

Использование основных гидрохимических и гидробиологических показателей для определения инвариантного состояния Куйбышевского водохранилища и его притоков

© 2023. Т. А. Кондратьева¹, к. б. н., гидробиолог,
Т. В. Никоненкова², к. ф.-м. н., доцент, А. Р. Гайсин², аспирант,
Т. Р. Латыпова², аспирант, Н. Ю. Степанова², д. б. н., профессор,
¹Управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды
Республики Татарстан,
420021, Россия, г. Казань, ул. Заводская, д. 3,
²Казанский федеральный (Поволжский) университет,
420008, Россия, г. Казань, ул. Кремлёвская, д. 18,
e-mail: tatjana_kondrate@mail.ru, step090660@yandex.ru

Методом экологических модификаций определено инвариантное состояние водных экосистем бассейна Средней Волги. На основе анализа многолетней режимной гидрохимической и гидробиологической информации методами математической статистики (кластерного, иерархического кластерного анализа, ординационных методов), исследованные водные объекты были сгруппированы по химическому составу воды с выделением главных показателей природного и антропогенного генезиса. Выделены общие показатели химического состава воды (температура, минерализация, жёсткость, содержание нефтепродуктов, ионов хрома), влияющие на изменение качественных и количественных характеристик гидробиоценозов, а также специфические показатели (азотсодержащие соединения, фосфаты, хлориды, сульфаты, ионы меди и железа), отрицательно влияющие на количественные и качественные характеристики гидробиоценозов. Для оценки инвариантного состояния использована группа инфузорий – цилиопланктон (качественные и количественные характеристики). В экосистеме Куйбышевского водохранилища цилиопланктон характеризовался высоким видовым разнообразием, что является признаком антропогенного напряжения. В реках количественные характеристики цилиопланктона низкие, а изменения в сообществе носят характер экологических модуляций. Доля развития коловраток в зоопланктонных сообществах указывает на элементы экологического регресса в экосистемах водных объектов. По уровню развития организмов зообентоса, его численности и относительной доли олигохет в экосистеме Куйбышевского водохранилища наблюдается антропогенное напряжение на большинстве участков, только в районе г. Чистополь – элементы экологического регресса, а у г. Тетюши состояние экосистемы характеризуется как переходное от фонового к антропогенному напряжению. Реки Вятка и Меша характеризуются как фоновые с переходом к антропогенному напряжению; в р. Казанка прослеживается антропогенное эвтрофирование с элементами экологического регресса; реки Степной Зай, Нокса и Илеть испытывают элементы экологического регресса. Получены статистические зависимости показателей гидробиоценоза от гидрохимического состава.

Ключевые слова: водные экосистемы, мониторинг, экологические модификации, инвариантное состояние, экологический регресс, антропогенное напряжение.

Use of basic hydrochemical and hydrobiological indicators to determine the invariant state of the Kuibyshev reservoir and its tributaries

© 2023. T. A. Kondrateva¹ ORCID: 0000-0002-8800-9098[†]
T. V. Nikonenkova² ORCID: 0000-0002-8871-2162[†], A. R. Gaisin² ORCID: 0000-0003-2572-5174[†]
T. R. Latypova² ORCID: 0000-0003-4353-3782[†], N. Yu. Stepanova² ORCID: 0000-0003-1733-9062[†]

¹Department for Hydrometeorology and Environmental Monitoring
of the Republic of Tatarstan,

