загрязнения а) ОВ по ХПК б) марганцем воды бассейна реки Амур

Блок 4 «Состояние водных экосистем (по гидрохимическим показателям)». В Российской Федерации и за рубежом существуют различные методики оценки состояния водных объектов (экосистем), в основе которых лежит комплекс химических, физико-химических, биологических, микробиологических и других показателей.

На основе классификатора оценки состояния водных экосистем по гидрохимическим показателям, приведенного в Р 52.24.661–2004 «Оценка риска антропогенного воздействия приоритетных загрязняющих веществ на поверхностные воды суши» [9], в Гидрохимическом институте был разработан классификатор оценки состояния водных экосистем, учитывающий разнообразие природно-климатических условий формирования химического состава природных вод [8]. В его основу легла такая характеристика речной воды, как минерализация, которая является наиболее информативным индикатором смены широтных зон.

Оценка состояния водной экосистемы проводится по БПК₅, и концентрации азота аммонийного. Её результаты по каждому из показателей являются равнозначными, а итоговое заключение о состоянии принимается на основе «худшего» результата.

Изменчивость состояния водных объектов бассейна р. Амур отражена на рисунке 4.

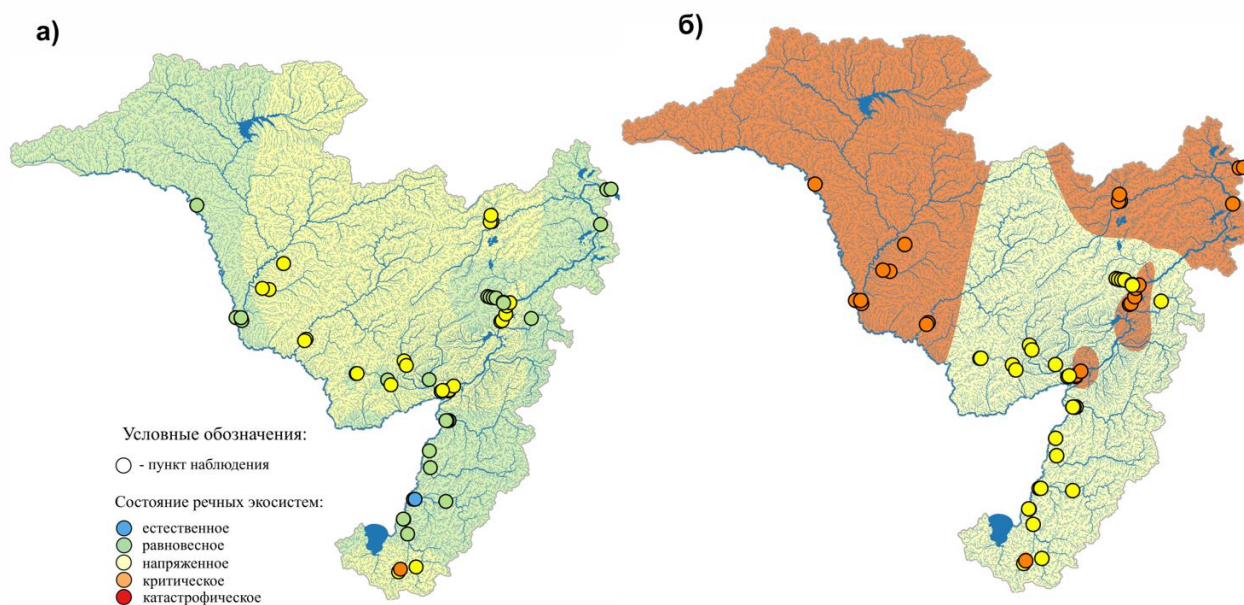


Рисунок 4 – Блок 4 «Состояние водных экосистем (по гидрохимическим показателям)» а) БПК₅ б) азота аммонийного бассейна реки Амур

Заключение

Модуль ГИС-проекта «Химический состав и загрязненность речных вод, состояние водных экосистем», посвященный водным объектам бассейна р. Амур состоит из 4 основных информационных блоков: «Химический состав речных вод», «Качество поверхностных вод», «Уровень загрязненности воды отдельными компонентами» и «Состояние водных экосистем»

Информационный продукт является открытой системой, которая в будущем будет дополняться информацией как о новых временных периодах, так и о бассейнах других рек, расположенных на территории дальневосточного региона.

