

## ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕК ЛАДОЖСКОГО БАССЕЙНА: ОЦЕНКА НА ОСНОВЕ ДИАТОМОВОГО ИНДЕКСА<sup>1</sup>

© 2011 г. А. Г. Русанов, Е. В. Станиславская

*Институт озерадения Российской академии наук  
196105 Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, 9*

Поступила в редакцию 08.12.2009 г.

Разработана модификация индекса загрязненности водотоков, основанного на использовании диатомовых водорослей перифитона и учитывающего региональные особенности Ладожского бассейна. Для 60 массовых таксонов диатомовых водорослей приведены оригинальные значения индикаторных валентностей и весов. Выявлено снижение качества речных вод с севера на юг, связанное с более высокой хозяйственной освоенностью южной части Ладожского бассейна. В крупных реках зональное изменение качества вод выражено заметно слабее, чем в средних и малых, более тесно связанных с локальной обстановкой на водосборе. Изучение связи модифицированного индекса с концентрацией общего фосфора показало его более высокую эффективность в оценке антропогенного загрязнения водотоков Ладожского бассейна по сравнению с трофическими диатомовыми индексами, разработанными в Европе.

*Ключевые слова:* диатомовые водоросли, перифитон, биоиндикация, канонический анализ соответствий, взвешенное усреднение, реки, Ладожский бассейн.

Диатомовым водорослям перифитона отдается предпочтение в биологическом мониторинге состояния водных объектов благодаря их высокой чувствительности к изменению качества водной среды. В настоящее время в Западной и Средней Европе на основе диатомовых водорослей перифитона разработано большое количество индексов, широко используемых для оценки экологического состояния водотоков, в том числе трофические диатомовые индексы [13, 17], которые основаны на чувствительности диатомовых водорослей перифитона к изменению концентрации биогенных веществ в водной среде. Водоросли, благодаря широкому географическому распространению и достаточно хорошей изученности экологических потребностей, могут рассматриваться в качестве универсальных индикаторных организмов [2]. Однако известно, что индикаторные показатели диатомовых водорослей, установленные в одном географическом регионе, а также индексы на их основе не всегда применимы в других районах [19]. Межрегиональные различия в таксономическом составе и влияние региональных факторов, существенно изменяющих индикаторную значимость видов по отношению к качеству водной среды, приводят к необходимости разработки индексов, учитывающих особенности конкретных географических регионов [12].

Основные источники информации об экологических спектрах водорослей — списки индикаторных организмов, наиболее полный из которых приводится в работе Ван Дама с соавторами [23]. При определении индивидуальных биоиндикационных показателей водорослей и последующем расчете индексов качества воды обычно используется метод взвешенного усреднения [22], который позволяет определить экологические предпочтения вида путем нахождения взвешенного на видовое обилие среднего значения фактора среды во всех местообитаниях, где он встречается. Тем самым вычисляется экологический оптимум вида — наиболее благоприятное (оптимальное) значение фактора среды, при котором он достигает максимального обилия. Аналогичным образом для оценки экологического состояния водных объектов рассчитывается средневзвешенное значение экологических оптимумов всех индикаторных видов, встречающихся в данном водоеме. Гидрохимические и биологические данные, полученные по стандартным схемам гидробиологического мониторинга — источники объективной информации об индикаторной значимости видов водорослей, позволяющие учесть региональные особенности альгофлоры и характера загрязнений.

Цель настоящей работы — разработка индекса для оценки качества воды в водотоках, основанного на использовании диатомовых водорослей перифитона и учитывающего региональные особенности Ладожского бассейна. Для осуществления этой цели было необходимо решить следующие задачи: вы-

<sup>1</sup> Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 08-04-01544).

**Таблица 1.** Расход воды и средние значения гидрохимических параметров в 19 реках Ладожского бассейна по [3]

Реки	Расход воды, м <sup>3</sup> /с	УЭП, мкСм/см	НСО <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	pH	P <sub>общ</sub> , мкг/л	P <sub>мин</sub> , мкг/л	Цв, град.
Нева	2400.0	89	34	7.5	28	5	29
Свирь	661.0	55	22	7.1	24	6	49
Бурная	613.0	65	15	7.1	16	5	30
Волхов	535.0	197	76	7.5	68	30	108
Сясь	63.8	193	129	7.8	34	14	131
Паша	73.7	115	59	7.3	34	9	149
Оять	58.6	86	47	7.3	30	14	129
Янис	41.7	34	8	6.8	18	5	69
Олонка	35.2	61	21	6.9	88	50	187
Тулема	21.8	33	11	6.8	20	8	149
Хиитолан	14.7	92	25	7.1	35	10	38
Видлица	18.5	44	19	6.9	46	8	102
Уксун	15.0	26	6	6.6	17	3	128
Тулокса	8.6	41	16	6.6	70	35	218
Мийнола	5.2	58	19	6.8	32	15	130
Лава	4.2	347	196	8.1	102	67	123
Морье	4.5	61	16	6.6	149	80	275
Авлога	1.8	258	121	7.3	395	360	155
Ийоки	1.5	61	18	7.1	190	161	179

явить при помощи методов многомерной ординации основные направления изменчивости видовой структуры сообществ диатомовых водорослей перифитона относительно гидрохимических параметров, модифицировать список таксонов-индикаторов уровня загрязненности воды при помощи метода взвешенного усреднения, сравнить степень связи разработанного индекса и широко используемых в Европе трофических диатомовых индексов с изменением концентрации P в притоках Ладоги и в Неве как показателя их трофического статуса.

#### ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

Бассейн Ладожского оз. имеет протяженность с севера на юг >1000 км и площадь >260 тыс. км<sup>2</sup>. По геологическому строению бассейн Ладожского оз. делится на две части – северную и южную. Северная часть бассейна расположена на окраине Балтийского кристаллического щита, сложенного кристаллическими породами кислого состава – гранитами и гнейсами. К югу происходит постепенное погружение склонов щита под толщи осадочных карбонатных пород Русской платформы. Реки Бурная, Хиитолан, Ийоки, Мийнола, Янис, Уксун и Свирь относятся к притокам, частные водосборы которых расположены в северной части Ладожского бассейна (рис. 1). Водосборы притоков восточного побережья Ладоги (Тулема, Видлица, Тулокса,

Олонка) расположены на Онежско-Ладожском водоразделе, по которому проходит граница между северной и южной областями Ладожского бассейна. Притоки юго-западного, южного и юго-восточного побережья (Авлога, Морье, Лава, Волхов, Сясь, Паша, Оять) относятся к южной части бассейна.

