

Комплексы цианопрокариот и водорослей в зоне влияния магистрального газопровода (бассейн реки Кара)

© 2020. Л. Н. Тикужева, аспирант,

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар,
ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: ltikusheva@yandex.ru

Инфраструктура транспортировки газа оказывает значительное антропогенное давление на чувствительные экосистемы арктических регионов. Проведена оценка влияния строительства и эксплуатации газопровода «Бованенково-Ухта» на водные экосистемы Полярного Урала и прилегающие территории Большеземельской тундры. Представлены данные о состоянии водных объектов бассейна р. Кара в зоне влияния магистрального газопровода, а также на фоновых участках, не испытывающих прямое влияние промышленного объекта. Для оценки трансформации водных экосистем использованы сведения о химическом составе вод и донных отложений, о видовом разнообразии и доминирующих видах водорослей. В водной среде в зоне влияния газопровода повышено содержание Fe, Cu, Ni и As. В донных отложениях увеличивается концентрация нефтепродуктов, As и тяжёлых металлов (Fe, Hg, Zn, Cu). Отмечен рост уровня сапробности рек и озёр. В водоёмах выявлено 206 видов с внутривидовыми таксонами из 77 родов. Отражены особенности изменения структуры и разнообразия альгоценозов под влиянием загрязняющих веществ. Приведены виды-индикаторы, находящиеся в оптимуме своего развития. Признаком токсического загрязнения водных экосистем объектами газопровода является увеличение доли *r*-стратегов, стимуляция размножения *Scenedesmus communis* с образованием его мелких форм.

Ключевые слова: водные объекты, антропогенное воздействие, химический состав вод, донные отложения, альгоценозы, альгоиндикация.

Cyanoprokaryota and algae complexes in the impact zone of the main gas pipeline (the Kara River basin)

© 2020. L. N. Tikusheva ORCID: 0000-0001-6348-1970

Institute of Biology of the Komi Scientific Centre of the Ural Branch of RAS,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982,
e-mail: ltikusheva@yandex.ru

The infrastructure of gas transportation has a significant anthropogenic pressure on the sensitive natural ecosystems of the Arctic regions. We estimated the impact of construction and operation of the “Bovanenkovo-Ukhta” gas pipeline (the section of the “Yamal-Europe” pipeline system) on the water ecosystems of the Polar Urals and the adjacent territories of the Bolshezemelskaya tundra. We analyzed the chemical composition of the surface waters and bottom sediments, studied the structure and species diversity of algae for unaffected and impacted lakes and water streams in the Basin of the Kara River. To assess the transformation of aquatic ecosystems, we used information on the chemical composition of water and bottom sediments, and on the dominant species of algae. In the aquatic environment, the content of Fe, Cu, Ni, As is increased in the zone of influence of the gas pipeline. In bottom sediments, the concentration of petroleum products, arsenic, and a number of heavy metals (Fe, Hg, Zn, Cu) increase. It is marked an increase in the level of saprobity of rivers and lakes. In total, 206 species with intraspecific taxa from 77 genera were identified in the studied water bodies. The features of changes in the structure and diversity of algalocenoses under the influence of pollutants are reflected, as well as the importance of cyanoprokaryotes in the composition of dominant algae complexes. Indicator species that are in the optimum of their development are given. An increase in the share of *r*-strategists was revealed, including stimulation of the propagation of *Scenedesmus communis* with the formation of its small forms, which is a sign of toxic pollution of aquatic ecosystems with gas pipeline facilities.

Keywords: water bodies, anthropogenic impact, chemical composition of water, bottom sediments, algalocenoses, algalindication.

Оценить степень трансформации природных ландшафтов под воздействием новых промышленных объектов на ранних стадиях их функционирования помогают наиболее чувствительные живые организмы, к таким относятся водоросли. Альгофлора является индикатором водной среды и отражает характер антропогенной нагрузки [1, 2]. Доминирующая роль в водорослевых группировках всегда будет принадлежать видам, находящимся в оптимуме условий своего развития. Норма реакции, свойственная всем живым системам, проявление адаптивных механизмов в меняющихся условиях среды определяют структуру биоценоза. При этом важно как определение организации альгоценозов, характерной для естественных, не изменённых водных экосистем данного района, так и выявление особенностей таксономической и экологической структуры водорослевых сообществ, проявляющихся при наличии антропогенного воздействия [1, 3]. Для оценки степени экологической трансформации водоёмов большое значение имеет сопоставление диагностических признаков альгофлоры с химическими показателями водной среды.

