

УДК: 574.52: 57.045

Поиск связей между биологическими и физико-химическими характеристиками экосистемы Рыбинского водохранилища.

Часть 3. Расчет границ классов качества вод

А. П. Левич^{1,a}, Н. Г. Булгаков^{1,b}, Д. В. Рисник^{1,c}, Э. С. Бикбулатов²,
Е. М. Бикбулатова², И. А. Гончаров³, Ю. В. Ершов², И. В. Конюхов¹,
Л. Г. Корнева², В. И. Лазарева², А. С. Литвинов², В. Н. Максимов¹,
С. В. Мамихин⁴, В. А. Осипов¹, Н. Г. Отюкова², С. А. Поддубный²,
И. Л. Пырина², Е. А. Соколова², И. Э. Степанова², П. В. Фурсова¹,
О. Л. Цельмович²

¹Биологический факультет Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова,
Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Биологический факультет МГУ,

²Институт биологии внутренних вод имени И. Д. Папанина РАН,
Россия, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, ИБВВ РАН.

³Механико-математический факультет Московского государственного университета
имени М. В. Ломоносова,
Россия, 119234, ГСП-1, Москва, Ленинские горы, д. 1, Главное здание,
механико-математический факультет МГУ,

⁴Факультет почвоведения Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова
Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, Факультет почвоведения МГУ

E-mail: ^a apl@chronos.msu.ru, ^b bulgakov@chronos.msu.ru, ^c biant3@mail.ru

Получено 20 июня 2012 г.,
после доработки 4 сентября 2012 г.

Апробирован метод расчета границ классов качества вод для целей экологической диагностики и нормирования по данным Рыбинского водохранилища. В целях биоиндикации использованы показатели интенсивности флуоресценции фитопланктона и показатели содержания пигментов фитопланктона. Коэффициент существенности Чеснокова оказался наиболее предпочтительной мерой связи для анализа влияния факторов среды на индикаторы. Выявлены существенные для экологического состояния факторы окружающей среды. Проведено сравнение полученных границ классов качества, разделяющих «допустимые» и «недопустимые» значения факторов с границами из других классификаторов качества вод.

Ключевые слова: биоиндикация, экологическая диагностика, экологическое нормирование, флуоресценция, фитопланктон, пигменты, хлорофилл, границы классов качества, Рыбинское водохранилище

Работа частично поддержана грантом РФФИ № 11-04-00915а, 12-07-00580а, 13-04-01027а.

2013 Дмитрий Владимирович Рисник, Александр Петрович Левич, Николай Гурьевич Булгаков, Эрнст Саяфнурович Бикбулатов, Екатерина Максимовна Бикбулатова, Юрий Викторович Ершов, Иван Владимирович Конюхов, Людмила Генриховна Корнева, Валентина Ивановна Лазарева, Александр Сергеевич Литвинов, Виктор Николаевич Максимов, Сергей Витальевич Мамихин, Владимир Алексеевич Осипов, Наталья Георгиевна Отюкова, Сергей Артурович Поддубный, Инна Логиновна Пырина, Евгения Александровна Соколова, Ирина Эрнстовна Степанова, Полина Викторовна Фурсова, Ольга Леонидовна Цельмович

Searching for connections between biological and physico-chemical characteristics of Rybinsk reservoir ecosystem. Part 3. Calculation of the boundaries of water quality classes

A. P. Levich¹, N. G. Bulgakov¹, D. V. Risnik¹, E. S. Bikbulatov², E. M. Bikbulatova², I. A. Goncharov³, Yu. V. Ershov², I. V. Konyuhov¹, L. G. Korneva², V. I. Lazareva², A. S. Litvinov², V. N. Maksimov¹, S. V. Mamihin⁴, V. A. Osipov¹, N. G. Otyukova², S. A. Poddubnii², I. L. Pirina², E. A. Sokolova², I. E. Stepanova², P. V. Fursova¹, O. L. Cel'movich²

¹ Moscow State University, Faculty of Biology, MSU, 1-12, Leninskiye Gory, Moscow, 119991, Russia

² I. D. Papanin Institute for biology of inland waters Russian Academy of Sciences, IBIW RAS, Borok, Nekouzskii District, Yaroslavskii region, 152742, Russia

³ Moscow State University, Faculty of Biology, MSU, 1, Leninskiye Gory, Main Building, Moscow, 119991, Russia

⁴ Moscow State University, Faculty of Soil Science, MSU, 1-12, Leninskiye Gory, Moscow, 119991, Russia

Abstract. — Approbation of calculation of borders of water quality classes for the purpose of ecological diagnosis and standardization by data of the Rybinsk reservoir is carried out. For bioindication indicators of phytoplankton fluorescence and the contents of pigments of phytoplankton are used. Chesnokov's importance coefficient proved to be the most preferred measure of connection for analyzing the effects of environmental factors on indicators. The factors important for environmental condition are identified. Comparison of borders between quality classes “valid” and “invalid” of factors values and boundaries of the classifications of water quality.

Keywords: bioindication, ecological diagnosis, ecological standardization, fluorescence, phytoplankton, pigments, chlorophyll, borders of factors' norms, Rybinsk reservoir

Citation: *Computer Research and Modeling*, 2013, vol. 5, no. 3, pp. 451–471 (Russian).

Работа частично поддержана грантом РФФИ № 11-04-00915а, 12-07-00580а, 13-04-01027а.

© 2013 Александр Петрович Левич, Николай Гурьевич Булгаков, Дмитрий Владимирович Рисник, Эрнст Саяфнурович Бикбулатов, Екатерина Максимовна Бикбулатова, Иннокентий Александрович Гончаров, Юрий Викторович Ершов, Иван Владимирович Конюхов, Людмила Генриховна Корнева, Валентина Ивановна Лазарева, Александр Сергеевич Литвинов, Виктор Николаевич Максимов, Сергей Витальевич Мамихин, Владимир Алексеевич Осипов, Наталья Георгиевна Отыукова, Сергей Артурович Поддубный, Инна Логиновна Пырина, Евгения Александровна Соколова, Ирина Эрнстовна Степанова, Полина Викторовна Фурсова, Ольга Леонидовна Цельмович

1. Введение

Данная работа — третья в серии статей, посвященных поиску подходов к описанию взаимосвязей между полученными в натурных измерениях экологическими характеристиками. В первой статье серии [Поиск связей ..., ч. 1, 2013] сформулированы проблемы, возникающие при анализе натурных данных, в деталях описаны исходные материалы и предложены критерии неслучайности связей между характеристиками. Во второй статье [Поиск связей ..., ч. 2, 2013] испытаны меры связи из детерминационного анализа, исследующего прогностические связи вида «из того, что характеристика X имеет значения в диапазоне A , следует, что характеристика Y имеет значения в диапазоне B ». В данной статье серии рассмотрен частный, но важный в прикладном отношении, случай анализа взаимосвязей между биологическими и физико-химическими характеристиками — поиск границ классов качества вод на основе установления экологических норм для биологических индикаторов состояния вод и для факторов среды.

