

УДК: 574.583(28):581

**Е. Л. Воденеева^{1,2}, К. Е. Коломина¹, Е. М. Шарагина¹,
П. В. Кулизин¹, А. Г. Охажкин¹**

**ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ НЕКОТОРЫХ
ПРАВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ Р. ВОЛГИ (БАССЕЙН
ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА) С
ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ
КЛАССИФИКАЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА³**

Оценка качества вод правобережных притоков Чебоксарского водохранилища (реки Кудьма, Сундовик) с использованием метода функциональных групп фитопланктона и расчета на его основании индекса сообщества Q , показала преобладание в р. Кудьме индикаторов эвтрофирования и загрязнения вод органическими веществами (кодоны D и W_1). В реке меньшей протяженности (р. Сундовик) постоянным компонентом пеламопланктона, наряду с группой D , выступали группа T_B — случайно планктонные виды диатомей, попадающие в толщу воды из бентосных группировок. Использование разных подходов при оценке качества воды продемонстрировало большую чувствительность индекса сообщества Q и показателя экологического состояния EQR в сравнении с сапробиологическим анализом.

Ключевые слова: оценка качества воды, «функциональные» группы фитопланктона, показатель экологического состояния, индекс Q , сапробиальность.

В условиях возрастания темпов загрязнения и эвтрофирования водных экосистем контроль за их состоянием, основанный на научно разработанной оценке качества вод, приобретает особую актуальность при проведении мониторинга водных ресурсов [13]. Широко используемые наряду с традиционными физическими и химическими методами контроля качества вод системы биоиндикации и определение экологического состояния водных экосистем в разных странах достаточно сильно различаются и адаптированы к условиям региона и его специфике. В РФ и странах бывшего Советского Союза наиболее распространена система сапробиальности, направленная преимущественно на оценку органического загрязнения и в ряде случаев не отражающая истинного состояния качества вод водоемов [17].

Принятие концепции Водной рамочной директивы Европейского Союза (WFD) в начале 21 века усилило акцент гидробиологической составляющей

³ Работа выполнена при частичной поддержке гранта РГО «Экспедиция Плавучий университет Волжского бассейна» 02/2019-Р.

© Е. Л. Воденеева, К. Е. Коломина, Е. М. Шарагина, П. В. Кулизин,
А. Г. Охажкин, 2019

при оценке качества вод [25]. В качестве одного из вариантов оценки влияния антропогенных или естественных факторов на структуру фитопланктона используется функциональная классификация водорослей (phytoplankton functional groups, FG_s) и связанный с ней индекс сообщества Q [13, 21, 30, 31, 35].

Несмотря на широкое использование этого подхода в оценке качества воды большинством зарубежных исследователей [19, 22, 23, 26, 27, 29, 30, 31, 33 и др.], в нашей стране применение данного метода пока единично [4, 20].

Цель данной работы — апробация метода функциональной классификации фитопланктона и рассчитанного индекса сообществ Q для оценки качества вод двух сильно загрязненных правобережных волжских притоков Чебоксарского водохранилища, а также сравнение полученных результатов с данными традиционно применяемых в РФ методов оценки качества воды по альгологическим показателям.

Материал и методика исследований. На р. Кудьме пробы фитопланктона отбирали ежемесячно с мая по октябрь 2011 г., на р. Сундовик — с апреля по октябрь 2014 г. Станции отбора проб были установлены на нижних участках течения рек: ст. 1 — на р. Кудьма у пос. Дружный (Кстовский р-н), ст. 2 — на р. Сундовик в черте г. Лысково (2,5 км от устья), ст. 3 — в устье р. Сундовик (рис. 1).

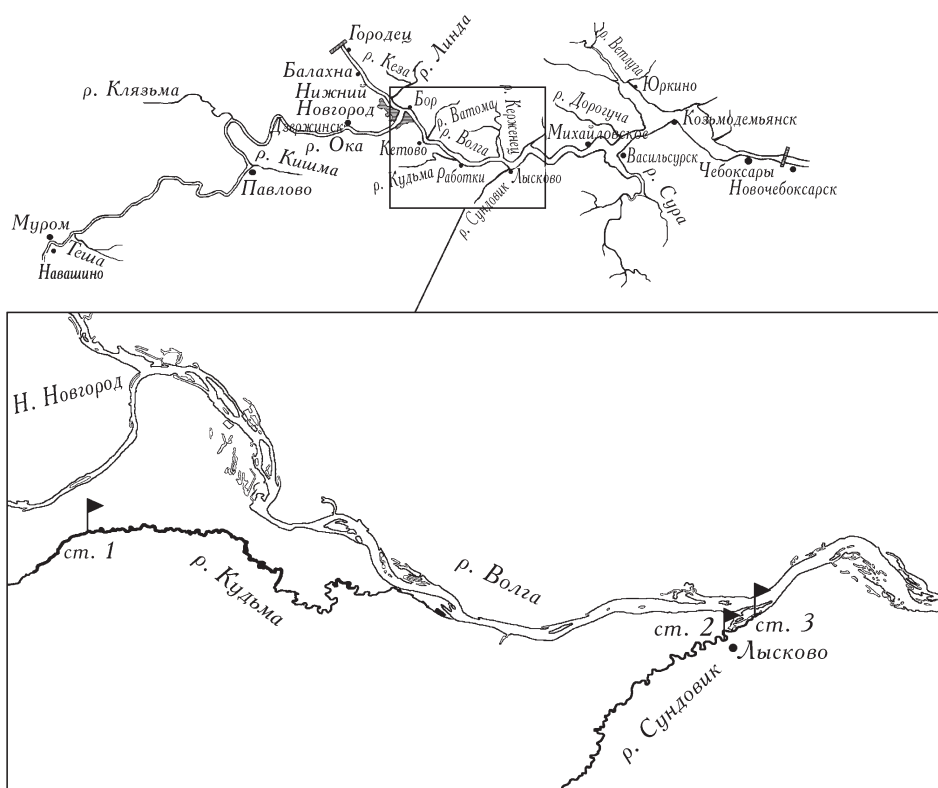
Отбор и обработку проб проводили согласно общепринятой методике [5]. Идентификацию водорослей осуществляли с использованием японского микроскопа MEIJI при увеличении $\times 1000$. Перечень пособий, используемый при определении видового состава, указывался в предыдущих работах [1, 8, 10]. Качество воды оценивали по биомассе фитопланктона и по индексу сапробности [6, 18]. Значение индексов сапробности для отдельных видов брали из литературных данных [15, 16, 38]. Величины индекса сапробности соответствовали следующим классам качества воды: < 1,00 — очень чистые (I), 1,00—1,50 — чистые (II), 1,51—2,50 — умеренно (слабо) загрязненные (III), 2,51—3,50 — загрязненные (IV); 3,51—4,00 грязные (V); > 4,00 — очень грязные (VI) [6, 18].