Данные, полученные с помощью, ГИС-проекта, могут быть полезны:

- при информационном обеспечении научных исследований, позволяя анализировать и оценивать динамику химического состава и качества речных вод дальневосточного региона;

- как инструмент поддержки принятия управленческих решений в области охраны окружающей среды, обеспечения экологической безопасности, рационального использования природных ресурсов.

Более подробно с ГИС-проектом можно ознакомиться на официальном сайте Гидрохимического института по ссылке: <https://gidrohim.com/node/71>

Список литературы

1. Автоматизированная система учета наблюдательных подразделений (АСУНП) Росгидромета. Режим доступа: <http://asunp.meteo.ru/portal/asunp/> Дата обращения: 01.07.2020.
2. Кремлев О.И. Сравнение геоинформационных систем для целей создания тематических карт // Международный научно-исследовательский журнал, 2016. № 1 (43). С. 116–118.
3. Краснобородько А.В. Исследование и разработка структур баз геоданных информационно-телекоммуникационных систем. Автореферат дис. ... канд. техн. наук: 25.00.35 - Геоинформатика. Москва, 2007. 24 с
4. Лисицкий Д.В. Конспект лекций по геоинформатике – Новосибирск: СГГА, 2011. – 81 с.
5. Никаноров А.М. Брызгалов В.А. Реки России. Часть IV. Реки Дальнего Востока (гидрохимия и гидроэкология). – Ростов-на-Дону: «НОК», 2011. 324 с.
6. Потапенко И.А., Якименко В.В. Свободная кроссплатформенная геоинформационная система QGIS // Актуальные проблемы авиации и космонавтики, 2020. Т.2. С. 368-370.
7. РД 52.24.643–2002. Метод комплексной оценки степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям. СПб: Гидрометеоздат, 2003. 32 с.
8. Решетняк О.С., Даниленко А.О., Кондакова М.Ю., Косменко Л.С. Оценка состояния водных экосистем по интегральным гидрохимическим показателям в государственном мониторинге состояния и загрязнения окружающей среды // Метеорология и гидрология, 2023. № 5. С. 53-64.
9. РД 52.24.661–2004. Оценка риска антропогенного воздействия приоритетных загрязняющих веществ на поверхностные воды суши. – М.: "Метеоагентство Росгидромета", 2006. 33 с.
10. Хвостов М.В. Аналитический обзор геоинформационных систем для задач анализа политических событий // Евразийский научный журнал, 2017. № 3. С.181-184.

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ МЕТОДОВ ЛИКВИДАЦИИ УВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД АКВАТОРИИ ЦЕМЕССКОЙ БУХТЫ

О.В. Панина¹, О.Л. Донцова¹

¹*Кубанский государственный университет, г. Краснодар, Россия
panina_olga@inbox.ru*

Аннотация: настоящие исследования проводились для выработки эффективных методов ликвидации разливов УВ на акватории Цемесской бухты. С помощью математического моделирования авторами наиболее детально был изучен способ с применением нефтеокисляющих бактерий. Моделирование изменения численности популяции нефтеокисляющего микробного населения проводится на основе одного из фундаментальных предположений, лежащих в основе всех моделей роста популяции: скорость роста популяции пропорциональна ее численности. Результаты математического моделирования биологической деструкции нефтяных разливов позволяют отследить динамику процесса уменьшения концентрации нефти в разливе в процессе жизнедеятельности микробного сообщества. Методы ликвидации антропогенного нефтяного загрязнения с помощью углеводородокисляющих микроорганизмов способствуют получению хорошего результата по снижению содержания углеводородов без какого-либо ущерба для окружающей среды, что является одним из главных условий при ликвидации углеводородных загрязнений на акватории.