В настоящее время на территории Большеземельской тундры и Полярного Урала в бассейне р. Кара введён в эксплуатацию магистральный газопровод «Ямал-Центр», в результате водные экосистемы региона трансформируются при строительстве линейных сооружений и находятся под воздействием эмиссий загрязняющих веществ, происходит накопление поллютантов [2–4]. Ореолы пылевых загрязнений от газопровода и обслуживающей его автомобильной дороги, а также выбросы компрессорных станций регистрируются по материалам космической съёмки и распространяются на десятки километров [2]. Актуальность исследования водных объектов в бассейне р. Кара обусловлена тем, что необходимо планомерное изучение происходящих изменений в результате деятельности объектов магистрального газопровода для оценки состояния водных экосистем, организации мониторинга и составления долгосрочных прогнозов трансформации и стабилизации водных экосистем в условиях усиливающегося антропогенного пресса. Одной из наиболее показательных групп, индицирующих трансформацию водной среды, являются водоросли, способные быстро реагировать на изменение химических показателей водоёмов, что широко используется в биоиндикации [5–7].

Цель исследований – анализ изменения видового состава и доминантных комплексов цианопрокариот и водорослей водоёмов бас-

сейна реки Кара, расположенных в зоне воздействия трассы крупного газопровода, оценка на их основе происходящих в водных экосистемах изменений.

Объекты и методы исследования

Исследовано видовое разнообразие цианопрокариот и водорослей (за исключением диатомовых) водных объектов бассейна р. Кара в зоне влияния магистрального газопровода: р. Кара и её притоки – реки Б. Лядгей, Нярма, озёра Б. Манясейто, Коматы, без названия № 1 (68°01' с. ш., 65°11' в. д.), а также водные объекты, не испытывающие влияния строительства и эксплуатации газопровода: р. Силова-Яха, её правый приток первого порядка – р. Хальмерью, озёра Хальмерты, Круглое, Тройное, без названия – № 3 (68°11' с. ш., 64°30' в. д.), № 4 (68°10' с. ш., 64°29' в. д.), № 5 (68°10' с. ш., 64°34' в. д.) – в бассейне р. Силова-Яха, на водосборе которой влияние магистрального газопровода отсутствует, имеются иные источники загрязнения: территория используется для оленеводства, развивается рекреация и туризм. В непосредственной близости от трассы газопровода проходит грунтовая автомобильная дорога с забетонированными мостовыми переходами через реки. Отбор проб воды, донных отложений и водорослей фитопланктона и перифитона проведён в июле–августе 2011–2013 гг. общепринятыми методами [8]. Пробы природной поверхностной воды, донных отложений и водорослей в водотоках отобраны на двух участках для каждой реки, на расстоянии 500 м от дороги на условно чистом и загрязнённом. Химический анализ воды и донных отложений выполнен в аккредитованной лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Для определения видового разнообразия цианопрокариот и водорослей использованы отечественные и зарубежные определители [9–11], с учётом современной номенклатуры [12] и их индикаторных свойств [1].

Статистический анализ по выявлению влияния химических показателей на водорослевые сообщества выполнен с привлечением программы Statistica 6.0 (StatSoft, США), статистической программы R (версия 3.5.1) и Excel надстройки – ExStatR [13].

Результаты и обсуждение

Исследования показали [2, 3], что основные характеристики: pH, цветность, перман-