Расчет индекса сообществ Q производили по формуле [13]:

$$Q = \sum_{i=0}^n P_i F$$

где P_i — доля биомассы i -ой функциональной группы в общей биомассе функциональных групп; F — коэффициент этой группы в исследуемой группе водоемов.

Функциональные группы фитопланктона, а также фактор F , необходимые для расчета индекса Q, определяли по классификаторным таблицам Рейнольдса [34, 35], с модификациями Падисак [30, 31] и Борикс [21]. Значения индекса Q соответствовали следующим классам качества воды: 0—1 —



1. Карта-схема рек Кудьмы и Сундовик с указанием станций отбора проб фитопланктона (местоположение станций отмечено флажком).

плохое, 1—2 — низкое, 2—3 — умеренное, 3—4 — хорошее и 4—5 — высокое.

Показатель экологического качества (*Ecological Quality Ratio (EQR)* [13, 21] определяется как отношение наблюдаемого значения к эталонному (ожидаемому) и применяется для разных биоиндикаторов, в том числе и для фитопланктона:

$$EQR = \frac{Q}{5}$$

По значениям *EQR* Водная рамочная директива делит весь диапазон условий на пять категорий качества (от 0 до 1): высокий (High), хороший (Good), умеренный (Moderate), низкий (Poor), плохой (Bad) [13]. Чем ближе значения *EQR* к единице, тем выше степень сходства между наблюдаемыми и ожидаемыми условиями и, как следствие, тем лучше экологическое состояние.

Результаты исследований

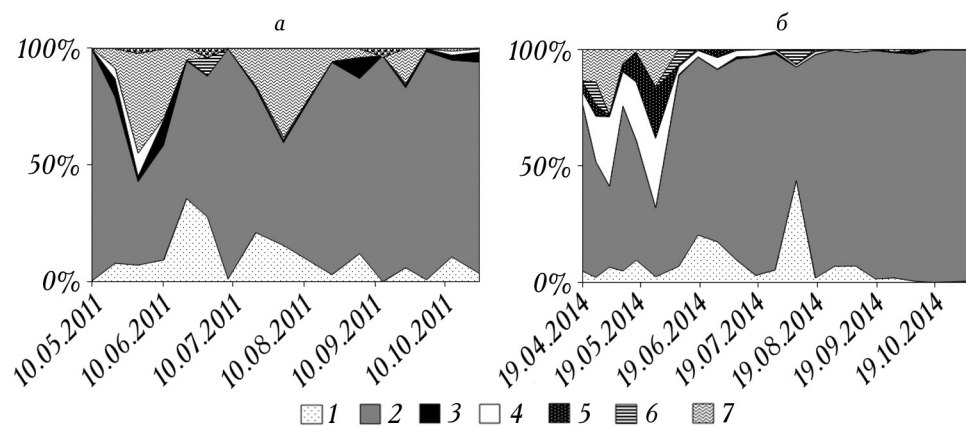
Таксономическое разнообразие водорослей в исследованных водотоках было представлено 178 (р. Кудьма) и 242 (р. Сундовик) видовыми и внутри-видовыми таксонами. Соотношение ведущих систематических групп альгофлоры оказалось схожим — основу видового богатства создавали диатомовые (более 36—51% общего перечня) и зеленые водоросли (31—38%), что является характерным для рек равнинного типа умеренной зоны [7]. В р. Кудьме третью и четвертую позиции по видовому богатству делили синезеленые (12%) и эвгленовые (6%) водоросли, в р. Сундовик — эвгленовые (10%) и золотистые (5%).

Средневегетационные величины биомассы фитопланктона в р. Кудьме составили $0,36 \pm 0,08$ г/м³, в р. Сундовик — $2,96 \pm 0,54$ г/м³, максимальные — $1,34$ г/м³ в первой и $10,58$ г/м³ во второй, что соответствует водным объемам низкой и средней продуктивности. Основными группами водорослей, формирующими общую биомассу растительного планктона, были диатомовые (73—79% средневегетационной) и зеленые (около 9%), а в р. Кудьме — также эвгленовые водоросли (10%) (рис. 2).