Ключевые слова: акватория Цемесской бухты, нефтяного загрязнения, ликвидации разливов УВ, математическое моделирование, нефтеокисляющие бактерии

ANALYSIS OF THE EFFICIENCY OF METHODS FOR LIQUIDATION OF HC POLLUTION OF SURFACE WATERS IN THE TSEMES BAY WATER AREA

O.V. Panina¹, O.L. Dontsova¹

¹*Kuban State University, Krasnodar, Russia
panina_olga@inbox.ru*

Abstract: The present studies were conducted to develop effective methods for eliminating hydrocarbon spills in the Tsemes Bay water area. Using mathematical modeling, the authors studied in most detail the method using oil-oxidizing bacteria. Modeling of changes in the population size of the oil-oxidizing microbial population is carried out on the basis of one of the fundamental assumptions underlying all population growth models: the rate of population growth is proportional to its size.

The results of mathematical modeling of biological destruction of oil spills make it possible to track the dynamics of the process of reducing the concentration of oil in the spill during the life of the microbial community. Methods of eliminating anthropogenic oil pollution using hydrocarbon-oxidizing microorganisms help to obtain a good result in reducing the content of hydrocarbons without any damage to the environment, which is one of the main conditions for eliminating hydrocarbon pollution in the water area.

Key words: Tsemes Bay water area, oil pollution, elimination of hydrocarbon spills, mathematical modeling, oil-oxidizing bacteria

Целью настоящих исследований являлась выработка эффективных методов ликвидации разливов УВ на акватории Цемесской бухты. При этом авторами рассматривались следующие способы ликвидации нефтяных разливов (таблица) [5]:

Таблица – Способы ликвидации нефтяных разливов

Вид работ	Применяемые способы и технические средства
Локализация разлива	Боны и сорбционные плавсредства
Механический сбор	Скиммеры, насосы, сорбенты-плавсредства
Химическая обработка	Дисперсанты, эмульгаторы, акватехника, разбрызгивающие устройства
Физико-химическая обработка	Деэмульгаторы
Биологическая обработка	Препараты на основе углеводородоокисляющих микроорганизмов

С экологических позиций важно различать два основных типа нефтяных разливов. Один из них включает разливы, которые начинаются и завершаются в открытом море без соприкосновения с береговой линией.

Их последствия, как правило, носят временный, локальный и быстро обратимый характер в форме острого стресса. Другой и наиболее опасный тип разливов предполагает вынос нефтяного поля на берег, аккумуляцию нефти на побережье и длительные экологические нарушения в прибрежной и литоральной зоне, что можно трактовать как хронический стресс. Чаще всего оба этих сценария развиваются одновременно, и это особенно вероятно для ситуаций, при которых аварийный разлив происходит в непосредственной близости от берега.

Как следует из известной статистики, большинство аварийных ситуаций и нефтяных разливов приходится на прибрежную зону. Вероятность выноса нефти на берег в таких случаях зависит от характера разлива (объем, расстояние от берега и пр.) и конкретных гидрометеорологических условий в данном месте и в данное время, в первую очередь от силы и направления ветра и течений. При всей неопределенности прогноза таких событий есть основания

полагать, что в большинстве случаев вынос нефтяного пятна на берег достаточно вероятен [5].

В обширном арсенале современных способов ликвидации последствий нефтяных разливов можно выделить несколько основных групп технических методов и средств:

- физические (механические) способы локализации, сбора и удаления нефти с поверхности моря и на берегу;
- химические методы диспергирования пленочной нефти для ускорения процессов ее рассеяния и разложения под действием природных факторов;
- термический способ – сжигание.

Традиционно механические способы ограничения или ликвидации нефтяного загрязнения считают предпочтительными, а их результаты сразу видны. Преимущества механических способов состоят в возможности их быстрого и многократного применения и утилизации собранной нефти, а также в минимальных побочных нарушениях природных условий. Главный недостаток таких методов – невозможность использования в сложных условиях, при волнении моря.