ганатная и бихроматная окисляемость, содержание N и P находятся преимущественно в пределах природной нормы для водоёмов данного района [14]. При этом отмечено загрязнение вод и донных отложений нефтепродуктами, Zn, Cu, Hg и другими тяжёлыми металлами в результате аэротехногенного воздействия объектов инфраструктуры газопровода и смыва поллютантов с загрязнённой территории [3]. При этом признаки загрязнения водных объектов в зоне влияния магистрального газопровода и автомобильной дороги проявляются при сопоставлении данных химического анализа природной поверхностной воды и донных отложений. Например, содержание Cu в воде обследованных водоёмов отмечено на уровне 0,22–2,10 мкг/дм³, а в донных отложениях р. Нярма концентрация Cu на фоновом участке составила 8,1, в зоне загрязнения – 250 мг/кг, что может свидетельствовать о формировании локальной техногенной геохимической аномалии. Аналогично, экстремально высокие значения отмечены также для Zn в донных отложениях на загрязнённых участках рек: 190 – в р. Б. Лядгей, 1800 мг/кг – в р. Кара (при этом в верхних створах этих рек – соответственно 40 и 34, что сопоставимо со средним значением других проб – 31,6 мг/кг), при массовом содержании Zn во всех пробах воды менее 2,5 мкг/дм³. В отношении других выше указанных поллютантов загрязнение так же проявляется в их накоплении в донных отложениях. Легкорастворимые органические вещества содержатся в воде в небольшом количестве, что отражается в показателях цветности (70–53°), перманганатной окисляемости (1,27–7,8 мг/дм³) и соответствует данным других исследователей [14]. По данным [14], цветность на уровне 7–28° свидетельствует о наличии органического вещества преимущественно автохтонного происхождения. В настоящем исследовании цветность воды большинства водных объектов отмечена на уровне 7–19°. Исключение составили озёра Коматы и № 1 (37 и 34° соответственно), загрязнённые в результате эксплуатации газопровода, а также озёра, испытывающие воздействие традиционного природопользования и получающие питание с заболоченной территории – № 3, № 4, Тройное (31, 37, 53° соответственно). Наибольшие значения содержания N характерны для оз. Тройное ($N_{\text{общ}} - 1,61 \text{ мг/дм}^3$, $\text{NH}_4^+ - 1,04 \text{ мг/дм}^3$ (что выше ПДК_{рыбохоз} = 0,5 мг/дм³), $\text{NO}_3^- - 0,82 \text{ мг/дм}^3$ (менее ПДК_{рыбохоз} = 40,0 мг/дм³)): возможно, это озеро в большей степени испытывает нагрузку от

оленоводства. В других исследованных водных объектах аналогичные показатели изменяются в следующих пределах: $N_{\text{общ}} - 0,073-0,880 \text{ мг/дм}^3$, $\text{NH}_4^+ - 0,018-0,44 \text{ мг/дм}^3$, $\text{NO}_3^- - 0,005-0,044 \text{ мг/дм}^3$. Увеличение концентрации N является интегральным показателем антропогенной эвтрофикации водоёмов [1, 5]. Наряду с появлением токсичных свойств среды обитания, как правило, увеличивается содержание биогенных элементов. Высокая доля их биодоступных форм в экосистеме свидетельствует о том, что полностью они не утилизируются в трофической системе, создавая условия для интенсивного развития устойчивых форм первичных продуцентов [6, 15]. Дополнительно для вод Полярного Урала были определены показатели неорганического (IC) и органического углерода (DOC). Нижнее значение IC – в оз. Б. Манясейто (3,2–3,6), верхнее – в оз. № 1 (9,1), в остальных – 5,8–7,9 мг/дм³, DOC наименьшее в водотоках (реки Нярма, Б. Лядгей, Кара) – 0,80–1,21, максимальное – в испытывающих влияние газопровода оз. Коматы и оз. № 1 – 6,7 и 6,1 мг/дм³, соответственно, что кроме различий в гидрологическом режиме подтверждает ранее отмеченную закономерность.

Наиболее загрязнёнными из обследованных водных объектов по всем показателям являются озёра Коматы и № 1. Кроме выше указанного, выявлено высокое содержание нефтепродуктов: в оз. № 1 – 0,014, оз. Коматы – 0,011 мг/дм³ (в остальных – менее 0,0050 мг/дм³). Для озёр № 1 и Коматы отмечены максимальные значения Fe в воде: 0,17 и 0,057 мг/дм³, соответственно (в первом достигает значения 1,7 ПДК_{рыбохоз}), при фоновом значении 0,002–0,028 мг/дм³ (для других обследованных водных объектов), что может быть признаком антропогенного загрязнения Fe от объектов магистрального газопровода. Для оз. Коматы диагностировано наличие свежего поступления Hg (< 0,010 в воде, при этом в донных отложениях содержится 6 мкг/кг). По всем показателям наиболее чистое – оз. Б. Манясейто, расположенное на расстоянии 8 км от магистрального газопровода и грунтовой автомобильной дороги, закрытое от них горным массивом, препятствующим техногенному пылевому загрязнению. Таким образом, в зоне воздействия происходит повышение уровня сапробности рек и озёр (значимое увеличение интегральных показателей содержания органических веществ – цветности, $N_{\text{общ}}$, DOC, $p < 0,05$), а при накоплении поллютантов (Fe, Hg, Zn, Cu, As) – уровня токсичности среды обитания.