3, Zavodskaya St., Kazan, Russia, 420021,

²Kazan Federal University,

18, Kremlevskaya St., Kazan, Russia, 420008,

e-mail: tatjana_kondrate@mail.ru, step090660@yandex.ru

The method of ecological modifications was used to determine the invariant state of aquatic ecosystems in the Middle Volga basin. Based on the analysis of long-term regime hydrochemical and hydrobiological information using the methods of mathematical statistics (cluster, hierarchical cluster analysis, ordination methods), the studied water bodies were grouped according to the chemical composition of water, highlighting the main indicators of natural and anthropogenic genesis. We highlighted the general indicators of the chemical composition of water (temperature, salinity, hardness, content of oil products, chromium ions) that affect the change in the qualitative and quantitative characteristics of hydrobiocenoses, as well as specific indicators (nitrogen-containing compounds, phosphates, chlorides, sulfates, copper and iron ions), negatively affecting the quantitative and qualitative characteristics of hydrobiocenoses. A group of ciliates – cilioplankton (qualitative and quantitative characteristics) was used to assess the invariant state. Cilioplankton in the ecosystem of the Kuibyshev reservoir is characterized by high species diversity, which indicates anthropogenic stress. The quantitative characteristics of cilioplankton in rivers are low, and the community changes are ecological modulations. The share of rotifers development in zooplankton indicates the elements of ecological regress in water bodies, as well as anthropogenic eutrophication with elements of ecological regress (in most of the Kuibyshev reservoir). The level of zoobenthos development and its size, as well as the oligochaetes relative proportion indicate anthropogenic stress in the ecosystem of most parts of the Kuibyshev reservoir. The elements of ecological regress are traced only in the area of Chistopol. The water ecosystem in Tetyusha area is characterized as a transition from background to anthropogenic stress. The Vyatka and Mesha rivers are characterized as background rivers with the transition to anthropogenic stress. Anthropogenic eutrophication with elements of ecological regress can be traced in the Kazanka River. The Stepnoy Zai, Noksa and Ilet rivers has elements of ecological regress. Hydrobiocenoses indicators statistically depend on hydrochemical composition.

Keywords: aquatic ecosystems, monitoring, ecological modifications, invariant state, ecological regress, anthropogenic stress.

Исследование водных экосистем, анализ процессов, происходящих в них, в мировой практике мониторинга проводятся схожими методами с использованием общих оценочных подходов. К ним относятся разные системы биоиндикации, адаптированные к условиям региона и его специфики. Чаще всего используются две системы: британская RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) и американская RPBs (Rapid Bioassessment Protocols). В Британской системе используются различные биотические индексы, рассчитываемые по группам зообентоса, в американской – система метрик, в основном, из группы бентосных макробеспозвоночных [1]. Наиболее часто используется Бельгийский биотический индекс [2]. В основе этих систем лежит сравнение сообществ макрозообентоса тестируемого и эталонного створа. Для комплексного анализа используют так называемую систему LP-EII, которая основана на бальной системе, при этом в качестве основных показателей применяют гидрологические, гидрохимические (кислород, ХПК, общий азот и общий фосфор), гидробиологические (хлорофилл *a*, численность зоопланктона, биотический индекс по семействам макробеспозвоночных) [3].

Методика экологических модификаций, разработанная В.А. Абакумовым [4], в системе мониторинга других стран не применяется, однако именно в этом подходе используется обобщение многолетних гидрохимических и гидробиологических данных с проекцией полученных оценок на динамическое состояние экосистемы. Учёт состояния фито-, зоопланктона и зообентоса позволяет расширить

представление о процессах, происходящих в водной экосистеме, уловить тренды её изменения. В настоящее время метод экологических модификаций считается одним из наиболее перспективных [5].

Целью работы было определить экологический статус Куйбышевского водохранилища и его притоков по абиотическим и биотическим компонентам, выявить между ними основные значимые зависимости.

Объекты и методы исследования

В качестве объектов исследования были выбраны водоёмы и водотоки Республики Татарстан и прилегающих к ней территорий: Куйбышевское водохранилище и его притоки – реки Казанка, Вятка, Степной Зай, Илеть, Noksa, Свияга (рис. 1, см. цв. вкладку V). Исследования выполнены на 23 створах: 9 из них располагаются на Куйбышевском водохранилище (КВ), 14 – на реках.

Проанализированы результаты гидрохимических и гидробиологических наблюдений за 2008–2018 гг. На основе анализа гидрохимических показателей оценивалось качество воды с использованием удельного комбинаторного индекса загрязнения вод (УКИЗВ), рассчитывались модальные интервалы (МИ) основных загрязняющих веществ, оценивались доля и степень антропогенного воздействия [6]. Всего для анализа использовано 19 показателей: растворённый кислород, взвешенные вещества, минерализация, жёсткость, HCO_3^- , биологическое потребление кислорода (БПК₅), ХПК, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} ,

Fe_{общ.}, фенолы, нефтепродукты, Cu²⁺, Zn²⁺, Cr_{общ.}, Mn²⁺.