Перечень известных химических веществ и препаратов для ликвидации нефтяных разливов достаточно внушителен и насчитывает несколько сотен наименований. Среди них лидирующее место по эффективности и частоте практического использования занимают диспергирующие препараты (диспергенты). Главным потенциальным недостатком диспергирования нефти является локализованное и временное повышение водонефтяной концентрации, которая способна оказывать воздействие на морскую флору и фауну в непосредственной близости от места применения диспергирующих веществ. Таким образом, можно сделать вывод, что применяемые методики недостаточно эффективны для стабильного экологического состояния изучаемой территории, поэтому необходимо применение дополнительных мер по очистке, особенно на труднодоступных участках.

В настоящее время существуют достаточно обоснованные методики по ликвидации антропогенных углеводородов, среди которых с помощью математического моделирования авторами наиболее детально был изучен способ с применением нефтеокисляющих бактерий.

Скорость окисления нефтяных углеводородов определяется следующими условиями: площадью поверхности соприкосновения нефти с водой, толщиной нефтяной пленки (чем она толще, тем меньше поступление кислорода, необходимого для окисления нефтяных углеводородов), наличием азота и фосфора в среде в количествах, обеспечивающих развитие нефтеокисляющих бактерий (эти элементы необходимы для роста бактерий, но отсутствуют в нефти и ее продуктах), температурой воды, так как известно, что нефтеокисляющие бактерии наиболее активны при температуре 30о-37о С. Однако, процесс окисления нефти, хотя и довольно медленно, протекает и при температуре 0 °С.

Ароматические соединения свежей нефти оказывают токсичное действие на нефтеокисляющие микроорганизмы, поэтому можно считать, что процесс микробиологической трансформации нефтяных углеводов в полной мере начинается через несколько часов после разлива – к этому времени легкие ароматические компоненты испаряются.

Моделирование изменения численности популяции нефтеокисляющего микробного населения будем проводить на основе одного из фундаментальных предположений, лежащих в основе всех моделей роста популяции: скорость роста популяции пропорциональна ее численности. Математически этот закон записывается с помощью уравнения Мальтуса [3, 4]:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = RM, \quad (1)$$

где M – численность бактериального населения, t – время, R в общем случае может быть функцией как самой численности, так и времени, или зависеть от других внешних и внутренних факторов (если коэффициент пропорциональности $R = \text{const}$, численность будет расти неограниченно).

Из множества необходимых для жизнедеятельности пищевых компонентов, субстратов, потребляемых организмами исследуемой популяции, субстрат, находящийся в наименьшей доступности и лимитирующий ростовые процессы, определяет скорость размножения. Этот принцип известен как принцип минимума Либиха [2]. Причиной ограничения роста популяции нефтеокисляющих бактерий является лимитирование по количеству дрейфующей в море нефти. В течение некоторого времени численность популяции растет экспоненциально, пока скорость роста не начинает лимитироваться какими-либо другими факторами. Зависимость скорости роста R в уравнении (1) от количества субстрата может быть описана уравнением Моно [1]:

$$R(C) = \frac{\mu_m C}{C + K_s}, \quad (2)$$

где μ_m – максимальная скорость роста бактерий, C – концентрация субстрата (нефтепродукта), K_s – коэффициент насыщения, имеющий размерность, аналогичную размерности субстрата (согласно теории, коэффициент насыщения численно равен той концентрации субстрата, при которой наблюдается половинная от максимальной скорость размножения).

Итак, для описания динамики популяции нефтеокисляющих микроорганизмов будем использовать уравнения (1) и (2) с учетом отмирания микроорганизмов:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\mu_m C}{C + K_s} M - \lambda M, \quad (3)$$

где M – численность микроорганизмов, μ_m – максимальная скорость роста микроорганизмов, C – концентрация нефти, K_s – коэффициент насыщения, λ – скорость отмирания клеток.

Таким образом, рост микробной популяции в единицу времени пропорционален величине концентрации нефти и зависит от количества лимитирующего субстрата, а убыль популяции происходит за счет естественной смертности микроорганизмов.