Неоднородность геоморфологического строения и различия в составе слагающих пород определяют закономерное изменение химического состава речных вод Ладожского бассейна с севера на юг [3, 5]. Реки северной части бассейна Ладоги характеризуются, как правило, значительно более низкими значениями минерализации (15–60 мг/л) и удельной электропроводности (УЭП) (26–65 мкСм/см), чем реки южной части, где минерализация достигает 200–300 мг/л, а УЭП – 300 мкСм/см (табл. 1). Большинство рек северной части бассейна Ладоги свойственна слабо кислая реакция среды (pH < 7). Напротив, в реках южной части бассейна значение pH воды колеблется от нейтральной до слабо щелочной, достигая 8.0–8.5.

Цветность воды (Цв) в реках бассейна Ладоги варьирует в широких пределах – от 30 до 275 град. (табл. 1), что связано с различиями в степени заболоченности и озерности водосборов. Максимальные значения Цв наблюдаются в реках с заболоченными водосборами (Авлога, Ийоки, Тулема, Олонка, Тулокса и Морье). Наиболее низкие значения

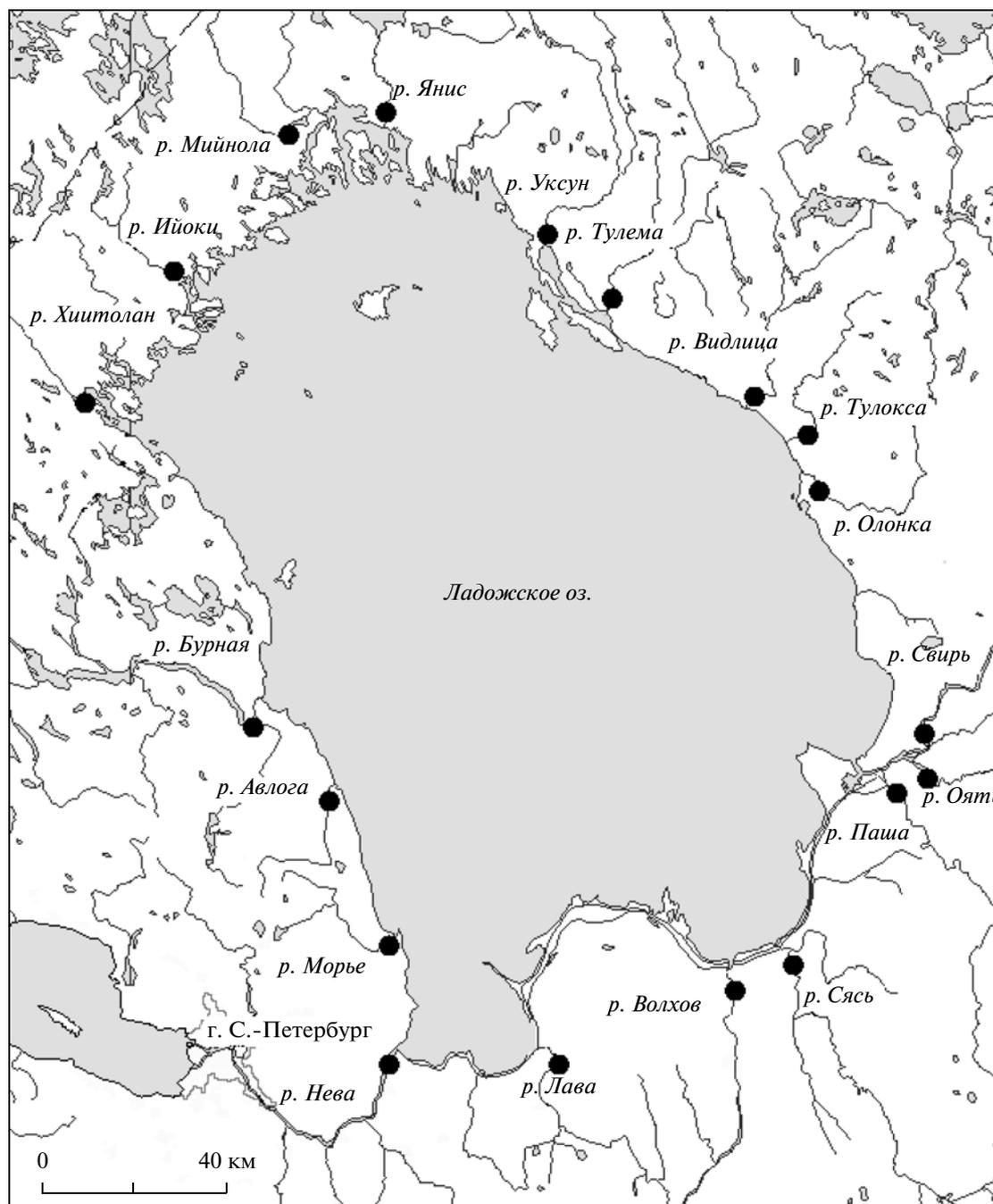


Рис. 1. Карта-схема отбора проб перифитона в реках бассейна Ладожского оз.

Цв свойственны рекам с высокой озерностью водосборов (Бурная, Свирь, Хиитолан и Янис).

Концентрация общего фосфора  $P_{\text{общ}}$  в реках Ладожского бассейна изменяется от 16 до 395 мкг/л (табл. 1). Наибольший антропогенный стресс испытывают малые реки южного и юго-западного побережья – Лава, Морье, Авлога, а также река Ийоки (северное побережье). К рекам с повышенным содержанием  $P_{\text{общ}}$  относятся Тулокса, Олонка (восточное побережье) и река Волхов (южное побережье).

Наименьшее содержание  $P_{\text{общ}}$  отмечено в реках северо-восточной части Ладожского бассейна – Уксуне, Янисе, Тулеме, а также в Бурной и Свири.

#### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Количественные пробы перифитона (135 проб) отбирали в устьях 18 притоков Ладоги и в истоке Невы в мае, июле и сентябре 2000–2001 гг. Обработку диатомовых водорослей проводили по методу хо-

лодного сжигания хромовой смесью [1]. Для идентификации диатомовых водорослей использовали определители К. Крамера и Х. Ланге-Берталота [17].

Параллельно отбору проб перифитона проводились гидрохимические исследования, определялись концентрации общего и минерального фосфора  $P_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{мин}}$ , содержание гидрокарбонатного иона, рН, УЭП и Цв [3].