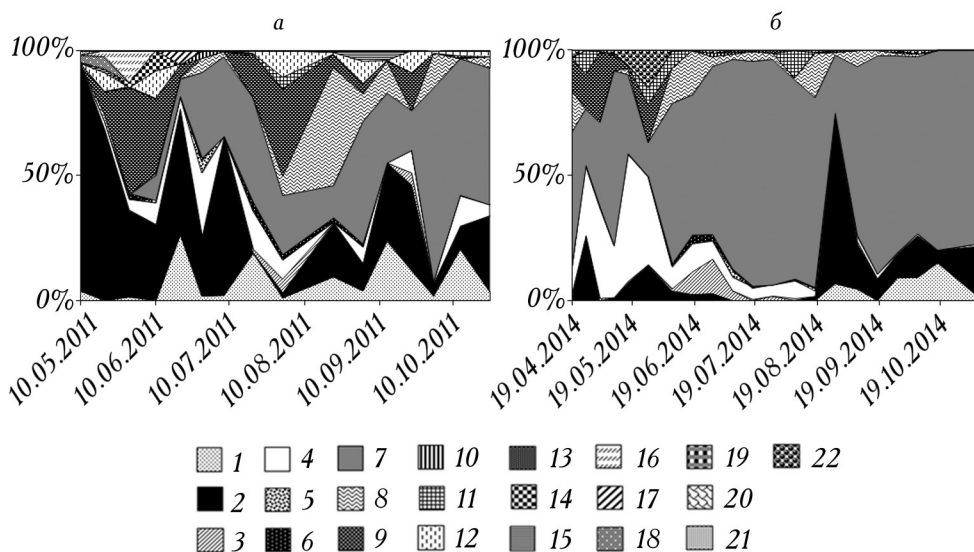
Согласно существующим классификациям [21, 30, 31, 34, 35], из обнаруженных в р. Кудьме водорослей было выделено 20, а в р. Сундовик — 19 функциональных групп (кодонов) фитопланктона. Для части представителей литературные данные о принадлежности к какой-либо группе отсутствовали. Общими для обеих рек оказалось 16 кодонов (P, D, W₁, W₂, F, E, S₁, L₀, C, T_B, X₁, X₂, X₃, J и Y) (рис. 3). Наиболее богаты видами в р. Кудьме были функциональные группы T_B (22 таксона, 12% общего количества видов), J (20 таксонов, 11%), F (13 таксонов, 7%), S₁ (11 таксонов, 6%), P и D (по 10 таксонов, по 5%). В р. Сундовик перечень таких групп оказался схожим и был представлен группами T_B (88 таксонов, 36%), J (39 таксонов, 16%), W₁ (11 таксонов, 4%), P (10 таксонов, 4%), D (10 таксонов, 4%) и W₂ (8 таксонов, 3%). В устьевом участке р. Сундовик также отмечались представители групп L₀ (6 таксонов, 2%) и Y (5 таксонов, 2%).

В р. Кудьме к числу доминирующих функциональных групп (встречаемость выше 40%, доля отдельных ее представителей в общей биомассе — более 10%) отнесено восемь кодонов, среди которых в течение всего вегетационного периода постоянными компонентами были представители групп D и W₁ (см. рис. 3). В группу D включены диатомовые водоросли — показатели эвтрофирования вод (*Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Ulnaria* spp., *Nitzschia* spp.), в группу W₁ — эвглениды (*Euglena* spp., *Phacus* spp.), предпочитающие мелководные водоемы, богатые органическими веществами [31].

В сезонном аспекте в р. Кудьме наиболее разнообразно функциональные группы были представлены летом (табл. 1). Весной отмечалось доминирование группы E, образованной колониальными золотистыми водорослями (*Dinobryon* sp.). Летом, помимо постоянно присутствующих групп (D и W), добавлялись эвтрофные виды центральных диатомей из кодона C (*Cyclotella meneghiniana* Kütz.), лимнофильные десмидиевые (кодон P — *Closterium* spp.), бентосные диатомовые и цианобактерии (кодона T_B — *Amphora ovalis*



2. Вклад водорослей разных отделов в общую биомассу фитопланктона р. Кудьмы (а) и р. Сундовик (б) (%): 1 — Chlorophyta; 2 — Bacillariophyta; 3 — Cyanophyta; 4 — Chrysophyta; 5 — Cryptophyta; 6 — Dinophyta; 7 — Euglenophyta.



3. Вклад разных функциональных групп в общую биомассу фитопланктона р. Кудьмы (а) и р. Сундовик (б), %: 1 — P; 2 — D; 3 — X₁; 4 — X₂; 5 — X₃; 6 — J; 7 — T_B; 8 — C; 9 — W₁; 10 — F; 11 — L₀; 12 — T_C; 13 — K; 14 — MP; 15 — N; 16 — E; 17 — B; 18 — A; 19 — H₁; 20 — W₀; 21 — H₂; 22 — Y.

Kütz., *Navicula* spp., *Gomphonema* spp., Tc — *Oscillatoria limosa* Agardh ex Gomont) и мелкие фитофлагелляты (кодон X₂ — *Chlamydomonas* spp.).