Концентрация нефти C изменяется во времени и зависит от численности популяции микроорганизмов M . Для описания этого процесса будем использовать модель Лотки-Вольтерра, учитывая ограниченность субстрата посредством уравнения (3):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\mu_m C}{C + K_s} M, \quad (4)$$

где C – концентрация нефти, M – численность популяции бактерий, K_s – коэффициент насыщения, μ_m – максимальная скорость роста микроорганизмов.

Для описания взаимосвязи изменения концентрации нефти и изменения численности нефтеокисляющих микроорганизмов будем исходить из того, что убыль нефтепродукта пропорциональна численности нефтеокисляющих микроорганизмов [3]. Получим закон, по которому концентрация нефти C изменяется во времени и зависит от численности популяции микроорганизмов M :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{l}{k} \frac{\mu_m C}{C + K_s} M, \quad (5)$$

где C – концентрация нефти, M – численность популяции бактерий, μ_m – максимальная скорость роста микроорганизмов, C – концентрация нефти, K_s – коэффициент насыщения, k – коэффициент пропорциональности между количеством бактерий и поглощенным субстратом.

С учетом сделанных выше предположений, а также принимая во внимание тот факт, что все входящие в состав нефти фракции подвержены бактериальному окислению, на основе уравнений (3) и (5), получим следующую систему уравнений, описывающую изменение численности популяции нефтеокисляющих микроорганизмов при условии ограниченности по субстрату и конвективно-диффузионный перенос нефтяного загрязнения с изменением концентрации нефти при микробном окислении:

$$\frac{dM}{dt} - \frac{\mu_m C}{C + K_s} M + \lambda M = 0, \quad (6)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} - K_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{l}{q} \frac{\mu_m C}{C + K_s} M = 0. \quad (7)$$

Без ограничения общности предположим, что имеется два вида бактерий, способных разлагать нефть, причем: 1-ый хорошо разлагает группу легких компонентов, удовлетворительно – группу компонентов со средним весом и вообще не разлагает группу тяжелых компонентов; 2-ой хорошо разлагает группу компонентов со средним весом, удовлетворительно – группу тяжелых компонентов и вообще не разлагает группу легких компонентов. Для описания динамики популяции нефтеокисляющих микроорганизмов будем использовать уравнения Моно с учетом отмирания микроорганизмов, но без учета взаимодействия популяций между собой [6]:

$$\frac{\partial M_j}{\partial t} = \frac{\mu_{ij} C_i + \mu_{i+1j} C_{i+1}}{C_i + C_{i+1} + K_{js}} M_j - \lambda_j M_j, \quad (8)$$

где C_i – концентрация i -той суперфракции, мг/м; M_j – численность j -ого вида бактериального населения; λ_j – скорость отмирания j -ого вида бактерий; μ_{ij} – максимальная скорость роста j -ого вида бактерий при питании компонентами i -той суперфракции нефти, K_{js} – коэффициент насыщения, имеющий размерность, аналогичную размерности субстрата.

Рост микробной популяции в единицу времени пропорционален величине концентрации нефти и зависит от количества лимитирующего субстрата, а убыль популяции происходит за счет естественной смертности микроорганизмов.

При расчетах принято, что нефтяное пятно движется вдоль биссектрисы 1 квадранта, и концентрации углеводородов C в различные промежутки времени (начальное время 45–55 мин, текущее 50–60 и 55–65 мин) даются в сечении вдоль этой биссектрисы, и границы этого нефтяного пятна определяются предельно допустимыми значениями концентрации C нефтепродуктов.