В существующих классификаторах качества экосистем (как по биологическим, так и по физико-химическим показателям) границы между значениями показателей из разных классов вводят, исходя из различных предпосылок: по экспертным оценкам (см., например, [Временные методические указания ..., 1986; Васильева и др., 1998; Организация и проведение ..., 1992; Критерии оценки ..., 1992]), кратко нормативам ПДК [Об утверждении нормативов ..., 2010], по особым точкам модельных математических функций, описывающих экологические данные (например, [Воробейчик, Садыков, Фарафонов, 1994; Яковлев и др., 2009; Бикбулатов, Степанова, 2011]). Каждый из этих подходов сталкивается с трудностями: субъективностью экспертных оценок; неэффективностью нормативов ПДК, связанной с переносом на природные объекты результатов лабораторных испытаний [Федоров, 1974; Абакумов, Сушения, 1991; Левич, Булгаков, Максимов, 2004]); ограниченностью формальных аппроксимаций экологических зависимостей.

В статье сделана попытка по возможности преодолеть указанные трудности на пути анализа натурных, а не лабораторных данных без привлечения субъективных или модельных предпосылок.

В работе решены следующие исследовательские задачи:

- 1) В качестве биологических индикаторов состояния экосистемы Рыбинского водохранилища испытан ряд характеристик фитопланктона. Среди них отобраны характеристики, обладающие наиболее высоким индикационным потенциалом. Для них рассчитаны и обоснованы границы между значениями, соответствующими благополучному и неблагоприятному состоянию вод. Границы рассчитаны с учетом влияния на биоиндикаторы как факторов, определяющих качество среды, так и не имеющих к нему отношения (сезонные факторы, горизонт отбора проб, погрешности в измерении биологических характеристик и др.). Найденные границы могут быть предложены в качестве границ между классами качества вод по биологическим показателям в простейшем случае двух классов качества. Алгоритм метода при наличии достаточного набора данных позволяет рассчитывать границы и для произвольного числа классов.
- 2) Среди нескольких десятков физико-химических характеристик найдены факторы, существенно влияющие на биоиндикаторы. Для них рассчитаны и обоснованы границы между допустимыми (т. е. сопряженными с благополучными значениями биоиндикаторов) и недопустимыми (т. е. сопряженными с неблагоприятными значениями индикаторов) значениями. Найденные границы могут быть предложены в качестве границ между классами качества вод по физико-химическим показателям.
- 3) Существенные для экологического неблагополучия физико-химические характеристики проранжированы по их вкладу в экологическое неблагополучие вод.
- 4) Выяснено, какая доля демонстрируемого биоиндикаторами экологического неблагополучия вызвана факторами, не включенными в программу наблюдений за экосистемой.

- 5) Полученные границы классов качества вод по физико-химическим характеристикам сопоставлены с границами, найденными в работах других авторов или на других водных объектах.

2. Экспериментальная часть

Используемые для анализа первичные данные были получены в результате исследования биологических (пигментных и флуоресцентных) характеристик фитопланктона и физико-химических характеристик поверхностных и батометрических проб из различных районов Рыбинского водохранилища, собранных в июне–августе 2010 г. в ходе пяти рейсов научно-исследовательского судна «Академик Топчиев» Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН (ИБВВ РАН). Первичные данные опубликованы коллективом авторов [Данные совместных измерений..., 2011].

Сотрудниками ИБВВ РАН получены следующие показатели:

1. физические характеристики (температура воды и воздуха, электропроводность, прозрачность, цветность);
2. значения кислотности (рН) и щелочности;
3. содержание минеральных веществ (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , сумма ионов);
4. содержание биогенных элементов (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , общий азот, PO_4^{3-} , общий фосфор);
5. содержание различных фракций органических веществ (ХПК, БПК₅, органический углерод во взвеси, нефтепродукты);
6. содержание хлорофиллов «а», «b», «с», феопигментов и чистого хлорофилла «а» (с поправкой на феопигменты), соотношение каротиноидов и хлорофилла, установленное по отношению поглощения экстракта пигментов при длинах волн 480 и 664 нм (E_{480}/E_{664}).

Сотрудниками Биологического факультета МГУ имени М. В. Ломоносова получены данные по интенсивности флуоресценции проб.

Сведения о станциях и датах отбора проб приведены в части 1 [Поиск связей ..., ч. 1, 2013]. Всего получено 225 значений показателей интенсивности флуоресценции, 152 значения содержания хлорофилла и каротиноидов и от 38 до 187 значений показателей физико-химических характеристик.

Определение солевого состава вод выполнено аккредитованным Аналитическим центром ИБВВ (аттестат аккредитации: РОСС RU.0001.512040) в соответствии с методикой выполнения измерений массовых концентраций катионов калия, натрия, лития, магния, кальция, аммония, стронция, бария [Методика выполнения измерений..., 2007] и методикой выполнения измерений массовых концентраций хлорид-, сульфат- и фторид-ионов [Методика выполнения измерений..., 2009]. Определение содержания биогенных элементов, органических веществ, нефтепродуктов, кислотности и щелочности проводили в той же аккредитованной лаборатории с применением соответствующих аттестованных методов.