Анализ и оценку состояния экосистем по биотической компоненте (фитопланктон, зоопланктон, инфузории, зообентос) проводили по показателям, рассчитанным согласно формулам, приведённым в [6, 7]: M_{оч} – мода модального интервала общей численности фитопланктона (N_{ph}); P_о – плотность вариационного ряда (P_о = w/k, где w – частота или доля того или иного интервала в сумме всех частот, %; k – величина интервала); относительная численность коловраток в зоопланктоне, N_{rot}, %; общая численность зообентоса, N_{zb}, тыс. экз./м²; относительная численность олигохет в зообентосе, N_{ол}, %; число видов инфузورий (МИ); численность инфузурий, тыс. экз./м³ (МИ). Оценку экологического статуса по показателям инфузурий производили по разработанной нами классификации [8].

Для статистической обработки полученных данных использовали методы кластерного анализа, иерархического кластерного анализа и ординационные методы [9]. Для проверки нормальности распределения количественных признаков использовали тест Колмогорова-Смирнова и тест Шапиро-Уилка. Построение регрессионной модели выполнили с помощью функции lm() в R. Для этого осуществляли предварительную обработку данных: удаление выбросов, применение log-преобразований (Ln(x + a)) к переменным и отклик, скошенным вправо. Для отбора переменных применялась стандартная пошаговая процедура включений с исключениями «слабых» предикторов (функция step() из библиотеки stats в R). Выбор лучшей модели сделан на основе AIC.

Результаты и обсуждение

Анализ химических данных показал, что вода Куйбышевского водохранилища (КВ) – по абиотической компоненте относится к категории грязных. Основной вклад в загрязнение вносили ионы Cu²⁺, ХПК, БПК₅, NH₄⁺, NO₂⁻ и нефтепродукты, загрязнённость воды для которых определялась как характерная. По доле антропогенной нагрузки состояние экосистемы КВ оценивается как переходное от равновесного к кризисному (МИ 6,7–66,7%). По степени антропогенного воздействия – как равновесное (случаев превышения ПДК более чем в 10 раз не отмечалось).

К приоритетным показателям загрязнённости рек относятся органические вещества,

определяемые по ХПК и БПК₅, нефтепродукты, ионы NO₂⁻, Cu²⁺, Fe_{общ.}, NH₄⁺, SO₄²⁻. Реки Казанка, Степной Зай, Нокса, Свияга по абиотической компоненте относятся к категории грязных. По содержанию ионов NH₄⁺ их состояние оценивается как кризисное (МИ 1–4,94 мг/л). По доле антропогенного воздействия все реки были отнесены к переходному состоянию из равновесного в кризисное (МИ 0–66%), а р. Нокса – к кризисному (МИ 35–50%).

Для выявления факторов, определяющих особенности гидрохимического состава исследованных водных объектов, был применён ординационный метод анализа главных компонент (РСА) [9]. Визуализация пространственной конфигурации двух главных компонент РС₁ (минерализация, жёсткость, гидрокарбонаты, ионы Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻) и РС₂ (растворённого кислорода, взвешенных веществ, органических веществ по БПК₅, Cr_{общ.}, АСПАВ) позволила разделить объекты исследования на группы (рис. 2, см. цв. вкладку V): Куйбышевское водохранилище (низкая минерализация); р. Казанка (высокая минерализация и жёсткость); р. Вятка (низкая минерализация и содержание анионов); р. Степной Зай (повышенное содержание хлорид-ионов); остальные реки (качество воды определяется преимущественно факторами антропогенной природы). Данное разделение в большей степени определяется природными гидрологическими особенностями формирования гидрохимического режима водных объектов.

Оценка экологического состояния водных объектов по показателям фитопланктона наиболее широко используется для целей экологического мониторинга и считается одной из основных [7, 10, 11]. Для фитопланктона исследованной экосистемы КВ выявлено широкое распределение значений численности фитопланктона по интервалам, однако более 50% данных укладываются в диапазон 0–4, МИ составил 0–2 млн кл./л, частота (W) 37,5–67,0%. Максимальные значения P_о составили 48, что соответствует антропогенному напряжению с элементами экологического регресса. В реках развитие фитопланктонных сообществ отличается достаточно широким размахом количественных характеристик. Река Степной Зай (МИ N_{ph} 0,24–27 млн кл./л) находится в переходном состоянии от антропогенного напряжения с элементами экологического регресса к состоянию с элементами экологического регресса. Последнее характерно и для рек Меша, Нокса, Свияга и Илеть. Для

**Т. А. Кондратьева, Т. В. Никоненкова, А. Р. Гайсин,
Т. Р. Латыпова, Н. Ю. Степанова «Использование основных
гидрохимических и гидробиологических показателей для
определения инвариантного состояния
Куйбышевского водохранилища и его притоков». С. 113.**