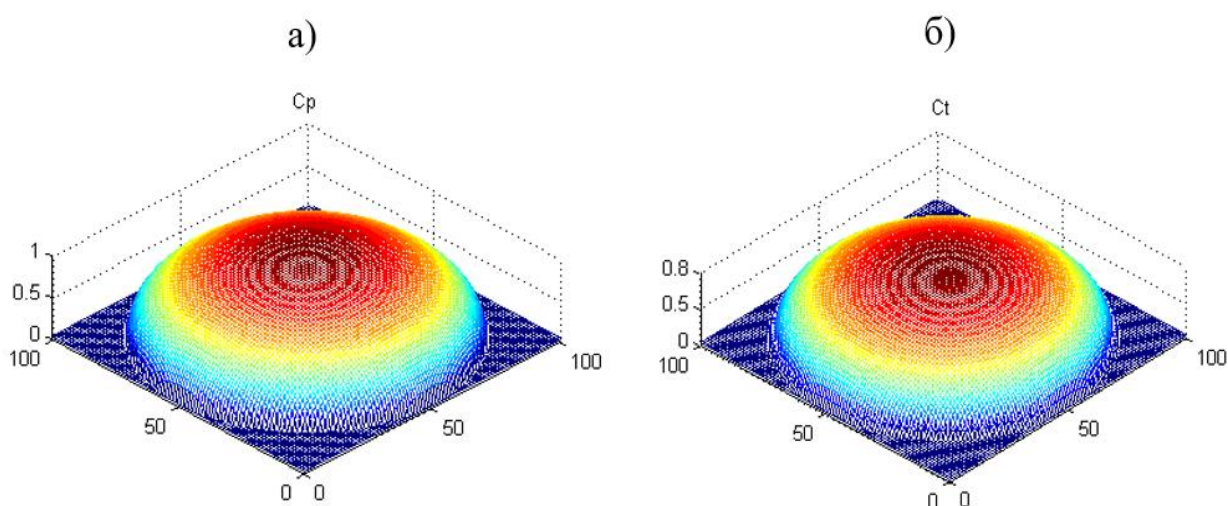


Рисунок 1 – Сечение изменения распределения концентрации нефти вдоль биссектрисы в различные промежутки времени: а) $t = 0$; б) $t = 0.025$

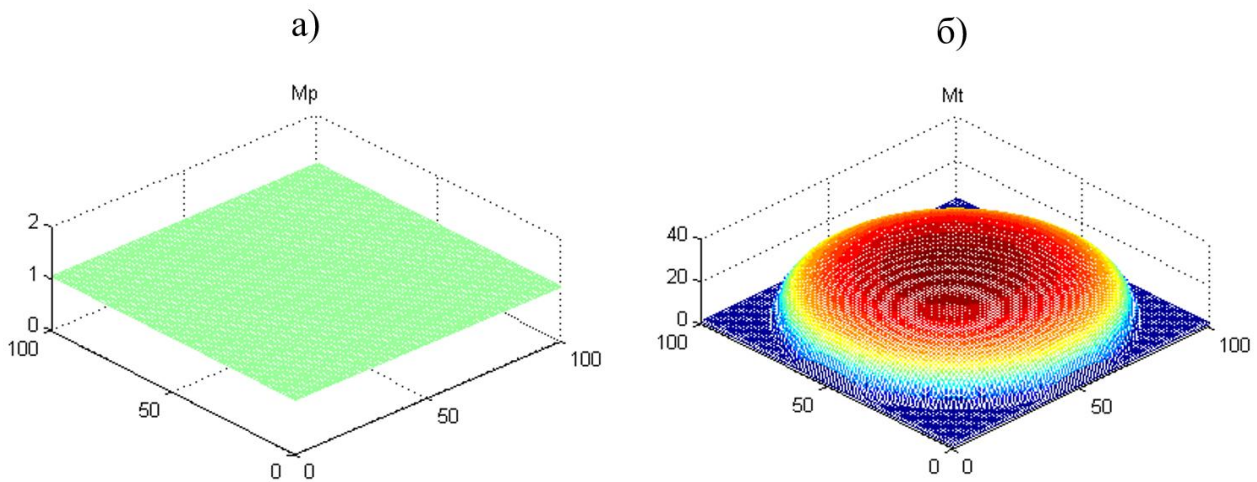


Рисунок 2 – Сечение изменения распределения численности популяции нефтеокисляющих микроорганизмов вдоль биссектрисы в различные промежутки времени: а) $t = 0$; б) $t = 0.025$