Водоросли чувствительны к антропогенным изменениям, наблюдается перестройка таксономической и экологической структуры альгоценозов, выпадение экологически специализированных видов. В обследованных водных объектах в бассейне р. Кара выявлено 206 видов с внутривидовыми таксонами из 77 родов, 46 семейств, 7 отделов. Основу альгоценозов формируют экологически лабильные виды, характерные для водных объектов Полярного Урала и Большеземельской тундры. 12 ведущих по видовому богатству родов объединяют 108 (52%) выявленных видов. В водорослевых сообществах по числу видов (без учёта диатомовых, сведения о них составе опубликованы ранее [2, 3]) преобладают представители родов *Cosmarium*, *Scenedesmus*, *Staurastrum*, *Closterium*. Обследованные реки и озёра проявляют широкий спектр различных условий для развития водорослей, соответственно в значительной степени варьируют видовой состав их альгоценозов и доминантные комплексы видов. Во всех пробах наблюдали доминирование диатомовых водорослей, приспособленных к обитанию в холодных, низкоминерализованных и бедных биогенами водах [2, 3]. При этом также были распространены виды-обитатели северных районов из десмидиевых, зелёных и цианопрокариот. В условиях воздействия объектов газопровода на импактных участках в целом сокращается видовое разнообразие (в бас. р. Силова-Яха – 138, в бас. р. Кара – 130 видов), при этом уменьшается доля Цианопрокариота и Chlorophyta, исчезают Rhodophyta, лидирующую роль по числу видов занимают представители отдела Streptophyta. По результатам статистического анализа выявлена связь между показателями загрязнения и структурой альгоценозов (рис. 1, см. цв. вкладку). Наибольшая степень корреляции по коэффициенту Пирсона (K_{np}) отмечена для рН – в отношении большинства групп водорослей она отрицательная (K_{np} от -0,48 до -0,55, $p < 0,05$), за исключением Euglenophyta, которые положительно реагируют на антропогенное подщелачивание вод ($K_{np} = 0,36$). С показателем цветности наблюдается отрицательная корреляция для Rhodophyta ($K_{np} = -0,35$), которые наиболее требовательны к прозрачности вод и обитают в основном в чистых быстро текущих реках. Многие представители Dinophyta являются индикаторами чистоты вод, что проявляется в виде отрицательной корреляции ($K_{np} = -0,21$) с показателем цветности. Для остальных групп водорослей отмечена слабая положительная

связь с цветностью воды (рис. 1). На содержание биогенных элементов Zn ($K_{np} = 0,52$, $p < 0,05$) и K ($K_{np} = 0,29$) выявлена положительная корреляция для подавляющего большинства водорослей, небольшая отрицательная – для представителей Euglenophyta ($K_{np} = -0,2$). Для этого отдела отмечена положительная связь с показателями цветности, ХПК, содержанием фосфат-ионов (на последние Euglenophyta, единственные из всех водорослей, проявляют положительную корреляцию). В отношении тяжёлых металлов Pb и Co большинство таксономических групп водорослей демонстрируют отрицательные значения коэффициента Пирсона (рис. 1). Ochrophyta в основном нейтрально относится к условиям среды. Из исследованных групп водорослей сходное отношение к экологическим факторам проявляют Цианопрокариота, Chlorophyta и Streptophyta, которые формируют основу альгофлоры района Большеземельской тундры и Полярного Урала такое соотношение условий среды для них является оптимальным.

Кроме изменения таксономической структуры в альгоценозах наблюдается и перестройка в доминантных комплексах: чаще других их основу формируют представители родов *Dolichospermum*, *Cosmarium*, *Anabaena*, *Tetraspora*, *Nostoc*, *Dinobryon* характерные для летнего фитопланктона всех обследованных водоёмов.

Dolichospermum lemmermannii и *D. flosoaquae* (Bréb.) P. Wacklin, L. Hoff. & J. Komárek доминировали в зоне «цветения» озёр Тройное, Круглое, № 3 и № 4. Ранее также отмечалось «цветение» воды, вызванное массовым развитием этих видов [16].

Диагностическим признаком токсического воздействия загрязнения от объектов магистрального газопровода является появление в составе доминантов *r*-стратегов: *Scenedesmus communis* с образованием его мелкоклеточных форм (отмечено значимое уменьшение размеров до 2 мкм при $p < 0,05$) в импактной зоне р. Б. Лядгей и оз. № 1. Сравнительный анализ водорослевых комплексов в водоёмах, подверженных воздействию газопровода, с фоновыми озёрами [3], проведённый для термокарстового оз. № 1 и крупного оз. Коматы, которые испытывают наибольшее воздействие от объектов магистрального газопровода [2, 3], показал выпадение из комплекса доминантов экологически специализированных видов из отдела Streptophyta, представителей родов *Closterium*, *Cosmarium*, *Staurastrum*.