Хлорофиллы «а», «b», «с» определяли стандартным спектрофотометрическим методом [Lorenzen, Jeffrey, 1980; ГОСТ, 1990], феопигменты и «чистый» хлорофилл «а» — по Лоренцену [Lorenzen, 1967] с модификацией процедуры отбора проб и проведения анализов применительно к исследованиям ИБВВ в Рыбинском водохранилище [Пырина, 2000]. Величину E_{480}/E_{664} находили как отношение оптических плотностей экстракта в области наибольшего вклада поглощения каротиноидов и хлорофилла [Burkholder et al., 1959; Пырина, Сигарева, 1986]. Общую ошибку определения исследованных характеристик рассчитывали методом оценки косвенных погрешностей [Зайдель, 1974; Пырина и др., 1993]. Измерения быстрой флуоресценции фитопланктона проводили согласно «Методике измерений обилия и индикации изменения состояния фитопланктона в природных водах флуоресцентным методом» (аттестат № 01.00225/205-66-11, ФР.1.39.2011.11246) [Маторин, Осипов, Рубин, 2012]. В отобранных пробах бортовым флуориметром "МЕГА-11" в трех–шестикратных повторностях определяли фоновую интенсивность флуоресценции (все реакционные центры фотосистемы 2, возбуждаемой светом в коротковолновой части спектра, находятся

в «открытом» состоянии) и максимальную интенсивность переменной флуоресценции (все реакционные центры фотосистемы 2 находятся в «закрытом» состоянии).

В связи с высоким содержанием в водах Рыбинского водохранилища растворенных органических веществ, вносящих значительный вклад в общую интенсивность флуоресценции, для корректного определения интенсивности флуоресценции фитопланктона проводили определение интенсивности флуоресценции фильтрата, содержащего растворенную органику и не содержащего фитопланктон. Величина $F_{0 \text{ фильтрата}}$ должна быть равна значению $F_{m \text{ фильтрата}}$, поскольку разность между F_0 и F_m связана исключительно с различиями в состоянии реакционных центров в фотосистеме 2.

В анализе исследовали следующие показатели интенсивности флуоресценции фитопланктона: $F_{0 \text{ общее}}$, $F_{m \text{ общее}}$, $F_{0 \text{ фильтрата}}$, $F_{0 \text{ фитопланктона}} = F_{0 \text{ общее}} - F_{0 \text{ фильтрата}}$, $F_{m \text{ фитопланктона}} = F_{m \text{ общее}} - F_{m \text{ фильтрата}}$.

Во всех последующих таблицах значения характеристик имеют следующие размерности: температура — градусы Цельсия; электропроводность — мкСм/см; прозрачность — см по диску Секки, pH — безразмерные единицы; щелочность — мг/л; $C_{\text{орг}}$ — мгС/л во взвеси; цветность — градусы по С-Со шкале; БПК₅, ХПК — мг O₂/л; нефтепродукты — мг/л; NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, N_{общ.} — мг N/л; PO₄³⁻, P_{общ.} — мг P/л; Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, сумма ионов — мг/л; пигменты — мкг/л; E_{480}/E_{664} относительные единицы; интенсивность флуоресценции — относительные безразмерные единицы.

3. Метод установления локальных экологических норм

Для поиска связей между качественными классами индикаторов и факторов по таблицам сопряженности использован частный случай метода максимизации коэффициентов связи (метода МКС [Поиск связей ..., ч. 1, 2013]) — метод установления локальных экологических норм (метод ЛЭН), основанный на мерах связи из детерминационного анализа [Поиск связей ..., ч. 2, 2013]. Анализ связей в таблицах сопряженности рассмотрен на примере выделения двух качественных классов для каждой из характеристик (табл. 1).

Таблица 1. Таблица сопряженности для двух характеристик X и Y с двумя классами значений каждой («высокие значения» и «низкие значения»). Символы n_a , n_b , n_c и n_d обозначают количества наблюдений в соответствующих ячейках таблицы

	Низкие значения характеристики X	Высокие значения характеристики X
Высокие значения характеристики Y	n_a	n_b
Низкие значения характеристики Y	n_c	n_d

Коэффициенты детерминационного анализа характеризуют степень достоверности прогностических утверждений вида «если характеристика X имеет значение в классе A , то характеристика Y имеет значение в классе B ». В части 2 данной серии статей [Поиск связей ..., ч. 2, 2013] обоснована необходимость использовать коэффициенты, основанные на возможности прогноза значений одной характеристики по значениям другой (коэффициенты Чеснокова, Валлиса и Гуттмана), а не на отклонении совместного распределения двух характеристик от независимости.

Пусть некоторая биологическая характеристика привлечена в качестве биоиндикатора. Неблагополучными могут быть как высокие его значения (например, смертность организмов), так и низкие (например, для исследуемых в данной работе содержания пигментов или величины интенсивности флуоресценции). Недопустимыми для факторов среды могут быть или лишь высокие значения (например, для некоторых ксенобиотиков), или лишь — низкие (например, для содержания кислорода в воде), или как высокие, так и низкие значения

(например, для биогенных элементов, некоторых токсикантов — металлов, антибиотиков, гербицидов, пестицидов и ионизирующей радиации [Дмитриева, 2011]).

Рассмотрим случай, когда для индикатора Y благополучны высокие значения, а для фактора X допустимы низкие (рис. 1). Если биологический показатель действительно является индикатором, отражающим воздействие исследуемого фактора, то «благополучные» значения биоиндикатора не должны соответствовать «недопустимым» значениям фактора. Соответствующая область на графике зависимости биоиндикатора от фактора (область « b » на рисунке 1а, отвечающая за «благополучные» значения биоиндикатора и «недопустимые» значения фактора) должна быть пуста. Однако в силу погрешностей и ошибок измерения эта область может содержать некоторое число точек. Если на биоиндикатор влияет только один фактор, область, соответствующая «неблагополучным» значениям индикатора и «допустимым» значениям фактора (область « c » на рис. 1а), также пуста. Однако в случае одновременного влияния на биоиндикатор множества факторов среды (что и происходит в природных экосистемах в отличие от лабораторных экспериментов) область « c » может содержать наблюдения с приводящими к неблагоприятию индикатора значениями факторов среды, отличных от исследуемого. Указанные особенности влекут для натуральных данных необходимость поиска такой взаимосвязи между индикаторами и факторами, которая соответствует «пустоте» единственной области « b » на графике зависимости индикатора от фактора (рис. 1) или в таблице сопряженности (табл. 1). Этим требованиям в детерминационном анализе удовлетворяет только критерий Чеснокова [Поиск связей ..., ч. 2, 2013].