В р. Сундовик к доминирующим было отнесено шесть функциональных групп, среди которых постоянным компонентом потамопланктона выступали группа T_B, представленная случайно планктонными видами диатомей (*Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., *Amphora* spp., *Pinnilaria* spp., *Cymbella* spp., *Cocconeis placentula* Ehr., *Fragillaria* spp., *Navicula* spp.), попадающими в

1. Сезонная сукцессия доминирующих функциональных групп фитопланктона в исследуемых реках

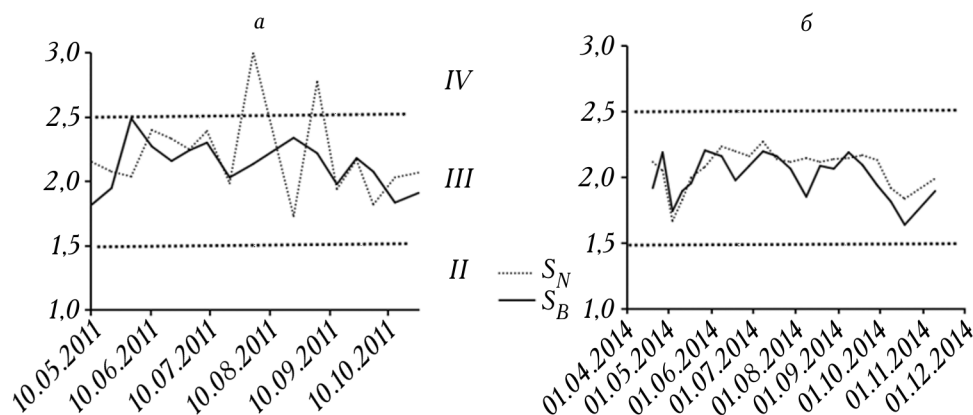
Водотоки	Весна	Лето	Осень
р. Кудьма	D, W ₁ , E	D, W ₁ , C, P, T _B , T _C , X ₂	D, W ₁ , C, P, T _B
р. Сундовик (Лысково)	T _B , D, C, W ₁ , Y, X ₃	T _B , D, C	T _B , D
р. Сундовик (устье)	L ₀ , X ₃	B, C, Y	B, D

толщу воды из бентоса в условиях высокой турбуленции, а также группа D (*Nitzschia* spp. *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compire, *S. hantzschii*) (см. рис. 3). В отличие от р. Кудьмы, в р. Сундовик перечень функциональных групп более разнообразен в весенний сезон (см. табл. 1), при доминировании центрических диатомовых из кодона С (*C. meneghiniana*), жгутиковых форм лимнофильного комплекса из групп W₁ (*Euglena* spp.) и Y (*Cryptomonas* spp.), а также золотистых из кодона X₃ (*Chrysococcus biporus* Skuja.). Летом из числа ведущих выпадали кодоны W₁, Y, X₃, в осенний сезон — преобладали группы T_B и D.

Влияние волжских вод на устьевой участок р. Сундовик в конце весеннего сезона проявлялся в доминировании типичного озерного комплекса, представленного динофлагеллятами из группы L₀ (*Peridinium* spp.) и криптомонадами из группы X₃ (*Chroomonas acuta* Uterm.). Летом и осенью планктон здесь характеризовался как эвтрофный диатомовый: группы В (*Cyclotella* spp., *Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Simonsen.), С (*Stephanodiscus* spp.), Y (*Cryptomonas* spp.), D (*S. hantzschii*) (см. табл. 1).

Более половины обнаруженных в обеих реках видов водорослей относились к показателям сапробности воды, среди которых преобладали представители умеренного загрязнения — β-мезосапробы, составляя почти половину от общего числа индикаторных видов (47% — в р. Кудьме, 48% — в р. Сундовик). Представители более чистых вод, обитающие в олигосапробной и α-β-мезосапробной зонах, представлены 35 (р. Кудьма) и 38 (р. Сундовик) видами, соответственно 18—25 видовых таксонов характерны для загрязненных вод — α-β-мезосапробных, α-мезосапробных и полисапробных.

В обеих реках в течение всего вегетационного периода величины индекса сапробности (S_N), рассчитанные по численности, варьировали от 1,73 до 3,00 (р. Кудьма) и от 1,67 до 2,27 (р. Сундовик), по биомассе (S_B) — соответственно от 1,82 до 2,49 и от 1,64 до 2,19 (рис. 4), находясь преимущественно в диапазоне одного класса качества вод. Более изменчивой оказалась лишь динамика кривой индекса сапробности, рассчитанного по численности, в р. Кудьме, который в конце летнего сезона достигал 2,78 и 3,00, соответствуя IV классу качества вод — «загрязненная». Это было обусловлено преобладанием по численности в данный период α-полисапроба *O. limosa*.



4. Динамика величины индекса сапробности, рассчитанного по численности (S_N) и по биомассе (S_B) фитопланктона, в р. Кудьме (а) и р. Сундовик (б): II — чистая (II класс) вода; III — умеренно загрязненная (III класс); IV — загрязненная (IV класс).

Средние за вегетационный период значения индекса сапробности в р. Кудьме составили $2,19 \pm 0,08$ (S_N) и $2,12 \pm 0,05$ (S_B), в р. Сундовик — $2,07 \pm 0,03$ (S_N) и $2,00 \pm 0,04$ (S_B), качество воды по этому показателю характеризовалось III классом чистоты — умеренно загрязнённые, ?-мезосапробной по органическому загрязнению зоны (табл. 2).

Значения индекса сообществ Q варьировали в более широких пределах, чем индекса сапробности — от 0,7 до 3,2 (р. Кудьма) и от 1,1 до 4,5 (р. Сундовик), класс качества воды в водотоках менялся от «плохого» до «хорошего» (рис. 5).

Средние значения индекса Q в реках ($2,22 \pm 0,21$ — в р. Кудьме, $2,76 \pm 0,15$ — в р. Сундовик (нижнее течение)), как и индекса сапробности, свидетельствовали об умеренном загрязнении вод (см. табл. 2). В устьевом участке р. Сундовик качество также характеризовалось как «умеренное» ($2,08 \pm 0,51$).