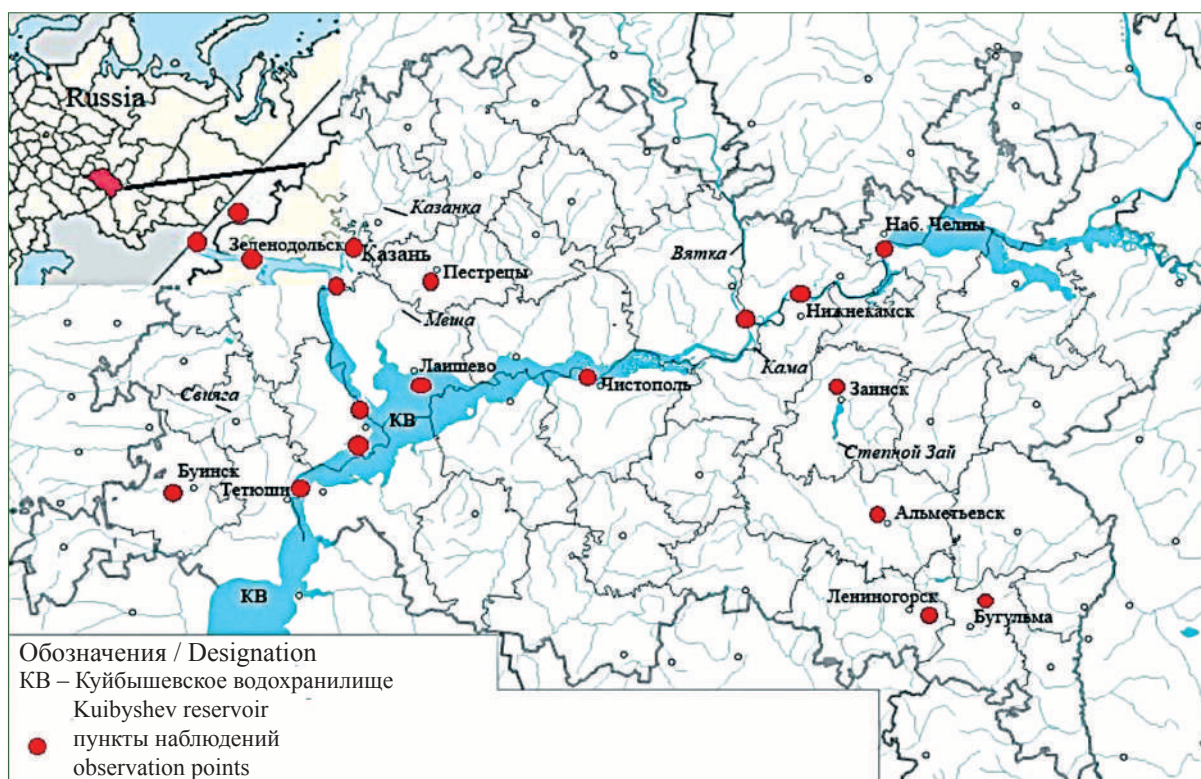


Рис. 1. Карта района исследования с указанием мест отбора проб
Fig. 1. The map of the research area with indication of sampling points

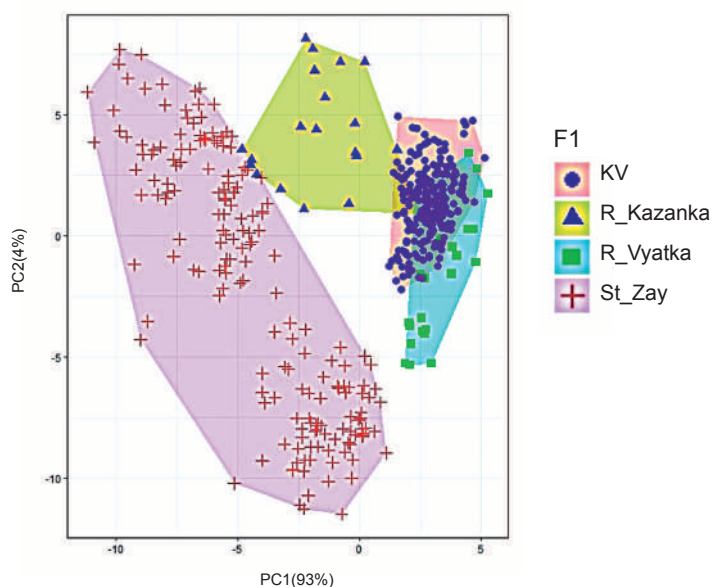


Рис. 2. Пространственное распределение водных объектов ординационным методом главных компонент
Fig. 2. Spatial distribution of water bodies by an ordinates method of main components

р. Казанка характерна высокая (МИ N_{ph} 0,28–300,0 млн кл./л), а для р. Вятка средняя (МИ N_{ph} 0,4–222,8 млн кл./л) степень эвтрофирования.