Из индикаторов качества среды с высокой встречаемостью отмечены алкалин-

фи́лы *Audouinella chalybaea* (Roth) Vory и *Chantransia* sp. (доминируют в импактной зоне рек). Эти виды при массовом развитии могут свидетельствовать об антропогенном подщелачивании водных объектов относительно ненарушенных природных аналогов, что отмечено и для других северных регионов [7]. Среди ацидофилов отмечены *Aphanocapsa grevillei* (Berkeley) Rabenh. в оз. Коматы, испытывающем значительное антропогенное загрязнение от компрессорной станции газопровода, и *Closterium tumidulum* F. Gay, который не достигает массового развития, но является видом с высокой встречаемостью в загрязнённых водных объектах. Индикатором значительного и постоянного воздействия объектов инфраструктуры (бытовые стоки компрессорных станций) является развитие в водорослевых сообществах оз. Коматы видов из отдела Euglenophyta, не характерных для чистых водоёмов Большеземельской тундры и Полярного Урала [3]. В импактной зоне объектов газопровода также часто встречаются *Cosmarium botrytis* Meneg. ex Ralfs, *C. formosulum* Hoff, *Euastrum bidentatum* Näg., *Closterium ehrenbergii* Meneg. ex Ralfs – типичные представители реофильного комплекса, обитающие в затронутых деятельностью человека водоёмах. Олигосапроб *Staurastrum muticum* (Bréb.) ex Ralfs, его массовое развитие, напротив, свидетельствует о чистых условиях водной среды. Олигогалофоб *Cosmarium reniforme* (Ralfs) W. Archer является доминантом по численности в оз. Б. Манясейто, что является показателем чистоты его вод. Считаем, что узкоспециализированные виды проявляют себя как диагностический признак определённых условий при их нахождении в зоне оптимума и массовом развитии.

В импактной зоне рек отмечено изменение соотношения индикаторов уровня сапробности (рис. 2, см. цв. вкладку), на загрязнённых участках при сохранении ведущей роли β-мезосапробов увеличивается участие α-мезосапробов, уменьшается – (χ-α, α-χ, χ-β)-сапробов, при этом исчезают виды – (α-β, β-α)-мезосапробы.

Заключение

Водные объекты в зоне влияния магистрального газопровода в основном сохраняют свои природные особенности, при этом проявляется техногенное загрязнение вод и донных отложений нефтепродуктами, ртутью, цинком, медью и другими тяжёлыми металлами.

В обследованных водных объектах в бассейне р. Кара вдоль магистрального газопровода «Бованенково-Ухта» выявлено 206 видов с внутривидовыми таксонами из 77 родов. Основу альгоценозов формируют экологически лабильные виды, характерные для водных объектов Полярного Урала и Большеземельской тундры. В результате аэротехногенного загрязнения объектов магистрального газопровода наблюдается изменение таксономической и экологической структуры альгоценозов, выпадение экологически специализированных видов, повышение уровня сапробности рек и озёр. Наиболее загрязнёнными из обследованных водных объектов являются озёра Коматы и № 1. Проявлениями критической нагрузки на водные экосистемы и снижения качества вод являются увеличение доли r-стратегов, формирование маловидовых сообществ водорослей с ярко выраженным доминированием нескольких видов, исчезновение из альгоценозов чувствительных таксонов.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН (ЕГИСУ НИОКР: АААА-А19-119011790022-1). Статья опубликована при финансовой поддержке гранта РФФИ № 19-04-20031.

Литература

1. Баринаева С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Университет Хайфы, 2006. 498 с.
2. Патова Е.Н., Стенина А.С., Тикушева Л.Н., Лоскутова О.А., Сивков М.Д. Комплексная оценка водных экосистем бассейна реки Кары, трансформированных в результате транспортировки углеводородов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018. Т. 29. № 2. С. 30–50.
3. Тикушева Л.Н., Стенина А.С., Патова Е.Н. Изменение водных экосистем под влиянием строительства и эксплуатации газопровода «Бованенково-Ухта» (бассейн реки Кара, Полярный Урал и Большеземельская тундра) // Известия Коми научного центра УрО РАН. 2015. № 2 (22). С. 25–30.
4. Башкин В.Н., Казак А.С., Сафонов В.С. Оценка экологического риска в зоне воздействия магистрального газопровода Ямал-Центр // Охрана окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2006. № 3. С. 9–14.
5. Xu F.L., Tao S., Dawson R.W., Li P.G., Cao J. Lake ecosystem health assessment: indicators and methods // Water Research. 2001. V. 4. No. 35 (13). P. 3157–3167.
6. Reavie E.D., Jicha T.M., Angradi T.R., Bolgrien D.W., Hill B.H. Algal assemblages for large river monitoring: comparison among biovolume, absolute and relative abun-