Показатель экологического качества (EQR) в исследуемых водотоках также варьировал в широких пределах. В р. Кудьме его величина изменялась от 0,13 («плохое») до 0,64 («умеренное»), с минимальными значениями летом. В р. Сундовик варьирование значений этого показателя происходило в пределах всех пяти классов — от 0,22 («плохое») до 0,9 («высокое»), при этом максимальные его величины отмечались летом (рис. 5). По средним за вегетационный период значениям EQR качество воды в р. Кудьме оценивалось как «плохое» ($0,44 \pm 0,04$), в низовьях р. Сундовик — как «низкое» ($0,55 \pm 0,03$), в устье — как «плохое» ($0,44 \pm 0,10$) (см. табл. 2).

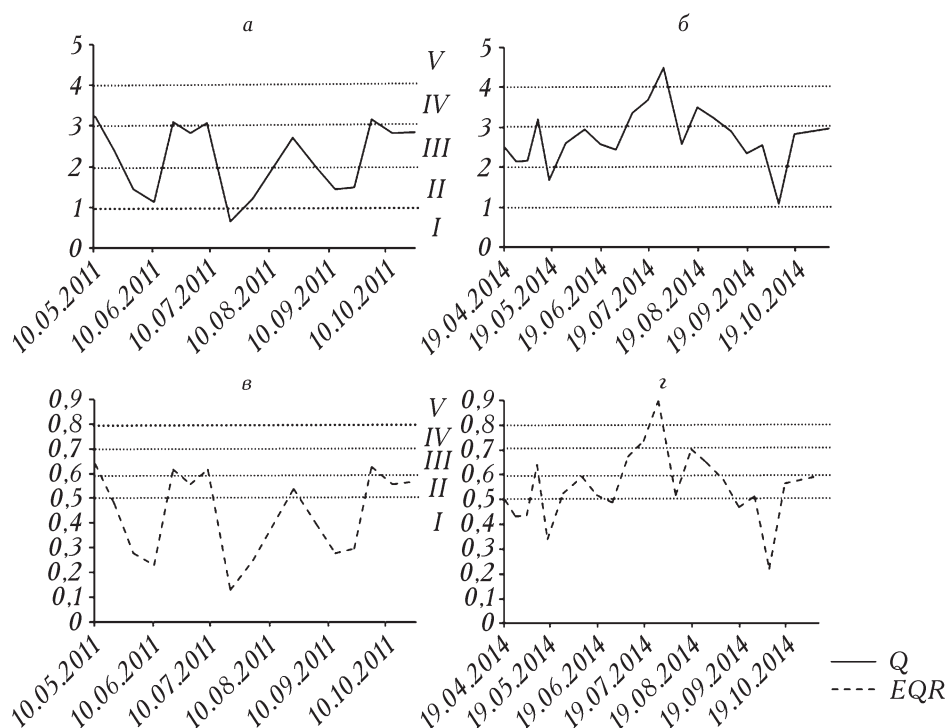
Обсуждение результатов исследований

Изученные правобережные притоки р. Волги, протекающие на территории Нижегородской области, относятся к бассейну Чебоксарского водохра-

2. Оценка качества воды исследуемых водотоков с использованием разных подходов

Водотоки	Показатели качества	Весна	Лето	Осень	Вегетационный период
р. Кудьма	S_B (индекс сапробности, рассчитанный по биомассе фитопланктона)	III—IV класс умеренно загрязненная — загрязненная β - α -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны
	Q	Умеренное	Умеренное	Умеренное	Умеренное
	EQR	Плохое	Плохое	Плохое	Плохое
	Гидрохимический показатель УКИЗВ*	—	—	—	IV класс разряда «б» грязная
р. Сундовик (Лысково)	S_B	III класс умеренно загрязненная α - β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная α - β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная α - β -мезосапробной зоны
	Q	Умеренное	Хорошее	Умеренное	Умеренное
	EQR	Плохое	Умеренное	Плохое	Плохое
р. Сундовик (устье)	S_B	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны	III класс умеренно загрязненная β -мезосапробной зоны
	Q	Плохое	Умеренное	Хорошее	Умеренное
	EQR	Плохое	Плохое	Умеренное	Плохое
	Гидрохимический показатель УКИЗВ*	—	—	—	IV класс разряда «а» очень загрязненная

* По данным Ежегодника качества поверхностных вод РФ [2,3].



5. Динамика величины индекса сообществ (Q , а, б) и показателя экологического качества (EQR , в, з) в р. Кудьме (а, в) и р. Сундовик (б, з): I — плохое; II — низкое; III — умеренное; IV — хорошее; V — высокое качество вод.

нилища. По характеру водного режима это реки восточноевропейского типа с преимущественно снеговым типом питания [12]. По длине русла (р. Кудьма — 144 км, р. Сундовик — 98 км) и площади бассейна (3220 и 1120 км²) они относятся к категории средних и малых рек. Как и большинство притоков правобережья Волги, реки испытывают значительную антропогенную нагрузку: загрязнение бытовыми и промышленными стоками расположенных по их руслу населенных пунктов, агрофирм, животноводческих предприятий, мясокомбината, пивоваренного и хлебного заводов, целлюлозно-бумажного комбината. Реки активно используются населением в рыбохозяйственном и рекреационном плане.