По мнению многих исследователей инфузории являются важным компонентом планктонного сообщества пресноводных экосистем [12, 13, 19, 20] и удобным объектом для характеристики экологического состояния водоёма, поскольку они чувствительны к изменениям условий окружающей среды и раньше других организмов реагируют на них. В экосистеме КВ цилиопланктон на отдельных участках (ниже г. Казани) характеризовался высоким видовым разнообразием (МИ 8,0–12), что является признаком антропогенного напряжения. В реках количественные характеристики цилиопланктона ниже (МИ 1,0–3,0 и 2,0–5,0 млн экз./м³ соответственно), то есть в условиях естественного состояния экосистемы численность и видовое разнообразие инфузорий не велики, а изменения в сообществе носят характер экологических модуляций.

Сообщества зоопланктона в последнее время часто используются в системе мониторинга для оценки состояния экосистем различных типов [7, 14, 15]. Анализ данных зоопланктона показал, что по относительной доле в сообществе коловраток экосистема КВ в районе городов Казань и Тетюши характеризуется элементами экологического регресса (МИ 31,0–84,0). На остальных участках экосистема испытывает антропогенное эвтрофирование с элементами экологического регресса (МИ 1,0–27,0%). Реки Степной Зай, Вятка, Казанка, Илеть, Меша и Нокса по доле коловраток в сообществе (МИ 71,0–100%) характеризуются как экосистемы с элементами экологического регресса.

Показатели развития зообентоса широко используются для оценки качества воды, поскольку наиболее точно отражают изменяющиеся условия водных экосистем [16–18]. Бентосное сообщество КВ характеризуется широким диапазоном колебания численности. В целом экосистема Куйбышевского водохранилища испытывает антропогенное напряжение (МИ N_{zb} – 0,1–4,5 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 0,0–95%). В районе г. Чистополь наблюдаются элементы экологического регресса (N_{zb} – 0,04–1,6 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 20–65%). Только в районе г. Тетюши состояние экосистемы можно охарактеризовать как переходное от фонового к антропогенному напряжению: МИ N_{zb} – 0,9–66,0 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 1,0–17,0%.

В малых реках наблюдаются значительные колебания качественных и количественных характеристик зообентоса. Реки Степной Зай, Нокса и Илеть по общей численности зообентоса и относительной доле олигохет испытывают элементы экологического регресса (МИ N_{zb} 0,10–30,0 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 10,0–99,0%). В р. Казанка прослеживается антропогенное эвтрофирование с элементами экологического регресса (МИ N_{zb} 0,04–26,7 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 10,0–63,0%). Реки Вятка и Меша характеризуются как фоновые с переходом к антропогенному напряжению (МИ N_{zb} 0,2–1,4 тыс. экз./м², МИ N_{ol} – 0,0–25,0%).

Построение корреляционных зависимостей между химическим составом воды и показателями зоопланктонного сообщества показало наличие связи ($r^2 = 0,38$, p -value: $< 2.2e-16$) между численностью зоопланктона (N_{zp}) и рядом физических и химических факторов:

$$N_{zp} = -3,55 + 0,067T - 0,37Cl + 1,54Min + 1,37BOD_5 - 0,21PO_4 + 0,51Cr - 0,20Cu + 0,27Npr$$

(T – температура, Cl – хлориды, Min – минерализация, BOD_5 – биологическое потребление кислорода, PO_4 – фосфаты, Cr – хром общий, Cu – медь, Npr – нефтепродукты).

Аналогичная зависимость получена и для биомассы зоопланктона V_{zp} ($r^2 = 0,35$, p -value: $< 2.2e-16$):

$$V_{zp} = -1181 + 0,08T + 170O_2 + 0,7Min + 1,57BOD_5 - 0,37PO_4 + 0,3Cr + 0,19NO_2 - 0,82COD + 0,3Npr$$

(O_2 – кислород, NO_2 – нитриты, COD – химическое потребление кислорода).