dance metrics // *Ecological Indicators*. 2010. V. 10. No. 2. P. 167–177.

7. Schneider S., Lindstrøm E.A. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: the acidification index periphyton (AIP) // *Ecological indicators*. 2009. V. 9. No. 6. P. 1206–1211.

8. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: Справочные материалы. М.: ВНИРО, 1999. 304 с.

9. Komárek J. Süßwasserflora von Mitteleuropa // *Cyanoprokaryota III: Nostocales, Stigonematales*. Bd. 19/3. Springer Spektrum, Berlin, 2013. 1130 p.

10. Komárek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales // *Das Phytoplankton des Süßwassers 7* / Ed. G. Huber-Pestalozzi. Bd. XVI. Teil. 1. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1983. 1044 p.

11. Coesel P.F.M., Meesters K. Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and desmidiaceae of the European Lowlands. Zeist: KNNV Publishing, 2007. 351 p.

12. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway [Internet resource] <http://www.algaebase.org> (Accessed: 31.01.2020).

13. Новаковский А.Б. Взаимодействие Excel и статистического пакета R для обработки данных в экологии // *Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН*. 2016. № 3. С. 26–33.

14. Хохлова Л.Г. Гидрохимическая изученность поверхностных вод Большеземельской тундры // *Возобновимые ресурсы водоёмов Большеземельской тундры. Труды Коми научного центра УрО РАН*. 2002. № 169. С. 5–14.

15. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. 400 с.

16. Патова Е.Н. Цианопрокарриотическое «цветение» водоёмов восточно-европейских тундр (флористические и функциональные аспекты) // *Теоретическая и прикладная экология*. 2007. № 3. С. 4–10.

References

1. Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. Biodiversity of algae-indicators of the environment. Tel Aviv: Haifa University, 2006. 498 p. (in Russian).

2. Patova E.N., Stenina A.S., Tikusheva L.N., Loskutova O.A., Sivkov M.D. Complex assessment of water ecosystems of the Kara river basin transformed as a result of hydrocarbon transportation // *Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem*. 2018. V. 29. No. 2. P. 30–50 (in Russian). doi: 10.21513/0207-2564-2018-2-30-50

3. Tikusheva L.N., Stenina A.S., Patova E.N. Changes in aquatic ecosystems under the influence of construction and operation of the Bovanenkovo-Ukhta gas pipeline (Kara river basin, Polar Urals and Bolshezemelskaya

tundra) // *Izvestiya Komi nauchnogo tsentra UrO RAN*. 2015. No. 2 (22). P. 25–30 (in Russian).

4. Bashkin V.N., Kazak A.S., Safonov V.S. Environmental risk assessment in the impact zone of the Yamal-Center gas pipeline // *Okhrana okruzhayushchey sredy v neftegazovom komplekse*. 2006. No. 3. P. 9–14 (in Russian).

5. Xu F.L., Tao S., Dawson R.W., Li P.G., Cao J. Lake ecosystem health assessment: indicators and methods // *Water Research*. 2001. V. 4. No. 35 (13). P. 3157–3167. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00040-9

6. Reavie E.D., Jicha T.M., Angradi T.R., Bolgrien D.W., Hill B.H. Algal assemblages for large river monitoring: comparison among biovolume, absolute and relative abundance metrics // *Ecological Indicators*. 2010. V. 10. No. 2. P. 167–177. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.04.009

7. Schneider S., Lindstrøm E.A. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: the acidification index periphyton (AIP) // *Ecological indicators*. 2009. V. 9. No. 6. P. 1206–1211. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.02.008

8. Hydrochemical indicators of the state of the environment: Reference materials. Moskva: VNIRO, 1999. 304 p. (in Russian).

9. Komárek J. Süßwasserflora von Mitteleuropa // *Cyanoprokaryota III: Nostocales, Stigonematales*. Bd. 19/3. Springer Spektrum, Berlin, 2013. 1130 p.