Для выявления воздействия факторов среды на видовую структуру диатомовых водорослей перифитона был использован метод прямой ординации – канонический анализ соответствий (canonical correspondence analysis – ССА), выполненный в программе Canoco [21]. ССА основан на технике взвешенного усреднения и предполагает одновершинный характер распределения обилия видов по градиенту среды. ССА включает в себя процедуру пошагового отбора объясняющих переменных, позволяющую оценить относительный вклад факторов среды в объяснение изменчивости видовой структуры. В качестве показателя обилия видов использовали удельную биомассу как частное от деления биомассы вида на общую биомассу всех видов в пробе. Для ординационного анализа были отобраны таксоны с частотой встречаемости  $\geq 3$  пробы, составляющие  $\geq 1\%$  общей биомассы хотя бы в одной пробе. Из общего числа (215) обнаруженных таксонов видового и внутривидового ранга этим условиям соответствовало 60 таксонов водорослей.

Биоиндикационные показатели таксонов (оптимумы и границы толерантности) определяли по отношению к композиционной переменной загрязнения водной среды, включающей значения двух гидрохимических параметров –  $P_{\text{общ}}$  и УЭП. Значение загрязнения в каждой пробе рассчитывали суммированием значений  $P_{\text{общ}}$  и УЭП, каждое из которых предварительно стандартизировали путем деления на стандартное отклонение соответствующей гидрохимической переменной.

Численные значения оптимумов и границ толерантности таксонов рассчитывали методом взвешенного усреднения [22]. Оптимум  $u_i$  вида, отражающий чувствительность вида к загрязнению, вычислялся как среднее арифметическое значений переменной загрязнения во всех пробах, где встречался вид, взвешенное на относительное обилие вида

$$u_i = \frac{\sum_{k=1}^n y_{ik} x_k}{\sum_{k=1}^n y_{ik}},$$

где  $y_{ik}$  – относительное обилие (удельная биомасса)  $i$ -го вида в  $k$ -й пробе,  $x_k$  – значение переменной загрязнения в  $k$ -й пробе,  $n$  – общее число проб перифитона. Границы толерантности вида, являющиеся мерой точности индикации уровня загрязнения по обилию вида, рассчитывались как взвешенное стандартное отклонение оптимума.

Кроме того, для количественной оценки связи относительного обилия таксонов и гидрохимических параметров (УЭП и  $P_{\text{общ}}$ ) применяли коэффициент ранговой корреляции Спирмена.

Для расчета модифицированного индекса качества воды  $I$  для 60 таксонов диатомовых водорослей были установлены индикаторные валентности и веса в баллах, ориентиром для которых служили численные значения оптимумов и диапазонов толерантности. Значения видовых оптимумов были ранжированы по возрастанию и разделены на пять интервалов, каждый из которых включал 12 видов. Значения индикаторной валентности задавались по принадлежности вида к одному из интервалов значений видовых оптимумов по пятибалльной шкале, варьирующей от 1 (чистые воды) до 5 (сильно загрязненные воды). Значения индикаторного веса, являющегося мерой разброса по шкале загрязненности, задавались по трехбалльной шкале. Один балл получали виды, диапазон толерантности которых охватывал 4–5 интервалов видовых оптимумов, два балла получали виды с диапазоном толерантности, охватывающим 2–3 интервала оптимумов, и три балла получали виды, если их диапазон толерантности не превышал одного интервала оптимумов. Далее, используя установленные значения индикаторных валентностей и весов, для каждой пробы рассчитывали средневзвешенное значение модифицированного индекса  $I$  по формуле М. Зеллинки и П. Марвана [25]

$$I = \frac{\sum_{i=1}^m y_i s_i v_i}{\sum_{i=1}^m y_i s_i},$$

где  $y_i$  – относительное обилие (удельная биомасса)  $i$ -го вида в пробе,  $v_i$  – индикаторная валентность  $i$ -го вида,  $s_i$  – индикаторный вес  $i$ -го вида.

Параллельно оценка качества речных вод была проведена при помощи двух трофических диатомовых индексов –  $TDI$  [13], разработанного в Англии, и  $TDI_A$ , разработанного в Австрии [20], которые рассчитывались с использованием соответствующих списков индикаторных таксонов по формуле М. Зеллинки и П. Марвана [25]. Все индексы ( $I$ ,  $TDI$  и  $TDI_A$ ) были приведены к единой шкале от 0 (чистые воды) до 100 (сильно загрязненные воды) для последующего их сравнения. Значения  $I$  и  $TDI$ , изменяющиеся от 1 до 5, пересчитывали по формуле  $I_{0-100} = 25I_{1-5} - 25$ ; значения  $TDI_A$ , варьирующие от 0 до 4, умножали на 25.

Для количественной оценки связи индексов качества воды ( $I$ ,  $TDI$  и  $TDI_A$ ) и гидрохимических параметров водотоков применяли коэффициент линейной корреляции Пирсона. В корреляционном анализе использовали средние значения индексов

( $I$ ,  $TDI$  и  $TDI_d$ ) и логарифмированные средние значения гидрохимических параметров для каждой реки ( $n = 19$ ). Для выявления зональных изменений качества воды оценивали связь между значениями модифицированного индекса  $I$  и географической широтой станций отбора проб перифитона. Чтобы выявить влияние размера водотока на степень выраженности зональных изменений качества воды, связь модифицированного индекса  $I$  с широтой станций отбора проб оценивали отдельно для крупных, средних и малых рек.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### Связь видовой структуры диатомовых водорослей с факторами среды

В составе перифитона исследованных рек было обнаружено 215 видовых и внутривидовых таксонов диатомовых водорослей [6, 7]. К доминирующим видам (среднее относительное обилие  $\geq 4\%$ ) с широким распространением (частота встречаемости в пробах 42–81%) относились *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenb.) Grun., *Melosira varians* Ag., *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-B., *F. capucina* var. *rumpens* (Kütz.) Lange-B., *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz., *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz., *Navicula cryptocephala* Kütz. и *Achnanthes minutissima* Kütz.

Канонический анализ соответствий ССА с пошаговым отбором объясняющих переменных позволил установить, что все шесть учитываемых параметров среды (концентрация  $P_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{мин}}$ , УЭП, содержание  $\text{НСО}_3^-$ , рН и Цв воды) оказали статистически значимый вклад в изменчивость видовой структуры диатомовых водорослей перифитона ( $p < 0.05$ ). Эти параметры среды в совокупности объясняли 21.7% общей вариабельности структуры.