В ряде предшествующих работ [Левич, Булгаков, Максимов, 2004; Левич и др., 2009, 2011] для анализа взаимосвязи между биоиндикаторами и факторами в рамках метода установления локальных экологических норм (метода ЛЭН) был использован критерий точности Чеснокова: степень «пустоты» области « b » относительно областей « a » и « d » характеризуют величины точности индикатора $T_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b}$ и точности фактора $T_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_c}$, здесь n_a , n_b , и n_d — число наблюдений в соответствующих областях на рисунке 1.

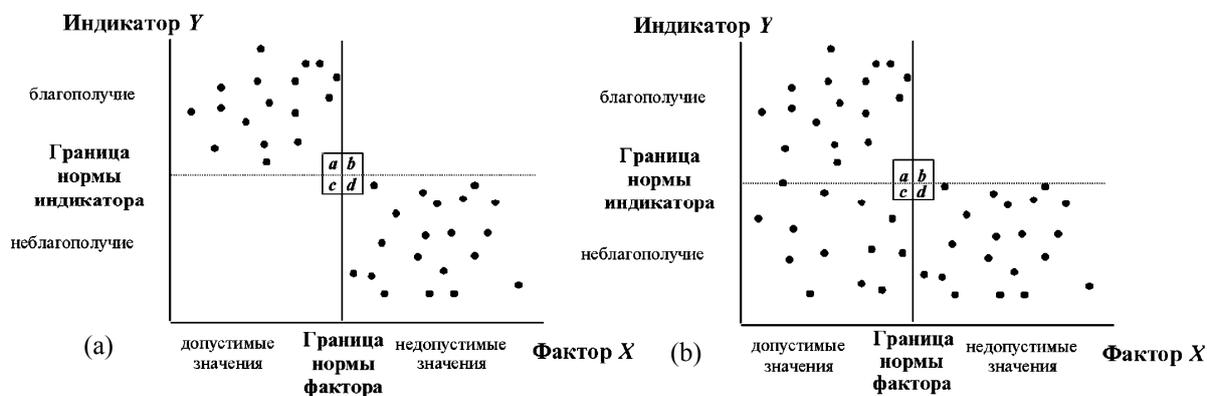


Рис. 1. Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б)

Однако коэффициент точности характеризует степень «пустоты» области « b » независимо от того, вызвана эта «пустота» зависимостью биоиндикатора от фактора или собственными распределениями биоиндикатора и фактора. Можно получить высокие точности, обусловленные только собственными распределениями биоиндикатора и фактора при отсутствии зависимости биоиндикатора от фактора. В части 2 данной серии статей [Поиск связей ..., ч. 2, 2013] обоснована необходимость модификации критерия точности, которая учитывала бы влияние на точность особенностей статистического распределения значений

каждой из характеристик. С. В. Чесноков [1982] называет модифицированный критерий коэффициентом существенности.

Существенность характеризует приращение доли правильных предсказаний одной характеристики, полученное за счет использования информации о значении другой [Миркин, 1980]. Другими словами, существенность представляет собой точность детерминации, например, точность индикатора (степень «пустоты» области «b» в сравнении с областью «a»), за вычетом аналогичной точности в случае отсутствия связи между исследуемыми биоиндикатором и фактором, т. е. точность, обусловленную только распределением фактора. Существенность детерминации, характеризующую степень «пустоты» области «b» в сравнении с областью «a» (существенность индикатора), рассчитывают по формуле

$$C_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} - \frac{n_a + n_c}{N}. \text{ Существенность детерминации, характеризующую степень «пустоты»}$$

области «b» в сравнении с областью «d» (существенность фактора), рассчитывают по формуле

$$C_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b} - \frac{n_d + n_c}{N}. \text{ Результирующую существенность детерминации, характеризующую}$$

«пустоту» области «b» в сравнении с областями «a» и «d», можно описать коэффициентом

$$C = \sqrt{C_{\text{инд}} C_{\text{факт}}}.$$

В части 1 предлагаемой читателю серии статей [Поиск связей ..., ч. 1, 2013] подробно обоснована необходимость оценки не только силы связей, но и их значимости по статистическим критериям. Напомним кратко, что для оценки значимости принято [Миркин, 1980, Аффифи, Эйзен, 1982, Айвазян и др., 1985] использовать критерий «хи квадрат»:

$$\chi^2 = \sum_i \sum_j \frac{(f_{ij} - e_{ij})^2}{e_{ij}}, \text{ где } f_{ij} \text{ — число наблюдений в ячейке с координатами } i\text{-тая строка, } j\text{-тый}$$

столбец; e_{ij} — расчетная вероятность числа наблюдений в ячейке с координатами i -тая строка, j -тый столбец, равная $f_i f_j / N$, где f_i — число наблюдений в i -той строке, f_j — число точек в j -том столбце таблицы сопряженности, N — общее число наблюдений [Айвазян и др., 1985].

Для определения значимости связи проводили сравнение расчетной величины χ^2 с табличным значением при уровне значимости $\alpha = 0,05$ и числе степеней свободы $n = (i-1)(j-1)$. Если расчетная величина χ^2 больше табличной, то гипотеза об отсутствии связи отвергается. Если расчетная величина χ^2 меньше табличной, то гипотеза об отсутствии связи не отвергается. Это означает, что для установления значимой связи с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ необходимо большее число наблюдений. В нашем случае исследования двух классов качества по обеим характеристикам и уровне значимости $\alpha = 0,05$ критическое значение критерия равно 3,84.

Применение критерия χ^2 возможно при условии, что количество ячеек с расчетной $e_{ij} < 5$ не более 20 % от всех ячеек [Дубина, 2006]. При этом общее число наблюдений в таблице должно быть больше 40. Для расчета критерия χ^2 при числе наблюдений менее 40, но более 20, применяли поправку Йетса на непрерывность [Аффифи, Эйзен, 1982]. Критерий χ^2 с поправкой Йетса применим только для таблиц сопряженности с двумя классами качества по обеим характеристикам.