Показатели зоопланктона зависят от температуры и растворённого кислорода, что не удивительно, учитывая то, что эти факторы являются ключевыми для развития планктонных организмов. Положительная связь отмечена с минерализацией, содержанием нефтепродуктов, которые до определённого уровня способствуют увеличению кормового потенциала, и нитритами. Отрицательная связь отмечена для органических веществ (по ХПК и БПК) и фосфатов – фактора, определяющего развитие фитопланктона, а также Cu . Положительная связь с Cr может свидетельствовать о том, что интервалы его содержания в воде исследованных объектов не являются критическими для развития планктонных сообществ.

Регрессионная модель зависимости характеристик инфузорий от химического состава воды была приведена нами ранее [21],

основными влияющими компонентами были температура, хлориды, минерализация, гидрокарбонаты, БПК₅, нитраты, железо и нефтепродукты.

Построение регрессионных моделей зависимости численности и биомассы фитопланктона от гидрохимических показателей показало наличие связи с температурой, минерализацией, содержанием органических веществ (по БПК), аммонийными соединениями. Положительная связь численности (N), отсутствие связи биомассы (B) фитопланктона с содержанием нефтепродуктов свидетельствует о стимулировании развития мелких форм водорослей при наличии небольшого нефтяного загрязнения. Наличие положительной связи показателей фитопланктона с содержанием Fe, Cu, Cr указывает на то, что даже при превышении нормативов для Fe, Cu, типичном для воды исследованных водных объектов, не являются ингибирующими для развития водорослей факторами. Отрицательная связь отмечена для содержания хлоридов и фосфатов в воде:

$$N_{ph} = -7,56 + 0,13T - 0,37Cl + 1,32Min + 0,96BOD_5 + 0,27NH_4 - 0,37PO_4 + 0,30Fe + 0,28Cu + 0,18Npr; (r^2 = 0,34, p\text{-value}: < 2.2e-16; NH_4 - \text{аммоний}, NO_3 - \text{нитраты}, Fe - \text{железо}).$$

$$B_{ph} = -2,057 + 0,18T + BOD_5 - 0,34PO_4 - 0,12NO_3 + 0,27Fe + 0,45Cu + 0,47Cr (r^2 = 0,37, p\text{-value}: < 2.2e-16).$$

Полученная регрессионная модель зависимости численности зообентоса от химического состава воды показала наличие относительно слабой, но статистически значимой связи ($r^2 = 0,17, p\text{-value}: 4.084e-15$) с взвешенными веществами, жёсткостью, минерализацией, а также содержанием аммонийных солей, хрома и нефтепродуктов и отрицательной связи с содержанием сульфатов, хлоридов, карбонатов и железа:

$$N_{zb} = 6,19 + 0,028Vzv - 0,014 Cl - 0,015SO_4 + 0,007Min + 0,147Zhest - 0,01HCO_3 + 0,619NH_4 - 1,659Fe + 0,097Cr + 1,823Npr (Vzv - \text{взвешенные вещества}, Zhest - \text{жёсткость}, HCO_3 - \text{гидрокарбонаты}).$$

То есть, содержащиеся в воде нефтепродукты оказывают на организмы зообентоса слабый стимулирующий эффект также, как и на фитопланктон.

Заключение

В результате полученных в ходе исследования данных было определено инвариантное состояние водных экосистем Куйбышевского

водохранилища и его притоков. С использованием ординационных методов исследованные водные объекты были поделены на 4 группы по общности формирования гидрохимического состава. В первую группу вошли водные объекты лентического типа (Куйбышевское водохранилище) и три группы лотического типа – реки Казанка, Вятка и Степной Зай, отличающиеся разным уровнем минерализации, содержанием гидрокарбонат-, сульфат-, хлорид-ионов и др.

Получены регрессионные модели зависимости биотических показателей от абиотических. Из последних наиболее значимыми для всех групп оказались температура, минерализация, жёсткость, содержание нефтепродуктов, хрома, а также специфические показатели, отрицательно влияющие на характеристики гидробионтов, к которым относятся азотсодержащие соединения, фосфаты, хлориды, сульфаты, медь и железо.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Республики Татарстан в рамках научного проекта № 18-44-160027.

This work was funded by the subsidy allocated to Kazan Federal University for the state assignment in the sphere of scientific activities, project No. FZSM-2022-0003.