УЭП вносила наибольший вклад в изменчивость данных (6.7%), что указывало на первостепенную важность данного параметра в определении пространственных различий видовой структуры. Концентрация  $P_{\text{общ}}$  и рН – также экологически важные переменные, объясняющие соответственно 5.2 и 3.3% общей изменчивости данных. Сравнительно меньшим вкладом характеризовались Цв, содержание  $\text{НСО}_3^-$  и концентрация  $P_{\text{мин}}$ , для которых доля изменчивости структуры составляла от 2.6 до 1.6%. Корреляционный анализ показал тесную взаимосвязь в пространственной изменчивости УЭП, содержания  $\text{НСО}_3^-$  и рН (коэффициенты корреляции Пирсона  $r$ , составляющий 0.96–0.88,  $p < 0.001$ ). Содержание  $P_{\text{общ}}$  коррелировало с УЭП ( $r = 0.47$ ,  $p < 0.05$ ) и Цв ( $r = 0.57$ ,  $p < 0.01$ ).

Первая и вторая оси ССА отвечали соответственно за 7.1 и 5.3% в общей вариабельности видовой структуры (рис. 2). Первая ось ординации была наиболее тесно связана с изменением УЭП, рН и содержанием  $\text{НСО}_3^-$  (коэффициенты корреляции  $r = 0.81$ , 0.78 и 0.73 соответственно). Вдоль первой оси разделились сообщества из рек южной части Ладожского бассейна, для которых характерны высокие значения УЭП и рН среды от нейтральной до слабощелочной, и сообщества северных рек с низкими значениями УЭП и слабокислой реакцией среды (рис. 2а). Виды диатомовых водорослей в правой области диаграммы отличались более высоким относительным обилием в реках южной части Ладожского бассейна, тогда как виды в левой области диаграммы преобладали в реках северной части бассейна Ладоги (рис. 2б). Среди доминирующих видов *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Fragilaria ulna* и *Gomphonema parvulum* оказались приурочен-

Рис. 2. Ординационные диаграммы канонического анализа соответствий, показывающие центроиды сезонных проб перифитона для каждой реки (а) и виды диатомовых водорослей (б) в пространстве факторов среды. Факторы среды:

$P_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{мин}}$  – концентрация общего и минерального фосфора, УЭП – удельная электропроводность,  $\text{НСО}_3^-$  – содержание гидрокарбонатного иона, рН, Цв – цветность воды. Виды: ABI – *Achnanthes bioretii* Germain, ALA – *A. lanceolata* (Breb. ex Kütz.) Grun., AMI – *A. minutissima* Kütz., AOV – *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., CPL – *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenb.) Grun., CCI – *Cymbella cistula* (Ehrenb.) Kirchn., CMI – *C. minuta* Hilse ex Rabenh., CSI – *C. silesiaca* Bleisch ex Rabenh., CTU – *C. tumida* (Breb. ex Kütz.) V. H., DMO – *Diatoma moniliformis* Kütz., DTE – *D. tenuis* Ag., DVU – *D. vulgare* Bory, EBI – *Eunotia bilunaris* (Ehrenb.) Mills, EEX – *E. exigua* (Breb. ex Kütz.) Rabenh., EIN – *E. incisa* W. Smith ex Greg., EPE – *E. pectinalis* var. *undulata* (Ralfs) Rabenh., EPR – *E. praerupta* Ehrenb., ETE – *E. tenella* (Grun.) Cleve, EVE – *E. veneris* (Kütz.) De Toni, FCR – *Fragilaria capucina* var. *rumpens* (Kütz.) Lange-B., FCV – *F. capucina* var. *vaucheriae* (Kütz.) Lange-B., FPI – *F. pinnata* Ehrenb., FUL – *F. ulna* (Nitzsch) Lange-B., FUA – *F. ulna* var. *acus* (Kütz.) Lange-B., FVI – *F. virescens* Ralfs, FRH – *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* (Rabenh.) De Toni, FVU – *F. vulgaris* (Thwaites) De Toni, GAC – *Gomphonema acuminatum* Ehrenb., GAN – *G. angustatum* (Kütz.) Rabenh., GOL – *G. olivaceum* (Hornemann) Breb., GPA – *G. parvulum* (Kütz.) Kütz., GTR – *G. truncatum* Ehrenb., GYA – *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., MUN – *Melosira undulata* (Ehrenb.) Kütz., MVA – *M. varians* Ag., MCI – *Meridion circulare* (Grev.) Ag., NCA – *Navicula capitata* Ehrenb., NCP – *N. capitatoradiata* Germain, NCR – *N. cryptocephala* Kütz., NEL – *N. elginensis* (Greg.) Ralfs, NME – *N. menisculus* Schum., NPU – *N. pupula* Kütz., NRA – *N. radiosa* Kütz., NRH – *N. rhynchocephala* Kütz., NTR – *N. tripunctata* (O.F. Müll.) Bory, NVI – *N. viridula* (Kütz.) Ehrenb., NVR – *N. viridula* var. *rostellata* (Kütz.) Cleve, NAN – *Nitzschia angustata* (W. Smith) Grun., NDI – *N. dissipata* (Kütz.) Grun., NLI – *N. linearis* (Ag.) W. Smith, NPA – *N. palea* (Kütz.) W. Smith, PGI – *Pinnularia gibba* (Ehrenb.) Ehrenb., PIN – *P. interrupta* W. Smith, PMA – *P. maior* (Kütz.) Rabenh., PSU – *P. subcapitata* Greg., RAB – *Rhoicosphenia abbreviata* (Ag.) Lange-B., SAN – *Surirella angusta* Kütz., SBI – *S. biseriata* Breb. et Godey, TFE – *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., TFL – *T. flocculosa* (Roth) Kütz.



ными к рекам южной части Ладожского бассейна. Это подтверждается положительной корреляцией их относительного обилия с изменением УЭП (табл. 2). Характерными видами в реках северной части бассейна Ладоги были *Fragilaria sarcusina* var. *rumpens* и *Tabellaria flocculosa*, относительное обилие которых отрицательно коррелировало с УЭП (табл. 2). Для южных рек было характерно увеличение относительного обилия алкалифильных видов диатомовых водорослей — *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Achnanthes lanceolata* (Breb. ex Kütz.) Grun., *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Diatoma vulgare* Bory, *Gomphonema olivaceum* (Hornemann) Breb., *Navicula tripunctata* (O.F. Müll.) Bory и *Rhoicosphaenia abbreviata* (Ag.) Lange-B. [23], расположенных в правой области диаграммы (рис. 2б). Напротив, в северных реках преобладали ацидофильные виды — *Tabellaria flocculosa*, *Fragilaria virescens* Ralfs, *Eunotia incisa* W. Smith ex Greg., *E. pectinalis* var. *undulata* (Ralfs) Rabenh. и *E. tenella* (Grun.) Cleve [23], сосредоточенные в левой области диаграммы (рис. 2б).