Метод ЛЭН предполагает выделение нескольких классов качества. Для биологического индикатора в простейшем случае это классы «благополучных» и «неблагополучных» значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты, для фактора — это классы «допустимых» и «недопустимых» значений. Метод включает одновременный поиск двух границ: 1) границы, разделяющей «благополучные» и «неблагополучные» значения индикатора и 2) границы, разделяющей «допустимые» и «недопустимые» значения фактора. Эти границы названы границами нормы, соответственно индикатора и фактора, и задают искомые границы классов качества среды.

Метод ЛЭН позволяет производить поиск двух границ нормы фактора, когда к неблагоприятию биоиндикатора приводят как «низкие», так и «высокие» значения фактора, допустимыми же являются «средние» значения фактора. В связи с этим для анализа данных производили поиск нижней границы нормы индикатора совместно с верхней, нижней или обеими границами нормы фактора.

Алгоритм метода состоит в переборе всевозможных положений границ как для биологического индикатора, так и для физико-химического фактора и в выборе таких двух границ, для которых коэффициент результирующей существенности максимален. Алгоритм включает несколько дополнительных условий:

- 1) Количество наблюдений в областях «а» и «d» графика (рис. 1) должно быть достаточно представительным, чтобы результат поиска был достоверным. Представительность индикатора можно описать величиной $PR_{инд} = \frac{n_a}{N}$, представительность фактора — $PR_{факт} = \frac{n_d}{N}$, здесь n_a и n_d — количество наблюдений в областях «а» и «d» соответственно, N — общее количество наблюдений. Каждая из представительностей должна быть больше заданного параметра поиска $PR_{мин}$ (обычно $PR_{мин}$ варьирует в диапазоне 0.15–0.25).
- 2) Достоверность результатов поиска может быть обеспечена, если общее число наблюдений N не слишком мало: $N > N_{мин}$, где $N_{мин}$ — еще один параметр поиска (обычно его выбирают в пределах от 30 до 80). Кроме того, чтобы судить о значимости связи по критерию χ^2 , необходимо учитывать минимальное количество наблюдений для применимости данного критерия. Для двух классов качества по обоим характеристикам минимальное число наблюдений составляет 20 (для применимости поправки Йетса на непрерывность), для трех и более классов минимальное число наблюдений составляет 40 [Афифи и др., 1982].
- 3) Значимость установленной связи определена тем, превышает ли величина χ^2 некоторое табличное значение, которое зависит от заданного уровня значимости. Поэтому уровень значимости критерия χ^2 также является параметром поиска, задаваемым исследователем (как правило, используют уровень значимости $\alpha = 0.05$ –0.10).
- 4) Чтобы можно было утверждать, что область «b» пуста в сравнении с областями «а» и «d», найденные критерии точности индикатора и фактора должны быть не меньше заданного исследователем параметра поиска — величины $T_{мин}$ (обычно $T_{мин}$ принимают в пределах диапазона 0.8–0.9).

Метод ЛЭН формирует несколько методик анализа экологических данных:

- 1) *Методику диагностики состояния экосистем*, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды существенных и несущественных для экологического неблагоприятия биоты.
- 2) *Методику генерирования границ классов качества среды* как по биотическим (границы между благополучными и неблагоприятными значениями биоиндикатора), так и по абиотическим (границы между допустимыми и недопустимыми значениями физико-химических факторов, выход за пределы этих границ приводит к неблагоприятным значениям биоиндикатора) показателям.
- 3) *Методику ранжирования существенных факторов по их вкладу в экологическое неблагоприятие*. Ранжирование основано на критерии полноты $\Pi = \frac{n_d}{N^-}$ для исследуемого фактора, где n_d — количество неблагоприятных по индикатору и недопустимых по фактору наблюдений (в области «d» на рис. 1), а N^- — количество неблагоприятных по индикатору наблюдений во всем исследуемом массиве (т.е. при любых значениях всех факторов). Чем выше полнота фактора, тем большую долю неблагоприятных наблюдений он объясняет, т. е. тем выше его вклад в неблагоприятие биоты.

- 4) Методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие. Критерий достаточности — величина $D = M^- / N^-$, где M^- — количество наблюдений, недопустимых хотя бы по одному из факторов, N^- — общее количество наблюдений, неблагополучных по индикатору. Чем выше величина достаточности, тем более высокую долю экологического неблагополучия описывают факторы, наблюдение за которыми включено в программу мониторинга.

Расчеты проводили с помощью специально созданных программ, написанных на языке Visual Basic for Application для MS Excel.

4. Результаты поиска границ классов качества вод

В качестве биологических индикаторов исследовали пигменты фитопланктона — хлорофиллы «а», «b», «с», феопигменты, «чистый хлорофилла "а"», т.е хлорофилл «а» с поправкой на феопигменты и показатель соотношения каротиноидов и хлорофилла, а также показатели интенсивности флуоресценции фитопланктона — величины F_0 общее, F_m общее, F_0 фильтрата, F_0 фитопланктона = F_0 общее - F_0 фильтрата, F_m фитопланктона = F_m общее - F_m фильтрата, активность фитопланктона, соответствующую максимальной величине эффективности первичных стадий утилизации света в фотосистеме 2 и рассчитанную по формуле: $\alpha_{\text{фитопланктона}} = \frac{F_m \text{ фитопланктона} - F_0 \text{ фитопланктона}}{F_m \text{ фитопланктона}}$, и общую

активность $\alpha_{\text{общее}} = \frac{F_m \text{ общее} - F_0 \text{ общее}}{F_m \text{ общее}}$. На рисунке 2 в качестве иллюстрации приведены

гистограммы распределения двух из 13 исследованных биоиндикаторов — содержания хлорофилла «а» и значений F_m фитопланктона. Видно, что содержание хлорофилла в водах Рыбинского водохранилища колеблется от 0 до 60 мкг/л, максимальная интенсивность флуоресценция фитопланктона от 0 до 3.6 относительных единиц, распределения обеих характеристик асимметричны, медианы распределений смещены в область низких значений.