Работа выполнена на счет средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету для выполнения государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM-2022-0003.

Литература

1. Ohio EPA. Addendum to biological criteria for the protection of aquatic life. Users manuals for biological field assessment of Ohio surface waters // Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. 1989. V. 2. 50 p.
2. DePauw N., Vannevel R. Macroinvertebrates and water quality. Antwerp., 1993. 316 p.
3. Wang P., Lai G.Y., Li L. Predicting the hydrological impacts of the Poyang lake project using a 400 EFDC model // Journal of Hydrologic Engineering. 2015. V. 20. No. 12. Article No. 05015009.
4. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие гидробиоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоздат, 1991. С. 18–40.
5. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии. 2002. Т. 122. № 2. С. 115–135.

6. РД 52.24.661-2004. Рекомендации. Оценка риска антропогенного воздействия приоритетных загрязняющих веществ на поверхностные воды суши. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2006. 25 с.

7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 318 с.

8. Кондратьева Т.А. Экологические модификации цилиопланктона водных объектов Республики Татарстан // Вода: химия и экология. 2016. № 4 (94). С. 10–16.

9. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. Многомерный статистический анализ для экологических сообществ (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2019. № 1. С. 5–11.

10. Chellappa N.T., Câmara F.R.A., Rocha O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gon alves Reservoir and Pataxy Channel, Rio Grande do Norte, Brazil // Braz. J. Biol. 2009. V. 69. No. 2. P. 241–251.

11. Ростанец Д.В., Хазанова К.П., Хромов В.М. Проблемы использования фитопланктона в гидробиологическом мониторинге рек высокоурбанизированных территорий (на примере реки Москвы) // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. Т. 15. № 3 (2). С. 677–684.

12. Berninger U.G., Finlay B.J., Canter H.M. The spatial distribution and ecology of zoochlorellae-bearing ciliates in a productive pond // The Journal of Protozoology. 1986. V. 33. No. 4. P. 557–563.

13. Beaver J.R., Crisman T.L. The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems // Microbial Ecology. 1989. V. 17. P. 111–136.

14. Reddy Y.R. Zooplankton diversity: freshwater planktonic copepoda with key to common calanoid and cyclopoid genera in India // Water quality assessment, bio-monitoring and zooplankton diversity / Ed. B.K. Sharma. New Delhi: Ministry of Environment and Forests, Government of India, 2002. P. 174–189.

15. Derevenskaya O.Yu., Umyarova R.M. Zooplankton as an indicator of river ecological condition // International Journal of Pharmacy & Technology. 2016. V. 8. No. 2. P. 14567–14574.

16. Barton D.R. Some problems affecting the assessment of Great Lakes water quality using benthic invertebrates // Journal of Great Lakes Research. 1989. V. 15. No. 4. P. 611–622.

17. Alonso A. Valoracion del Efecto de la Degradation Ambiental sobre los Macroinvertebrados benticos en la Cabecera del Roi Henares // Ecosistemas. 2006. V. 15. No. 2. P. 1–5.

18. Dorić S., Čučuković A. Community structure and diversity of macrozoobenthos in quarry Ribnica's creek as indicator of surface water management // Genetics & Applications. 2018. V. 1. No. 2. P. 29–35.

19. Xu H., Jiang Y., Xu G. Identifying functional species pool of planktonic protozoa for discriminating water

quality status in marine ecosystems // Ecological Indicators. 2016. V. 62. P. 306–311.

20. Zhong X., Xu G., Xu H. Use of multiple functional traits of protozoa for bioassessment of marine pollution // Marine Pollution Bulletin. 2017. V. 119. No. 2. P. 33–38.

21. Kondrateva T.A., Nikonenkova T.V., Stepanova N.Yu. Using cilioplankton as an indicator of the ecological condition of aquatic ecosystems // Geosciences. 2019. V. 9. No. 11. Article No. 464.

References

1. Ohio EPA. Addendum to biological criteria for the protection of aquatic life. Users manuals for biological field assessment of Ohio surface waters // Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio. 1989. V. 2. 50 p.

2. DePauw N., Vannevel R. Macroinvertebrates and water quality. Antwerp., 1993. 316 p.

3. Wang P., Lai G.Y., Li L. Predicting the hydrological impacts of the Poyang lake project using a 400 EFDC model // Journal of Hydrologic Engineering. 2015. V. 20. No. 12. Article No. 05015009. doi: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001240

4. Abakumov V.A. Ecological modifications and the development of hydrobiocenoses // Environmental modifications and criteria for environmental regulation: Trudy mezhdunarodnogo simpoziuma. Leningrad: Hydrometeoizdat, 1991. P. 18–40 (in Russian).