Вторая ось ординации оказалась тесно связана с изменением концентрации  $P_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{мин}}$  и в меньшей степени с Цв ( $r = 0.79, 0.74, 0.51$  соответственно). Вторая ось в основном отвечала за различия в видовой структуре сообществ из эвтрофных рек с сильно гумифицированной водой (Морье, Авлога, Ийоки) и сообществ из олиго-мезотрофных рек (Тулема, Свирь, Янис, Уксун) (рис. 2а). В верхней части диаграммы размещались потенциальные виды-индикаторы высоких концентраций  $P$  — *Frustulia vulgaris* (Thwaites) De Toni, *Gomphonema parvulum*, *Navicula capitatoradiata* Germain, *N. elginensis* (Greg.) Ralfs, *N. pupula* Kütz., *Pinnularia gibba* (Ehrenb.) Ehrenb. (рис. 2б), относительное обилие которых положительно коррелировало с  $P_{\text{общ}}$  (табл. 2). Напротив, в нижней части диаграммы располагались потенциальные виды-индикаторы относительно низких концентраций  $P$  — *Achnanthes minutissima*, *Eunotia tenella*, *Fragilaria sarcusina* var. *rumpens*, *Tabellaria flocculosa* (рис. 2б), для которых характерна отрицательная связь относительного обилия с  $P_{\text{общ}}$  (табл. 2). Размещение в ординационном пространстве и направление связи относительного обилия с  $P_{\text{общ}}$  для указанных видов соответствовало их экологическим предпочтениям в европейском списке индикаторных таксонов Х. Ван Дама и др. [23].

#### Модифицированный индекс качества воды

При расчете модифицированного индекса  $I$  использовали биоиндикационные показатели 60 индикаторных таксонов диатомовых водорослей, которые были определены по отношению к переменной загрязненности воды, полученной суммированием стандартизированных значений  $P_{\text{общ}}$  и УЭП. Модифицированный индекс  $I$  характеризовался разбросом значений от 2.3 до 77.8 (среднее 43.2).

Имея данные по распределению значений индекса  $I$  для исследованных рек, авторы выделили четыре класса качества вод с общепринятыми характеристиками (высокое, хорошее, удовлетворительное и низкое качество воды). За основу выделения классов был принят 25-й процентиль — весь диапазон значений индекса  $I$ , от нижнего до верхнего, делили на четыре эквивалентные секции по 25 процентилей. Граничными значениями индекса  $I$  были: 29.1 (25-й процентиль) — между первым и вторым классами; 44.8 (медиана) — между вторым и третьим; 57.6 (75-й процентиль) — между третьим и четвертым классами качества вод. По средним значениям модифицированного индекса  $I$  четыре реки (Тулема, Уксун, Янис и Свирь) характеризовались высоким качеством воды, четыре (Тулокса, Бурная, Олонка и Видлица) — хорошим качеством, семь (Оять, Паша, Мийнола, Хиитолан, Нева, Сясь и Морье) — удовлетворительным качеством, четыре реки (Ийоки, Волхов, Лава и Авлога) — низким качеством (рис. 3).

Значения индекса  $I$  отрицательно коррелировали с географической широтой станций отбора проб перифитона ( $r = -0.55, p < 0.05$ ), указывая на снижение качества вод в реках Ладожского бассейна с севера на юг. Эта градация оказалась неодинаковой для водотоков разного размера. В крупных реках зональное изменение качества вод было выражено заметно слабее ( $r = -0.50, p < 0.05$ ), чем в средних ( $r = -0.63, p < 0.01$ ) и малых ( $r = -0.68, p < 0.01$ ) реках.

#### Связь индексов качества воды с гидрохимическими переменными

Разброс значений трофических диатомовых индексов составлял: 9.6–98.9 (среднее 51.2) для  $TDI$  [13] и 20.0–86.6 (среднее 62.6) для  $TDI_A$  [20]. Средние значения индексов для каждой исследованной реки приведены на рис. 3.

Корреляционный анализ показал, что между значениями модифицированного индекса  $I$  и содержанием  $P_{\text{общ}}$  в исследованных реках существует тесная связь при высокой статистической значимости ( $r = 0.71, p < 0.001$ ). Корреляция индекса  $I$  с УЭП ( $r = 0.80, p < 0.001$ ) была несколько выше таковой с концентрацией  $P_{\text{общ}}$ . Из двух трофических диатомовых индексов  $TDI$  и  $TDI_A$  только  $TDI_A$  слабо, но достоверно коррелировал с  $P_{\text{общ}}$  ( $r = 0.57, p < 0.05$ ); корреляция  $TDI$  с концентрацией  $P_{\text{общ}}$  была статистически незначимой ( $p > 0.05$ ). Однако оба индекса оказались тесно связаны с изменением УЭП (для  $TDI$ :  $r = 0.74, p < 0.001$ ; для  $TDI_A$ :  $r = 0.86, p < 0.001$ ). Все индексы ( $I, TDI$  и  $TDI_A$ ) достоверно коррелировали между собой ( $r$  составлял 0.61–0.86,  $p < 0.01$ ). Наиболее тесная связь оказалась между индексами  $I$  и  $TDI_A$  ( $r = 0.86, p < 0.001$ ).

**Таблица 2.** Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена  $R$  относительного обилия 60 таксонов диатомовых водорослей с УЭП и содержанием  $P_{\text{общ}}$  и индикаторные значения таксонов;  $v_i(I)$  и  $s_i(I)$  – рассчитанные индикаторные валентности и веса таксонов соответственно в модифицированном индексе  $I$ ;  $v_i(TDI)$  и  $v_i(TDI_A)$  – индикаторные валентности таксонов в трофических диатомовых индексах  $TDI$  [13] и  $TDI_A$  соответственно [17]; н.з. – корреляция незначима ( $p > 0.05$ ); прочерк – отсутствие данных)