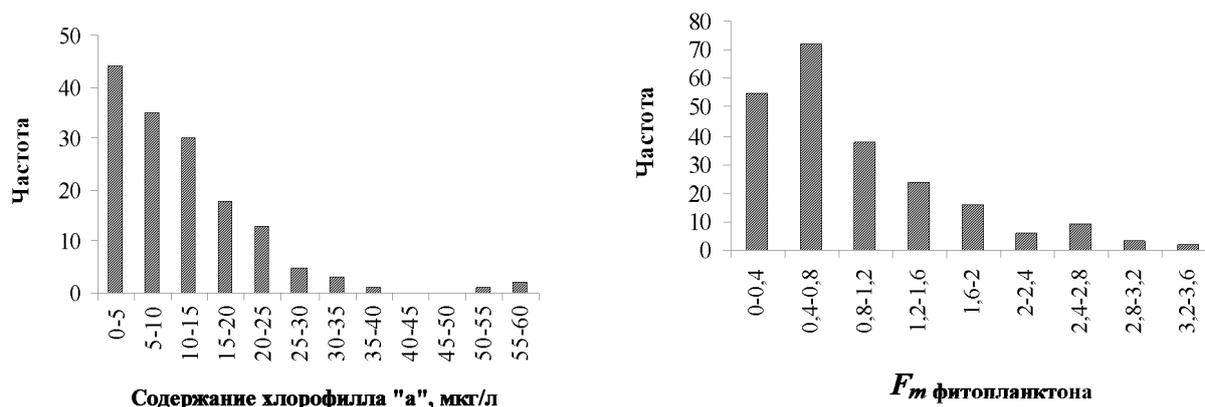


Рис. 2. Гистограммы распределения содержания хлорофилла «а» и значений F_m фитопланктона

4.1. Методические вопросы биоиндикации

4.1.1. Поиск групп однородности

Для удобства анализа среди факторов среды, которые потенциально могут влиять на биоиндикаторы, можно выделить два различных по отношению к экологическому качеству

среды типа. Первый из них — «активные» факторы, которые связаны с качеством среды, например, химические вещества, температура, гидрологический режим. Второй тип — «пассивные» факторы, например, географическое положение или горизонт станции отбора проб, сезон года. Эти факторы не влияют непосредственно на качество среды. По отношению к пассивным факторам все наблюдения должны быть разделены на несколько групп однородности: в каждую группу войдут наблюдения, однородные по отношению к действию пассивного фактора. Например, весенние, летние и осенние наблюдения; или пробы, отобранные с определенного горизонта. Если средние значения индикатора в группах статистически значимо различны, то влияние на индикатор качества среды (активных факторов) следует исследовать отдельно внутри каждой группы однородности. Найденные методом ЛЭН положения границ классов качества в таких группах будут различны и для биологических, и для физико-химических характеристик. Т. е. границы классов качества могут оказаться различными, например, весной и летом, в водоемах и водотоках, в различных подбассейнах и т.п. Например, для бассейна Дона [Левич и др., 2009] значимо различались группы весенних и остальных сезонов наблюдений.

Для имеющихся данных по Рыбинскому водохранилищу были выделены следующие потенциально возможные группы однородности: пять групп однородности по рейсам для оценки сезонных различий в значениях биоиндикаторов; четыре группы однородности по типу водных масс Моложского, Шекснинского и Главного плесов водохранилища [Рыбинское водохранилище и его жизнь, 1972]; 35 групп однородности по станциям наблюдения для выявления различий в их территориальном положении (станции, на которых измерение проводили только один раз за весь период наблюдений, были либо исключены из анализа, либо объединены с ближайшими к ним станциями, например, станция «Молого-Шекснинское междуречье у затопленного с. Наволок» была объединена со станцией «Наволок-2», станция «русло Волги у затопленного г. Молога» — со станцией «русло Мологи у буя № 81»).

При помощи критерия проверки на симметричность и значение эксцесса (модификация Д'Агостино [Б.Ю. Лемешко, С.Б. Лемешко, 2005]) было обнаружено, что значения биоиндикаторов внутри исследованных групп не распределены по нормальному закону. Следовательно, для анализа различий в значениях биоиндикаторов неприменимы параметрические методы (тест Стьюдента, дисперсионный анализ). Поэтому для сравнения групп однородности был использован U -параметр Манна-Уитни [Mann, Whitney, 1947] как непараметрический метод статистического анализа, не требующий выполнения нормального закона для распределения характеристик.

Значимо различных групп однородности для включенных в анализ данных по Рыбинскому водохранилищу выявлено не было.

4.1.2. Влияние на индикаторы погрешностей измерений

Значения биоиндикаторов различны в разных наблюдениях. Неявно подразумевается, что эти различия вызваны разным качеством среды в местах и в даты отбора проб. Однако эти различия могут быть вызваны и погрешностями измерений. Для показателей интенсивности флуоресценции проведена работа по обособлению причин различий путем сравнения наблюдаемых разбросов значений интенсивности флуоресценции с величиной разбросов, которая может быть обусловлена погрешностями измерений. Эти погрешности вызваны, по крайней мере, несколькими причинами: 1) погрешностями прибора; 2) погрешностями, возникшими из-за случайности попадания фитопланктона из батометрической пробы в приборные кюветы и 3) погрешностями, возникшими из-за случайности попадания фитопланктона в саму батометрическую пробу. Первая погрешность очень мала. Чтобы оценить вторую погрешность, все измерения интенсивности флуоресценции проводили в 3–6 кюветах и результаты усредняли. Для оценки третьего типа погрешности интенсивности флуоресценции измеряли в пробах из 20 отдельных объемов воды, последовательно взятых

батометром в одном месте. Последние погрешности, естественно, оказались самыми высокими, и именно они фигурировали в последующем анализе.

Если разброс значений индикатора, связанный с погрешностью измерений, превышает наблюдаемые разбросы, то такие наблюдения не должны быть использованы в оценке качества вод. Проведено сравнение доверительных интервалов для распределения 20 повторностей наблюдений с доверительными интервалами для распределения средних значений каждого наблюдения на всем массиве (табл. 2). Использовали доверительные интервалы с уровнем значимости $\alpha = 0,05$.

Таблица 2. Доверительные интервалы показателей интенсивности флуоресценции фитопланктона по всем измерениям и по повторностям батометрических проб

	Показатели интенсивности флуоресценции						
	F_0 общее	F_0 фильтра	F_0 фитопланктона	F_m общее	F_m фитопланктона	Активность общая	Активность фитопланктона
Доверительный интервал для всех наблюдений	0.089	0.052	0.064	0.198	0.183	0.024	0.012
Доверительный интервал для повторностей	0.005	0.003	0.006	0.016	0.015	0.011	0.015

Оказалось, что погрешности измерения показателей активности больше или сравнимы с разбросами значений, которые могли бы быть обусловлены факторами среды. Этой причины достаточно, чтобы отказаться от показателей активности в качестве индикаторов качества среды.