На рисунке 1 (а) и 2 (а) дано соответственно начальное распределение концентрации нефти и численности популяции нефтеокисляющих микроорганизмов. На рисунке 1 (а) хорошо видно, что нефть представляет собой пятно с локальным максимумом, причем в начальный момент времени концентрация нефти максимальна и достигает единицы. На рисунке 1 (б) представлено изменение концентрации нефти через 0,025. Из сравнения рисунке 2 (а) и рисунке 2 (б) видно, что в точке максимального скопления нефти концентрация уменьшилась приблизительно на 20 %, в остальных точках чуть меньше. При сравнении рисунков 2 (а) и 2 (б) заметно, что биопрепарат распространился неравномерно, а с учетом неравномерного распределения нефти, т.е. при удалении от центра пятна (максимального скопления нефти), количество биопрепарата уменьшается. В центре пятна скопление биопрепарата максимально. Отсюда можно сделать вывод, что увеличение нефтеокисляющих микроорганизмов совпадает с направлением увеличения концентрации нефти.

Полученные результаты свидетельствуют, что зависимость между удельным количеством нефтеокисляющих бактерий и концентрацией нефтяных углеводородов в донных осадках может иметь вид:

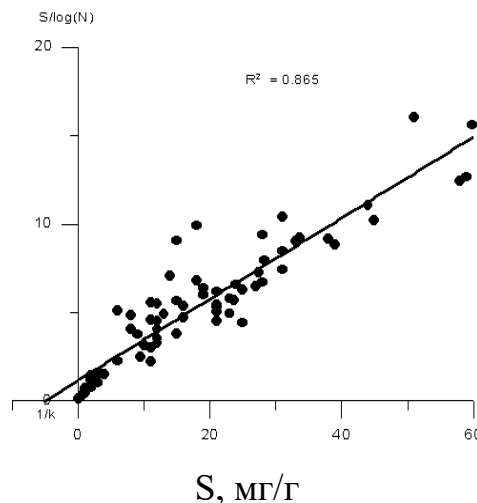


Рисунок 3 – Зависимость численности нефтеокисляющих бактерий от содержания нефти в донных осадках

Таким образом, результаты математического моделирования биологической деструкции нефтяных разливов позволяют отследить динамику процесса уменьшения концентрации нефти в разливе в процессе жизнедеятельности микробного сообщества. Следовательно, методы ликвидации антропогенного нефтяного загрязнения с помощью углеводородокисляющих микроорганизмов способствуют получению хорошего результата по снижению содержания углеводородов без какого-либо ущерба для окружающей среды, что является одним из главных условий при ликвидации углеводородных загрязнений на акватории.

Список литературы

1. Дембицкий С.И., Уртенев М.Х., Панина О.В., Шарпан М.В. Математическая модель биологической деструкции нефтяного загрязнения акваторий // Экологический вестник научных центров ЧЭС. Приложение №1, 2004. С. 138–148.
2. Дембицкий С.И., Уртенев М.Х., Панина О.В., Шарпан М.В. Математическая модель биологической деструкции нефтяного загрязнения акваторий // Экологический вестник. Геология, геофизика, экология. 2004. С. 225–230.
3. Дембицкий С.И. Лаврентьев А.В., Ларионов А.В., Уртенев М.Х. Визуализация динамики нефтяного пятна на поверхности моря посредством двумерной анимации // Наука Кубани. 2002. № 1. С. 126–130.
4. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М.: Наука, 1982. 319 с.
5. Панина О.В. О влиянии углеводородных загрязнений на экологическую систему «Суша-море» // Экологический вестник. Геология, геофизика, экология. 2004. С.151–152
6. Bruns K., Dahlmann G.D., Gunkel W. Distribution and activity of petroleum hydrocarbon degrading bacteria in the North and Baltic Seas // Deutsche Hydrographische Zeitschrift. 2013. Н.6. S. 359–369.