Таксоны	Коэффициент Спирмена $R$		Индикаторные значения таксонов			
	$R$ (УЭП)	$R$ ( $P_{\text{общ}}$ )	$v_i(I)$	$s_i(I)$	$v_i(TDI)$	$v_i(TDI_A)$
Achnanthes bioretii	н.з.	н.з.	1	3	–	1.8
Achnanthes lanceolata	0.41***	0.38**	5	1	5	3.3
Achnanthes minutissima	н.з.	–0.37**	2	2	2	1.2
Amphora ovalis	0.46***	н.з.	5	1	5	3.3
Cocconeis placentula var. euglypta	0.69***	0.31*	4	2	3	2.3
Cymbella cistula	н.з.	н.з.	4	3	–	–
Cymbella minuta	н.з.	–0.52***	2	3	3	2.0
Cymbella silesiaca	0.41***	0.46***	4	3	3	–
Cymbella tumida	н.з.	н.з.	2	3	4	–
Diatoma moniliformis	н.з.	н.з.	2	1	–	2.0
Diatoma tenuis	н.з.	н.з.	3	1	3	–
Diatoma vulgare	0.32*	н.з.	3	2	5	–
Eunotia bilunaris	н.з.	0.45***	3	2	1	–
Eunotia exigua	н.з.	0.34*	3	1	1	1.9
Eunotia incisa	–0.42***	н.з.	2	2	1	–
Eunotia pectinalis var. undulata	–0.34*	н.з.	1	3	1	1.1
Eunotia praerupta	н.з.	0.50***	4	1	1	–
Eunotia tenella	–0.36**	–0.41***	1	3	1	0.6
Eunotia veneris	н.з.	н.з.	1	3	1	–
Fragilaria capucina var. rumpens	–0.51***	–0.44***	1	3	2	1.0
Fragilaria capucina var. vaucheriae	0.37**	н.з.	3	2	3	1.8
Fragilaria pinnata	0.34*	н.з.	3	2	4	2.2
Fragilaria ulna	0.36**	н.з.	4	2	3	3.5
Fragilaria ulna var. acus	н.з.	н.з.	3	2	–	1.8
Fragilaria virescens	–0.40**	н.з.	1	2	–	–
Frustulia rhomboides var. saxonica	н.з.	0.40**	4	1	1	0.4
Frustulia vulgaris	0.32*	0.41***	5	1	1	2.0
Gomphonema acuminatum	–0.30*	н.з.	1	2	–	2.5
Gomphonema angustatum	0.32*	н.з.	4	2	1	–
Gomphonema olivaceum	0.31*	н.з.	3	2	5	2.9
Gomphonema parvulum	0.45***	0.39**	4	1	5	3.6
Gomphonema truncatum	н.з.	н.з.	2	3	–	1.9
Gyrosigma acuminatum	н.з.	н.з.	5	1	5	–
Melosira undulata	н.з.	н.з.	1	3	–	–
Melosira varians	н.з.	0.52***	3	2	4	2.9
Meridion circulare	н.з.	н.з.	2	2	2	2.5
Navicula capitata	0.38**	н.з.	4	2	–	3.4
Navicula capitatoradiata	0.41***	0.59***	5	1	–	3.3
Navicula cryptocephala	н.з.	н.з.	2	2	5	3.5
Navicula elginensis	0.35*	0.42***	5	1	–	–
Navicula menisculus	н.з.	н.з.	2	2	5	0.6

Таблица 2. Окончание

Таксоны	Коэффициент Спирмена $R$		Индикаторные значения таксонов			
	$R$ (УЭП)	$R$ ( $P_{\text{общ}}$ )	$v_i$ ( $I$ )	$s_i$ ( $I$ )	$v_i$ ( $TDI$ )	$v_i$ ( $TDI_A$ )
<i>Navicula pupula</i>	0.35*	0.49***	5	1	5	—
<i>Navicula radiosa</i>	н.з.	н.з.	2	2	—	0.6
<i>Navicula rhynchocephala</i>	н.з.	н.з.	3	2	—	2.3
<i>Navicula tripunctata</i>	0.41***	н.з.	5	1	4	3.1
<i>Navicula viridula</i>	н.з.	н.з.	4	1	—	—
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	н.з.	н.з.	2	3	—	—
<i>Nitzschia angustata</i>	0.39**	0.30*	4	3	—	—
<i>Nitzschia dissipata</i>	0.37**	н.з.	3	1	4	2.4
<i>Nitzschia linearis</i>	0.38**	н.з.	3	1	—	3.4
<i>Nitzschia palea</i>	н.з.	0.33*	4	1	4	3.3
<i>Pinnularia gibba</i>	н.з.	0.39**	5	1	1	—
<i>Pinnularia interrupta</i>	-0.32*	н.з.	1	2	1	—
<i>Pinnularia maior</i>	н.з.	0.30*	4	2	1	—
<i>Pinnularia subcapitata</i>	н.з.	0.45***	5	1	1	0.9
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0.49***	0.34*	5	1	4	2.9
<i>Surirella angusta</i>	н.з.	н.з.	4	1	3	3.7
<i>Surirella biseriata</i>	н.з.	н.з.	3	2	3	—
<i>Tabellaria fenestrata</i>	н.з.	н.з.	2	1	2	—
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-0.74***	-0.41***	1	3	2	0.8

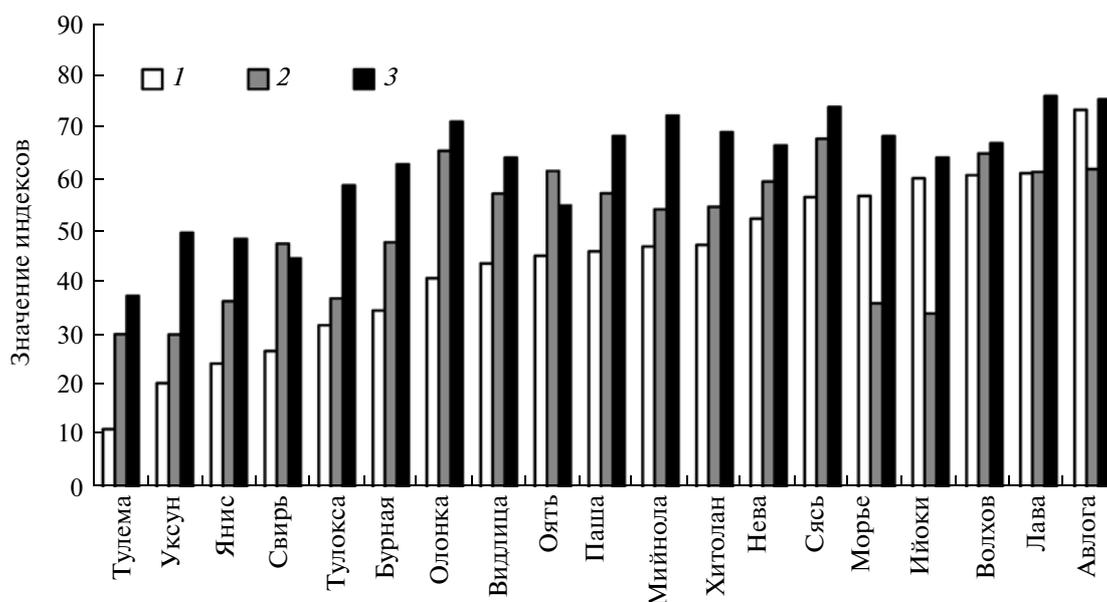
\* — при  $p < 0.05$ ;\*\* — при  $p < 0.01$ ;\*\*\* — коэффициенты корреляции значимы при  $p < 0.001$ .