Для показателей содержания пигментов анализ погрешностей не приведен, поскольку для этих показателей не проводили измерения в «батометрических» повторностях проб.

4.2. Существенные для экологического благополучия факторы среды и границы классов качества вод

В данной работе расчеты были проведены при следующих значениях параметров поиска: минимальная точность — 0.8; минимальная представительность — 0.2; минимальное количество наблюдений — 30; уровень значимости для критерия χ^2 — 0.05.

Существенно влияющие на биоиндикаторы (т.е. найденные при заданных параметрах поиска) факторы для каждого из испытанных индикаторов приведены в таблице 3. Эти факторы ранжированы по критерию полноты.

Верхнюю границу для фактора отыскивали в случаях, когда неблагоприятны высокие значения этого фактора (пример приведен на рис. 3). Нижнюю границу для фактора отыскивали в случаях, когда неблагоприятны его низкие значения. На рисунке 4 приведен пример поиска как верхней, так и нижней границы для фактора (при двух классах качества воды по интенсивности флуоресценции фитопланктона). Напомним, что неблагоприятными значениями индикаторов считали их низкие значения, в связи с чем для индикаторов устанавливали нижние границы нормы.

Выше в таблице 3 приведены факторы, существенные для экологического благополучия экосистемы, т.е. с найденными значениями границ нормы индикаторов (ГНИ), разделяющих его «благополучные» и «неблагополучные» значения, и границ нормы факторов (ГНФ), разделяющих их «допустимые» и «недопустимые» значения, а также удовлетворяющие всем параметрам поиска. Значения результирующей существенности в таблице характеризуют силу связи между исследуемым индикатором и фактором: чем сильнее связь, тем выше результирующая существенность. Значение полноты фактора характеризует его вклад в степень

Таблица 3. Границы классов качества по биоиндикаторам и физико-химическим факторам, существенным для неблагоприятия этих биоиндикаторов. Обозначения: значимые по критерию χ^2 связи выделены жирным шрифтом, для остальных связей критерий χ^2 не применим в связи с недостаточным числом наблюдений. Размерности всех характеристик приведены в разделе 2

Индикатор	Фактор	Верхняя граница нормы для фактора (в скобках нижняя граница)	Нижняя граница нормы для индикатора	Полнота фактора	Результирующая существенность
Хлорофилл «а»	Прозрачность	150	14.8	0.50	0.27
	NO ₃ ⁻	0.06	17.6	0.30	0.21
	ХПК	(30)	20	0.26	0.15
Чистый хлорофилл «а»	Температура воды	25.7 (18.6)	14.4	0.47	0.27
	Прозрачность	150	16.1	0.38	0.20
	NO ₃ ⁻	0.06	12.8	0.31	0.21
	ХПК	(30)	17.9	0.24	0.14
Хлорофилл «b»	Температура воды	24.8 (18.8)	0.6	0.64	0.26
	Электропроводность	(162.7)	0.5	0.47	0.24
	БПК ₅	(1.59)	0.6	0.35	0.16
	pH	8.34 (7.9)	0.61	0.26	0.11
	P _{общ}	(0,053)	0.49	0.23	0.13
	Щелочность	(82,9)	0.61	0.21	0.075
Хлорофилл «с»	NO ₃ ⁻	0,04	3.1	0.40	0.21
	Температура воздуха	26,9	1.3	0.33	0.22
Феопигменты	Прозрачность	120	7 ± 1.6*	0.62	0.28
	Температура воды	25.9 (184)		0.42	0.27
	N _{общ}	(0.76)	5.8	0.41	0.20
	NO ₃ ⁻	0.06	5.8	0.31	0.20
	ХПК	(30)	6.0	0.27	0.17
E ₄₈₀ /E ₆₆₄	P _{общ}	0.073	1.2	0.52	0.34
	PO ₄ ³⁻	0.036	1.52	0.22	0.13
F ₀ общее	Прозрачность	120	0.96 ± 0.04*	0.50	0.26
	Электропроводность	(170)		0.48	0.26
	P_{общ}	(0.073)		0.44	0.29
	ХПК	(34.5)		0.34	0.25
	БПК ₅	3.71 (1.55)	0.97	0.36	0.21
	Температура воды	25.7 (18.1)	0.95	0.33	0.17
	N _{общ}	(0.77)	0.97	0.29	0.16
	NO ₃ ⁻	0.06	0.99	0.2	0.14
F ₀ фильтрата	БПК₅	(1.82)	0.51 ± 0.03*	0.38	0.30
	ХПК	(34.2)		0.34	0.27
	P_{общ}	0.1 (0.058)		0.34	0.22
	NO₃⁻	0.04		0.31	0.21
	Температура воздуха	(20.4)		0.24	0.24
	pH	(8)	0,56	0,27	0,16
	Прозрачность	150	0,53	0,25	0,13