5. Bulgakov N.G. Indication of the state of natural ecosystems and rationing of environmental factors. Review of existing approaches // Uspekhi sovremennoy biologii. V. 122. No. 2. P. 115–135 (in Russian).

6. RD 52.24.661-2004. Recommendations. Assessment of the risk of anthropogenic impact of priority pollutants on the land surface. Moskva: Mетеоагентство Росгидромета, 2006. 25 p. (in Russian).

7. Guidelines for hydrobiological monitoring of freshwater ecosystems / Ed. V.A. Abakumov. Sankt-Peterburg: Gidrometeoizdat, 1992. 318 p. (in Russian).

8. Kondrateva T.A. Ecological modifications of water bodies' cilioplankton of the Republic of Tatarstan // Water: Chemistry and Ecology. 2016. No. 4 (94). P. 10–16 (in Russian).

9. Shitikov V.K., Zinchenko T.D. Multivariate statistical analysis for ecological communities (review) // Theoretical and Applied Ecology. 2019. No. 1. P. 5–11 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2019-1-005-011

10. Chellappa N.T., Câmara F.R.A., Rocha O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gon alves Reservoir and Pataxy Channel, Rio Grande do Norte, Brazil // Braz. J. Biol. 2009. V. 69. No. 2. P. 241–251. doi: 10.1590/s1519-69842009000200003

11. Rostanets D.V., Khazanova K.P., Khromov V.M. Problems of use the phytoplankton in hydrobiological monitoring of the rivers at high-urbanized territories (on the example of Moscow River) // Izvestiya Samarskogo

nauchnogo centra Rossiyskoy akademii nauk. 2013. V. 15. No. 3 (2). P. 677–684 (in Russian).

12. Berninger U.G., Finlay B.J., Canter H.M. The spatial distribution and ecology of zoochlorellae-bearing ciliates in a productive pond // *The Journal of Protozoology*. 1986. V. 33. No. 4. P. 557–563. doi: 10.1111/j.1550-7408.1986.tb05662.x

13. Beaver J.R., Crisman T.L. The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems // *Microbial Ecology*. 1989. V. 17. P. 111–136. doi: 10.1007/BF02011847

14. Reddy Y.R. Zooplankton diversity: freshwater planktonic copepoda with key to common calanoid and cyclopoid genera in India // *Water quality assessment, biomonitoring and zooplankton diversity* / Ed. B.K. Sharma. New Delhi: Ministry of Environment and Forests, Government of India, 2002. P. 174–189.

15. Derevenskaya O.Yu., Umyarova R.M. Zooplankton as an indicator of river ecological condition // *International Journal of Pharmacy & Technology*. 2016. V. 8. No. 2. P. 14567–14574.

16. Barton D.R. Some problems affecting the assessment of Great Lakes water quality using benthic invertebrates // *Journal of Great Lakes Research*. 1989. V. 15. No. 4. P. 611–622. doi: 10.1016/s0380-1330(89)71515-x

17. Alonso A. Assessment of the effect of environmental degradation on benthic macroinvertebrates in the headwaters of the Henares Rive // *Ecosistemas*. 2006. V. 15. No. 2. P. 1–5 (in Spanish).

18. Dorić S., Čučuković A. Community structure and diversity of macrozoobenthos in quarry Ribnica's creek as indicator of surface water management // *Genetics & Applications*. 2018. V. 1. No. 2. P. 29–35. doi: 10.31383/ga.vol1iss2pp29-35

19. Xu H., Jiang Y., Xu G. Identifying functional species pool of planktonic protozoa for discriminating water quality status in marine ecosystems // *Ecological Indicators*. 2016. V. 62. P. 306–311.

20. Zhong X., Xu G., Xu H. Use of multiple functional traits of protozoa for bioassessment of marine pollution // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. V. 119. No. 2. P. 33–38. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.043

21. Kondrateva T.A., Nikonenkova T.V., Stepanova N.Yu. Using cilioplankton as an indicator of the ecological condition of aquatic ecosystems // *Geosciences*. 2019. V. 9. No. 11. Article No. 464. doi: 10.3390/geosciences9110464