Рис. 3. Средние значения индексов качества воды в реках Ладожского бассейна: модифицированный диатомовый индекс  $I$ , трофические диатомовые индексы  $TDI$  и  $TDI_A$  2 и 3 соответственно. Реки расположены в порядке увеличения значений индекса  $I$ .

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ  
ИССЛЕДОВАНИЙ*Пространственное изменение видовой структуры  
диатомовых водорослей*

Результаты ординационного анализа свидетельствуют о том, что изменчивость видовой структуры диатомовых водорослей перифитона в реках Ладожского бассейна в основном зависит от двух гидрохимических параметров — УЭП и содержания  $P_{\text{общ}}$ . Наиболее существенная часть изменчивости видовой структуры имеет ярко выраженный зональный характер и обусловлена увеличением с севера на юг значений УЭП.

УЭП зависит от концентрации растворенных минеральных солей и тесно связана с рН и буферными свойствами речной воды — как показатель геологического строения водосборов рек [5]. В северной части бассейна Ладоги низкая буферность кристаллических пород обуславливает слабокислую реакцию речных вод. В южной части бассейна из-за преобладания карбонатных осадочных пород речным водам свойственна нейтрально-слабощелочная реакция. Различия в рН между северной и южной частью бассейна Ладоги отражаются на видовом составе диатомовых водорослей: ацидофильные виды преобладают в северной, а алкалофильные — в южной части бассейна.

УЭП — также показатель антропогенного загрязнения природных водоемов. В исследовании регионального масштаба изменение УЭП часто пространственно сопряжено с хозяйственной освоенностью водосборных бассейнов [8–10, 24]. Оба фактора — геологическое строение водосборов рек и их хозяйственная освоенность — важные составляющие пространственной динамики УЭП в бассейне Ладожского оз. Южная часть бассейна Ладожского оз. по сравнению с северной характеризуется более высокой освоенностью территории [4]. Увеличение значений УЭП в южных реках по сравнению с северными отражает более высокую антропогенную нагрузку на водосборах рек в южной части Ладожского бассейна. Это подтверждается положительной корреляцией пространственной изменчивости УЭП и  $P_{\text{общ}}$ . Различия в степени хозяйственной освоенности между южной и северной частями бассейна Ладоги отразились на особенностях пространственного распределения видов-доминантов. В реках южной части бассейна Ладоги доминируют *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Fragilaria ulna* и *Gomphonema parvulum*, которые в соответствии со списком индикаторных таксонов Х. Ван Дама и др. [23] предпочитают эвтрофные условия. Напротив, в реках северной части Ладожского бассейна преобладают *Tabellaria flocculosa* и *Fragilaria capucina* var. *rumpens* — показатели олиго-мезотрофных условий [23]. С учетом того, что в реках Ладожского бассейна пространственная изменчивость УЭП не только определяется геологическим

строением бассейна, но и зависит от структуры хозяйственной деятельности на водосборе, данный гидрохимический параметр использовался наряду с  $P_{\text{общ}}$  для определения биоиндикационных показателей таксонов диатомовых водорослей и расчета индекса качества воды.

*Индикаторные виды*

Применение метода взвешенного усреднения [22] позволило установить индивидуальные индикаторные значения для 60 наиболее массовых таксонов диатомовых водорослей. Критерии отбора наиболее надежных индикаторов качества воды из этого числа таксонов были следующие: статистически значимые коэффициенты корреляции обилия видов с УЭП и  $P_{\text{общ}}$  и крайние значения (высокие и низкие) индикаторной валентности (табл. 2). По этим критериям показатели загрязнения рек Ладожского бассейна — *Achnanthes lanceolata*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cymbella silesiaca* Bleisch ex Rabenh., *Frustulia vulgaris*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula capitatoradiata*, *N. pupula*, *N. elginensis*, *Nitzschia angustata* (W. Smith) Grun. и *Rhoicosphaenia abbreviata*. Количество надежных индикаторов чистых вод значительно меньше; к ним относятся *Eunotia tenella*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens* и *Tabellaria flocculosa*. Установленные авторами значения индикаторной валентности для указанных видов совпадают с их индикаторными значениями в европейском списке индикаторов трофности среды Х. Ван Дама и др. [23]. Однако для целого ряда таксонов из списка авторов данной статьи значения индикаторной валентности не соответствуют литературным данным. Наиболее значительные расхождения наблюдаются для видов рода *Eunotia* (*E. praerupta* Ehrenb., *E. bilunaris* (Ehrenb.) Mills, *E. exigua* (Breb. ex Kütz.) Rabenh.) и *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* (Rabenh.) De Toni, которые в европейском списке рассматриваются как показатели олиготрофных условий [23], а по результатам исследования авторов данной статьи они — индикаторы евтрофирования (табл. 2), доминируют в гумифицированных водотоках с высоким содержанием Р. Например, *Eunotia praerupta* и *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* доминировали в реках Ийюки и Морье, достигая соответственно 32 и 49% общей биомассы сообщества. Различия в индикаторной значимости таксонов данного и европейского списков индикаторов, по-видимому, связаны со специфическими условиями, характерными для сильно гумифицированных рек Ладожского бассейна. Известно, что в водоемах с высокой Цв большая часть  $P_{\text{мин}}$  находится в химически связанном состоянии с растворенными в воде гуминовыми веществами [11, 18], что приводит к снижению доступности Р для водорослей и тем самым благоприятствует развитию видов, нетребовательных к высокому содержанию биогенных соединений.

### Сравнение индексов качества воды

Корреляционный анализ показал, что между значениями модифицированного индекса  $I$  и параметрами качества воды УЭП и  $P_{\text{общ}}$  существует тесная связь при высокой статистической значимости. Тесная связь индекса  $I$  с УЭП отражает зональный характер изменения качества воды в водотоках, вызванный различиями в хозяйственной освоенности северной и южной частей бассейна Ладоги. На закономерное снижение качества воды с севера на юг также указывает отрицательная связь индекса  $I$  с широтой станций отбора проб перифитона. Кроме того, было установлено, что в крупных реках зональное изменение качества вод выражено заметно слабее, чем в средних и малых реках, более тесно связанных с локальной обстановкой на водосборе.