Согласно данным Государственной службы наблюдений, осуществляющей ежегодный мониторинг поверхностных вод в Российской Федерации [2, 3], в период наблюдений вода исследуемых водотоков по гидрохимическим показателям характеризовалась низким классом качества. Воды рек отличались высокими значениями минерализации (670—920 и 934—1220 мг/л соответственно в р. Сундовик и р. Кудьме), содержания сульфатных ионов (146—463 и 693—980 мг/л) и ионов магния (35,7—98,8 и 22,7—87,3 мг/л), что во многом определялось и особенностями территории водосбора. В р. Сундовик качество воды соответствовало разряду «а» 4-го класса («очень загрязненная»), значение удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ) составило 3,78 [3]. Состояние воды р. Кудьмы

под влиянием загрязненных сточных вод г. Богородска ухудшалось по течению реки в пределах 4-го класса от разряда «а» до разряда «б» (класс качества воды «грязная»), расчетные значения УКИЗВ возрастали от 4,37 до 5,39 [2].

В водах Кудьмы отмечено превышение содержания нитритного азота — до 1—6 ПДК, аммонийного азота — 1—4 ПДК, меди и цинка — до 5—6 ПДК. По всему течению реки прослеживалась загрязненность воды легко- и трудноокисляемыми органическими веществами (по БПК₅ и ХПК), максимальные концентрации которых составляли соответственно 7—9 ПДК (3,90—5,10 мг O₂/л) и 3 ПДК (31,4—39,4 мг O₂/л) [2].

Абиотические условия формирования фитопланктона в изученных реках способствовали преобладанию зеленых и диатомовых водорослей, с периодической сопутствующей вегетацией синезеленых и эвгленовых, что характерно для видового состава фитопланктона средних рек бассейна р. Волги с незарегулированным стоком [7]. Количественные показатели развития альгоценозов в изученных водотоках во многом определялись морфометрией (длина русла), гидродинамическим режимом и содержанием биогенных элементов и органических веществ и не выходили за пределы, свойственные водоемам низкой и средней продуктивности. Все эти параметры в совокупности определили высокое сходство перечня функциональных групп фитопланктона в обоих водотоках.

Впервые функциональная классификация водорослей была предложена Рейнольдсом [34, 35] на основании физиологических, морфологических и экологических признаков видов, сходных по толерантности к определенному фактору или группе факторов и способных преобладать в определенном водоеме. В дальнейшем его схема была расширена для большего числа водоемов и диапазона экологических условий [21, 30, 31].

В настоящее время этот подход успешно применяется в большинстве стран Европы и Америки при разработке типологии и оценке качества вод в озерных экосистемах [22, 23, 27, 29—31 и др.]. Для речных экосистем, качество воды которых обычно оценивается по зообентосу и бентосным диатомовым водорослям, на примере водотоков Венгрии апробирован потамопланктический метод (*Hungarian potamoplanktic method*), также основанный на использовании функциональных групп фитопланктона [21]. Расчет на основании данной классификации индекса сообществ Q для оценки качества вод речных систем Венгрии показал заметные преимущества его использования в сравнении с индексом сапробности: независимость применения от географического положения, высокую чувствительность метода, способность отражать различные антропогенные воздействия (органическое и токсичное загрязнение, зарегулирование стока). Этот подход был применен и для других речных экосистем — р. Нарва (Эстония) [33], р. Луара (Франция) [19], р. Нил (Египет) [26] и др.

Доминирование в р. Кудьме функциональных групп D и W1 (диатомовые — показатели эвтрофирования и эвгленовые водоросли) хорошо отражает условия, формирующиеся в период исследований — повышенное содержа-

ние нитритного и аммонийного азота, загрязненность воды органическими веществами [2] и частичное зарегулирование стока. Как показали предыдущие исследования, наиболее полно ресурсная база водотока используется водорослями на устьевом участке реки, где развитие фитопланктона соответствует уровню эвтрофии, а в отдельные годы — и гипертрофии [8].

Летом содоминирование различных функциональных групп в исследуемых водотоках является естественным следствием резкого возрастания видового богатства фитопланктона и отмечалось и другими исследователями [31, 33].

Для р. Сундовик набор функциональных групп и их сукцессия оказались схожими. Однако в отличие от р. Кудьмы, наибольшее их число наблюдалось в весенний сезон. Присутствие на протяжении всего вегетационного периода группы D в обоих водотоках свидетельствует о высоком содержании в них органических веществ, способствующих развитию эвтрофного растительного планктона. Подобная закономерность отмечалась и на других загрязненных водотоках [19, 26].

В р. Кудьме заметное снижение индексов Q и EQR происходило в середине летнего сезона в период минимальной водности, когда в растительном планктоне преобладали эвглениды из группы W_1 , предпочитающие неглубокие, богатые органическими веществами воды, в том числе и сточные [21, 31]. В периоды маловодья, несмотря на активизацию процессов самоочищения в экосистеме реки, при высоких температурах воды четче проявлялось воздействие сточных вод предприятий г. Богородска, что отражалось на гидроэкологических параметрах качества вод. Для р. Кудьмы, по-видимому, более важным оказалось соотношение расхода воды и поступления сточных вод. В отличие от р. Кудьмы, воды р. Сундовик оказались более чистыми летом (класс качества воды «хорошая» — «высокая»), когда активизировались процессы самоочищения. В этот период происходило выпадение из комплекса доминант фитофлагеллят из групп W_1 , Y , и возрастала доля бентосных диатомей из группы T_B , что указывало на увеличение проточности и формирование истинных лотических условий [26]. Такие различия динамики экологических показателей качества воды могут быть обусловлены локальными антропогенными воздействиями (р. Кудьма), когда ярко проявляются нарушения хода естественного самоочищения в загрязненных водотоках.