10. Komárek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales // *Das Phytoplankton des Süßwassers 7* / Ed. G. Huber-Pestalozzi. Bd. XVI. Teil. 1. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1983. 1044 p. (in Deutsch).

11. Coesel P.F.M., Meesters K. Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and desmidiaceae of the European Lowlands. Zeist: KNNV Publishing, 2007. 351 p.

12. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway [Internet resource] <http://www.algaebase.org> (Accessed: 31.01.2020).

13. Novakovskiy A.B. The interaction of Excel and statistical package R for data processing in ecology // *Vestnik Instituta biologii Komi NC UrO RAN*. 2016. No. 3. P. 26–33 (in Russian). doi: 10.31140/j.vestnikib.2016.3(197)

14. Khokhlova L.G. Hydrochemical study of surface waters of the Bolshezemelskaya tundra // *Vozobnovimye resursy vodoemov Bolshezemelskoy tundry. Trudy Komi nauchnogo tsentra UrO RAN*. 2002. No. 169. P. 5–14 (in Russian).

15. Moiseenko T.I. Water ecotoxicology: theoretical and applied aspects. Moskva: Nauka, 2009. 400 p. (in Russian).

16. Patova E.N. Cyanoprokaryotic “flowering” of water bodies of the East European tundra (floristic and functional aspects) // *Theoretical and Applied Ecology*. 2007. No. 3. P. 4–10 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2007-3-004-010