Корреляционный анализ связи между широко используемыми в Европе трофическими диатомовыми индексами ( $TDI$  и  $TDI_A$ ) и параметрами качества воды в реках Ладожского бассейна выявил одновременно тесную зависимость индексов от изменения УЭП и слабую связь индексов с содержанием  $P_{\text{общ}}$ . Результаты оценок загрязненности водотоков с применением индексов  $TDI$  и  $TDI_A$  для многих рек существенно отличались от значений модифицированного индекса  $I$ . Например, оценка качества вод с использованием индекса  $TDI$  была сильно завышена в гумифицированных реках с высоким содержанием  $P$ , таких как Ийоки и Морье (рис. 3). Напротив, индекс  $TDI_A$  занижал качество воды в гумифицированных водотоках с умеренным содержанием  $P$ , таких как Паша, Видлица, Мийнола (рис. 3). Таким образом, хотя европейские трофические диатомовые индексы  $TDI$  и  $TDI_A$  и позволяют выявить увеличение загрязненности рек Ладожского бассейна с севера на юг, они слабо чувствительны к изменению степени евтрофирования гумифицированных водотоков. Причина этого в том, что для ряда таксонов индикаторные значения, используемые в  $TDI$  и  $TDI_A$ , в условиях водотоков Ладожского бассейна явно не соответствуют действительности. В частности, явно занижены индикаторные значения видов рода *Frustulia* и большинства видов рода *Euphotia* (табл. 2). Кроме того, списки индикаторных видов европейских индексов  $TDI$  и  $TDI_A$  не содержат индикаторных значений значительного числа таксонов, имеющих широкое распространение в притоках Ладожского оз. Все это указывает на неэффективность использования разработанных в Европе трофических диатомовых индексов для оценки трофического статуса водотоков бассейна Ладоги.

### ВЫВОДЫ

Установлена тесная зависимость видовой структуры диатомовых водорослей перифитона от

изменения гидрохимических параметров качества воды — УЭП и концентрации  $P_{\text{общ}}$ .

Разработанный диатомовый индекс — эффективный инструмент для оценки антропогенного загрязнения водотоков Ладожского бассейна. С помощью этого индекса выявлено снижение качества речных вод с севера на юг, связанное с более высокой хозяйственной освоенностью южной части Ладожского бассейна. Тесная корреляционная связь значений индекса с изменением содержания  $P_{\text{общ}}$  также позволяет использовать его в оценке трофического статуса рек.

Применение трофических диатомовых индексов, разработанных в Западной и Средней Европе, позволяет выявить зональные изменения качества воды в водотоках Ладожского бассейна, но не эффективно для оценки евтрофирования гумифицированных водотоков.

Видовая структура диатомовых водорослей перифитона не только формируется под влиянием биогенных соединений, но и подвержена воздействию комплекса факторов, определяющих особенности географического региона. Результаты работы авторов свидетельствуют о том, что система биоиндикации качества воды в водотоках должна базироваться на распределении видов относительно ведущих факторов среды и учитывать региональную специфичность диатомовой флоры.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Балонов И.М.* Подготовка водорослей к электронной микроскопии // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 87–90.
2. *Баранова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В.* Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. М.: ВНИИ природы, 2000. 150 с.
3. *Расплетина Г.Ф., Кулиш Т.П., Петрова Т.Н.* Гидрохимическая характеристика рек-притоков Ладожского озера и р. Невы // Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре гидробиоценозов. СПб.: Лема, 2006. С. 11–35.
4. *Расплетина Г.Ф., Сусарева О.М.* Физико-географическая и экономико-географическая характеристика водосборного бассейна Ладожского озера // Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре гидробиоценозов. СПб.: Лема, 2006. С. 6–11.
5. *Соловьева Н.Ф.* Гидрохимия притоков Ладожского озера и Невы // Гидрохимия и гидрооптика Ладожского озера. Л.: Наука, 1967. С. 5–59.
6. *Станиславская Е.В.* Структура перифитона как показатель состояния притоков Ладожского озера и реки Невы // Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре гидробиоценозов. СПб.: Лема, 2006. С. 91–103.

7. Станиславская Е.В., Горченко А.С. Разнообразие водорослей перифитона в притоках Ладожского озера // Новости систематики низших растений. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2005. Т. 39. С. 79–98.
8. Biggs B.J.F. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems // *Freshwater Biol.* 1995. V. 33. № 3. P. 419–438.
9. Carpenter K.D., Waite I.R. Relations of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette Basin, Oregon // *Environ. Monit. Assess.* 2000. V. 64. № 1. P. 247–257.
10. DeNicola D.M., de Eyto E., Wemaere A., Irvine K. Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes // *J. Phycol.* 2004. V. 40. № 3. P. 481–495.
11. Jones R.T., Salonen K., de Hann H. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate // *Freshwater Biol.* 1988. V. 19. № 3. P. 357–369.
12. Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A. et al. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe // *J. Appl. Phycol.* 1998. V. 10. № 2. P. 215–224.
13. Kelly M.G., Whitton B.A. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers // *J. Appl. Phycol.* 1995. V. 7. № 4. P. 433–444.
14. Krammer K., Lange-Bertalot H. *Bacillariophyceae*. Jena: G. Fischer Verlag, 1986. Teil 1. 876 p.
15. Krammer K., Lange-Bertalot H. *Bacillariophyceae*. Stuttgart; N.Y., 1988. Teil 2. 596 p.
16. Krammer K., Lange-Bertalot H. *Bacillariophyceae*. Stuttgart; Jena, 1991. Teil 3. 576 p.
17. Krammer K., Lange-Bertalot H. *Bacillariophyceae*. Stuttgart; Jena, 1991. Teil 4. 437 p.
18. Meili M. Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region // *Hydrobiologia*. 1992. V. 229. № 1. P. 23–41.
19. Potapova M., Charles D.F. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States // *Ecol. Indicators*. 2007. V. 7. № 1. P. 48–70.
20. Rott E., Pipp E., Pfister P., van Dam H. et al. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Wien: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, 1999. Teil 2. 248 p.
21. Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. CANOCO Reference Manual and Users Guide to Canoco for Windows: Software for Community Ordination (Version 4). Ithaca; N.Y.: Microcomputer Power, 1998. 351 p.
22. Ter Braak C.J.F., van Dam H. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods // *Hydrobiologia*. 1989. V. 178. № 3. P. 209–223.
23. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. V. 28. № 1. P. 117–133.
24. Walker C.E., Pan Y. Using diatom assemblages to assess urban stream conditions // *Hydrobiologia*. 2006. V. 561. № 1. P. 179–189.
25. Zelinka M., Marvan P. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewasser // *Arch. Hydrobiol.* 1961. Bd 57. № 4. S. 389–407.