Индекс сапробности, разработанный в трудах ряда ученых [32, 37, 39], представляет результаты биологического анализа качества вод в виде числовых значений, позволяя сравнивать состояние водоемов различных районов и в разные сроки исследований [13]. Сапробиологический анализ достаточно информативен в долгосрочной перспективе и позволил выявить значительные изменения качества вод р. Волги с начала XX в. и по настоящее время [8, 11]. Тем не менее, в ряде случаев он не отразил реального состояния вод, в частности при оценке их качества по фитопланктону малых водоемов г. Нижнего Новгорода, испытывающих загрязнение не только легко минерализуемыми органическими веществами (загрязнения «сапробного» типа), но также тяжелыми металлами, нефтепродуктами и другими соединениями [14]. В обеих реках в течение всего вегетационного периода вычисленные по

численности (S_N) и биомассе (S_B) индексы сапробности находились преимущественно в диапазоне только III класса качества вод. Изменения наблюдались лишь в динамике кривой индекса сапробности, рассчитанного по численности, в р. Кудьма, который в конце летнего сезона соответствовал IV классу качества вод — «загрязненная». Таким образом, система сапробности показала общее состояние качества вод и не выявила их различие в реках, протекающих в пределах одного водосбора, но испытывающих разную антропогенную нагрузку. В р. Сундовик показатели качества воды хорошо отражали воздействие сточных вод г. Лысково на устьевой участок реки.

Заключение

Таким образом, сапробиологический анализ продемонстрировал, что во все периоды исследований качество воды в изученных реках существенно не менялось и соответствовало уровню умеренно загрязненных вод (III класс). Качество воды исследуемых водотоков, оцененное с использованием функциональной классификации фитопланктона (по индексу сообщества (Q) и показателю экологического состояния (EQR), варьировало по сезонам вегетационного периода. Оно оказалось наиболее низким в р. Кудьме в летний сезон, когда наблюдающиеся изменения гидродинамического режима (снижение расхода воды при влиянии сточных вод) способствовало формированию альгоцезозов, характерных для высокотрофных и загрязненных лентических экосистем. Усиление турбулентных процессов весной и осенью приводило к обогащению водной толщи бентосными диатомеями из групп T_B , что и отражалось на более высоких показателях качества вод. Для р. Сундовик в летний период отмечено возрастание качества вод, что определялось гидродинамическим режимом и активизацией процессов естественного самоочищения вод.

Использованные биоиндикационные подходы (оценка сапробности, индексы сообществ (Q) и показатели экологического качества (EQR)) в комплексе отразили динамику и различные составляющие экологического состояния изученных водотоков и дополнили результаты, полученные с помощью гидрохимического анализа. Помимо органического загрязнения воды, исследуемые водотоки характеризовались повышенным содержанием трудноокисляемых органических веществ, минеральных форм азота, тяжелых металлов. В отличие от индекса сапробности, реагирующего только на органическое загрязнение, показатели Q и EQR отразили воздействие общей суммы компонентов среды, формирующей качество воды и состояние речных экосистем. При этом индекс сообщества (Q) оказался более чувствительным и информативным показателем в сравнении с индексом сапробности, что приоритетно при использовании его в системе мониторинга состояния водных экосистем.

**

Оцінка якості вод правобережних притоків Чебоксарського водосховища (річки Кудьма, Сундовик) з використанням методу функціональних груп фітопланктону і розрахунку на його основі індекса угруповання Q , показала переважання у р. Кудьми індикаторів евтрофування і забруднення вод органічними речовинами (кодони D і $W1$). У річці меншої довжини (р. Сундовик) постійним компонентом потамопланктону, поряд з групою D , виступала група T_B — випадково планктонні види діатомей, які потрапляли у товщу води з бентосних угруповань. Використання різних підходів

при оцінці якості води продемонструвало більшу чутливість індекса угруповання Q і показника екологічного стану EQR порівняно з сапробіологічним аналізом.

**

Water quality assessment of right-bank tributaries of the Cheboksary Reservoir (Kudma, Sundovik) using the phytoplankton functional group method and calculating the community index Q on its basis, showed predominance in the river Kudma indicators of eutrophication and water pollution with organic substances (codons D and $W1$). The main functional groups of the potamoplankton in the river with a smaller length (Sundovik) were codons D and TB , which consisted of planktonic diatoms randomly entering the water column from benthic groupings. The use of different approaches in assessing water quality has demonstrated a greater sensitivity of the community index Q and an indicator of the ecological state of EQR in comparison with saprobiological analysis.

**

1. *Вогенеева Е. А.* Состав и структура фитопланктона гумозно-ацидных водоемов (на примере водных объектов заповедника «Керженский»): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Нижний Новгород, 2006. — 25 с.
2. *Качество* поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник 2011. — Ростов-на-Дону, 2012. — 553 с.
3. *Качество* поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник 2014. — Ростов-на-Дону, 2015. — 530 с.
4. *Корнева Л. Г., Соловьева В. В.* Опыт использования морфофункциональной классификации пресноводных водорослей для оценки динамики и пространственного распределения ассоциаций фитопланктона Рыбинского водохранилища // Ярослав. пед. вестник. — 2012. — Т. 3, № 3. — С. 110—114.
5. *Методика* изучения биогеоценозов внутренних водоемов. — М.: Наука, 1975. — 239 с.
6. *Оксиук О. П., Жукинский В. Н., Брагинский А. П. и др.* Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 4. — С. 62—76.
7. *Охалкин А. Г.* Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа // Ботан. журн. — 1998. — Т. 83, № 9. — С. 8—9.
8. *Охалкин А. Г.* Структура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока (на примере р. Волги и её притоков): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. — СПб., 1997. — 48 с.
9. *Охалкин А. Г., Андриянова Н. В., Максимова В. А. и др.* Динамика гидрохимического состава вод нижнего течения р. Оки // Вода: химия и экология. — 2015. — № 5. — С. 15—21.
10. *Охалкин А. Г., Вогенеева Е. А., Бонгарев О. О.* Видовой состав синезеленых водорослей планктона Чебоксарского водохранилища (Нижегородская область) // Альгология. — 2015. — Т. 25, № 3. — С. 265—277.
11. *Охалкин А. Г., Шарагина Е.М., Бонгарев О. О.* Фитопланктон Чебоксарского водохранилища на современном этапе его существования // Поволжский экол. журн. — 2013. — № 2. — С. 190—199.