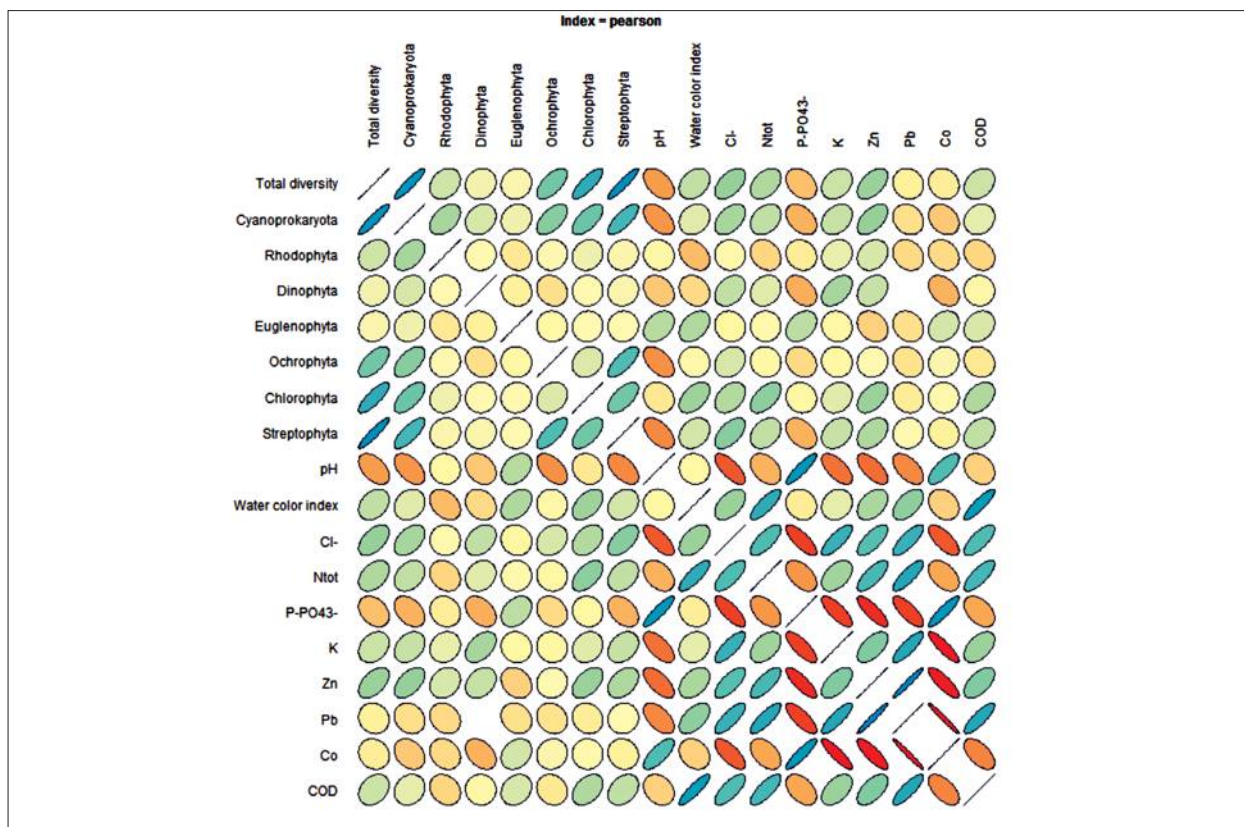


Рис. 1. Графическое представление коэффициента корреляции Пирсона для таксономического разнообразия водорослей и гидрохимических показателей исследованных водоёмов. В столбцах исследованные гидрохимические параметры и отделы водорослей. Синие оттенки отображают положительную корреляцию, красные и оранжевые – отрицательную. Размер эллипса показывает степень взаимного влияния показателей друг на друга: чем уже диск, тем сильнее корреляция

Fig. 1. A graphical representation of the Pearson correlation coefficient for the taxonomic diversity of algae and hydrochemical parameters of the studied reservoirs. In the columns investigated hydrochemical parameters and phylums of algae. Blue shades indicate a positive correlation, red and orange – negative one. The size of the ellipse shows the degree of mutual influence of indicators on each other: the narrower the disk, the stronger the correlation

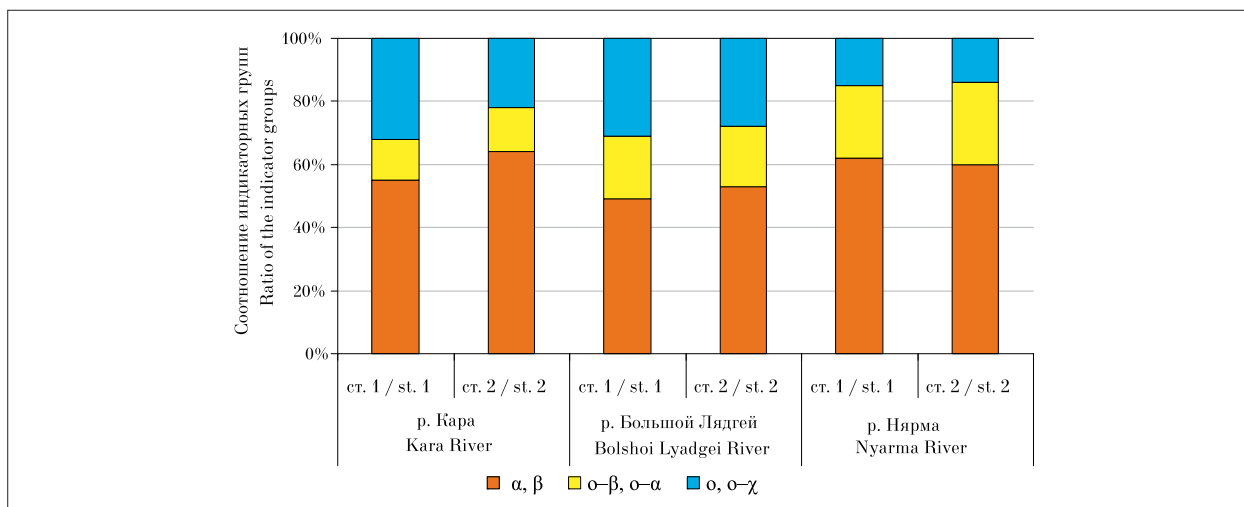


Рис. 2. Соотношение индикаторных групп водорослей на фоновых и импактных участках рек (ст. 1 – фоновые, ст. 2 – загрязнённые участки): α – альфамезосапробы, $\alpha\text{-}\beta$ – альфа-бетамезосапробы, β – бетамезосапробы, α – олигосапробы, $\alpha\text{-}\alpha$ – олиго-альфамезосапробы, $\alpha\text{-}\beta$ – олиго-бетамезосапробы, $\alpha\text{-}\gamma$ – олиго-ксеносапробы

Fig. 2. The ratio of the algae indicator groups in the background and impact parts of the rivers (st. 1 – background, st. 2 – impact sites): α – alpha-mesosaprobies, $\alpha\text{-}\beta$ – alpha-beta-mesosaprobies, β – beta-mesosaprobies, α – oligosaprobies, $\alpha\text{-}\alpha$ – oligo-alpha-mesosaprobies, $\alpha\text{-}\beta$ – oligo-beta-mesosaprobies, $\alpha\text{-}\gamma$ – oligo-xenosaprobies