12. *Природа* Горьковской области. — Горький: Волго-Вятское кн. изд-во, 1974.— С. 126—179.
13. Семенченко В. П., Разлуцкий В. И. Экологическое качество поверхностных вод. 2-е изд., испр. — Минск: Беларуская навука, 2011. — 329 с.
14. Старцева Н. А. Состав и структура фитопланктона малых водоемов урбанизированного ландшафта (на примере г. Нижнего Новгорода): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Нижний Новгород, 2002. — 25 с.
15. Унифицированные методы исследования качества вод: Атлас сапробных организмов. — М., 1977. — 227 с.
16. Унифицированные методы исследования качества вод: Методы биологического анализа вод. — М., 1975. — Ч. 3. — 176 с.
17. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. — Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
18. Экологический мониторинг. Методы биомониторинга. — Нижний Новгород: ННГУ, 1995. — 192 с.
19. Abonyi A., Leitro M., Stankovic I. et al. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: do they display river zones in similar ways? // *Ecological indicators*. — 2014. — Vol. 46. — P. 11—22.
20. Babanazarova O. V., Lyashenko O. A. Inferring long-term changes in the physical-chemical environment of the shallow, enriched Lake Nero from statistical and functional analyses of its phytoplankton // *J. Plankton Res.* — 2007. — Vol. 29, N 9. — P. 747—756.
21. Borics G., Várbíry G., Grigorszky I. et al. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers // *Arch. Hydrobiol.* — 2007. — Suppl. 161 (3—4). — P. 465—486.
22. Çelik K., Ongun Sevindik T. The phytoplankton functional group concept provides a reliable basis for ecological status estimation in the Çaygören Reservoir (Turkey) // *Turkish Journal of Botany*. — 2015. — Vol. 39 (4). — P. 588—598.
23. Cellamare M., Morin S., Michel Coste M., Haury J. Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes // *Environ. Monit. Assess.* — 2012. — Vol. 184. — P. 4685—4708.
24. Chen N., Liu H., Li Y. et al. Morphology-based classification of functional groups for potamoplankton // *J. Limnol.* — 2015. — Vol. 74 (3). — P. 559—571.
25. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 // *Off. J. Europ. Com.* — L 327. — 72 p.
26. El-Karim M. Survey to compare phytoplankton functional approaches: how can these approaches assess river Nile water quality in Egypt? // *Egyptian J. Aquatic Res.* — 2015. — Vol. 41. — P. 247—255.
27. Järvinen M., Drakare S., Free G. et al. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes // *Hydrobiologia*. — 2012. — Vol. 704. — P. 97—113.

28. Kruk C., Peeters H. M., Van Nes E. *et al.* A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton // *Freshwater Biol.* — 2010. — Vol. 55. — P. 614—627.
29. Nõges P., Mischke U., Laugaste R., Solimini A. G. Analysis of changes over 44 years in the phytoplankton of Lake Võrtsjärv (Estonia): the effect of nutrients, climate and the investigator on phytoplankton-based water quality indices // *Hydrobiologia.* — 2010. — Vol. 646. — P. 33—48.
30. Padisak J., Borics G., Grigorszky I. *et al.* Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblages index // *Ibid.* — 2006. — Vol. 553. — P. 1—14.
31. Padisak J., Crossetti L., Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // *Ibid.* — 2009. — Vol. 621. — P. 1—19.
32. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // *Gas und Wasserfach.* — 1955. — Vol. 96, N 18. — P. 604 s.
33. Piirsoo K., Pall P., Tuvikene A. *et al.* Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia / Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method // *Estonian J. Ecol.* — 2010. — Vol. 59, N 4. — P. 243—258.
34. Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // *J. Plankton Res.* — 2002. — Vol. 24, N 5. — P. 417—428.
35. Reynolds C. S., Irish A. E. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates // *Hydrobiologia.* — 1997. — P. 5—17.
36. Salmaso N., Padisak J. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany) // *Ibid.* — 2007. — Vol. 578. — P. 97—112.
37. Sládeček V. A. guide to limnosaprobical organisms // *Sb. Vysokeskoly Chem. — Technol. v Praze. Technologievody.* — 1963. — Bd. 7, N 2. — S. 543—612.
38. Wegl R. Index für die Limnosaprobität // *Wasser und Abwasser.* — 1983. — Bd. 26. — S. 1—175.
39. Zelinka M., Marvan P. Bemerkungen zu neuen Methoden der saprobiologischen Wasserbeurteilung // *Verh. Intern. Vereinig. Limnol.* — 1968. — Bd. 16. — S. 817—822.

¹ Нижегородский государственный университет, РФ

² Нижегородский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, РФ

Поступила 05.08.19