Продолжение табл. 3

Индикатор	Фактор	Верхняя граница нормы для фактора (в скобках нижняя граница)	Нижняя граница нормы для индикатора	Полнота фактора	Результирующая существенность
F_0 фильтра	Температура воды	(18.7)	0.56	0.22	0.15
F_0 фильтра	Температура воды	(18.7)	0.56	0.22	0.15
	Электропроводность	186.7	0.56	0.22	0.15
F_0 фитопланктона	$P_{\text{общ}}$	(0.073)	$0.45 \pm 0.05^*$	0.52	0.31
	Прозрачность	130		0.49	0.28
	БПК₅	2.96 (1.55)		0.45	0.26
	ХПК	(33.5)		0.37	0.29
	Температура воды	25.7 (18.1)	0.36	0.25	
	$N_{\text{общ}}$	(0.77)	0.49	0.31	0.18
	$C_{\text{орг}}$ во взвеси	1.2 (0.7)	0.55	0.28	0.19
	pH	8.28	0.48	0.24	0.14
F_m общее	$P_{\text{общ}}$	(0.073)	$1.92 \pm 0.24^*$	0.49	0.27
	Прозрачность	120		0.48	0.25
	Температура воды	25.7 (18.1)		0.33	0.19
	БПК₅	2.96 (1.05)		0.30	0.20
	ХПК	(33.3)	1.64	0.32	0.24
	$C_{\text{орг}}$ во взвеси	1.3 (0.7)	1.74	0.27	0.19
		pH	8.28	1.66	0.25
F_m фитопланктона	Электропроводность	(178.2)	$1.37 \pm 0.19^*$	0.63	0.28
	Прозрачность	130		0.47	0.26
	$P_{\text{общ}}$	(0.073)		0.46	0.28
	БПК₅	2.96 (1.55)		0.44	0.23
	$N_{\text{общ}}$	(0.78)		0.39	0.20
	Температура воды	25.7 (18.1)		0.35	0.23
	ХПК	(33.5)		0.34	0.25
	pH	8.28		0.30	0.22
Активность общая	БПК ₅	2.53	0.56	0.29	0.20
	$P_{\text{общ}}$	(0.062)	0.52	0.27	0.14
	Щелочность	(85.4)	0.50	0.27	0.16
	ХПК	44.7	0.56	0.19	0.14
Активность фитопланктона	$N_{\text{общ}}$	1.04	0.69	0.2	0.14
	PO_4^{3-}	(0.015)	0.7	0.19	0.1
	Нефтепродукты	0.03	0.71	0.14	0.13

*среднее значение \pm доверительный интервал при $\alpha = 0.32$ для пигментов, при $\alpha = 0.05$ для показателей интенсивности флуоресценции для значимых факторов.

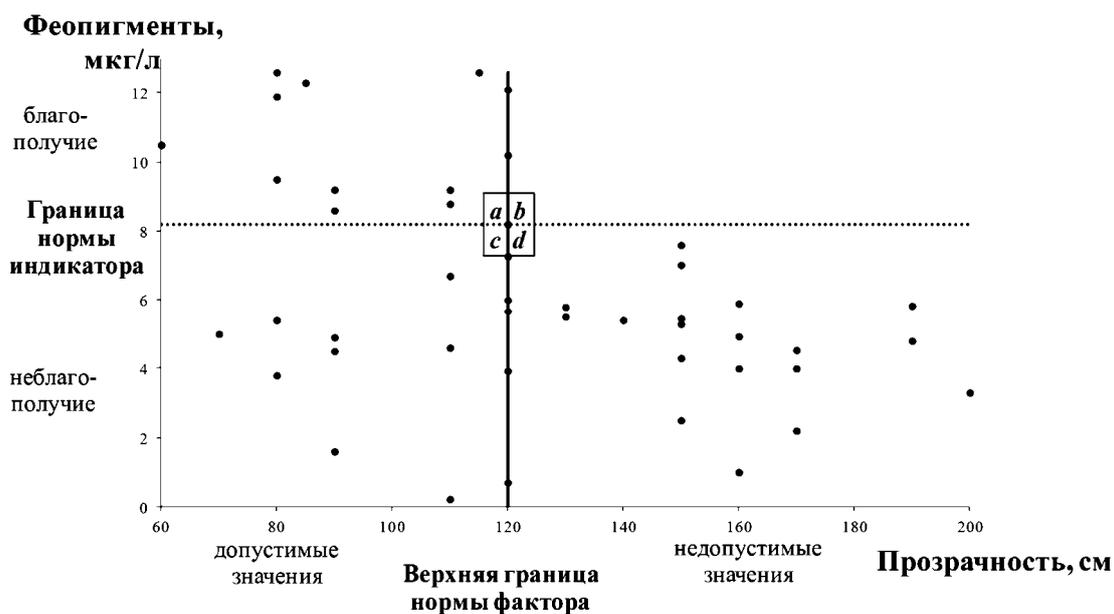


Рис. 3. График зависимости между содержанием феопигментов и прозрачностью воды

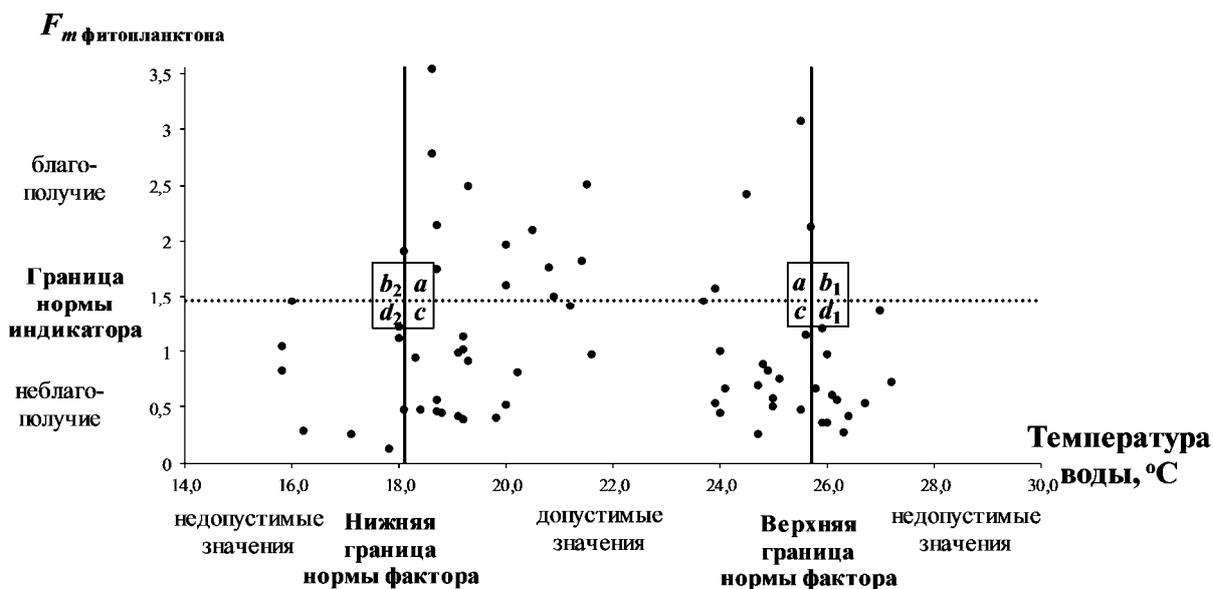


Рис. 4. График зависимости между максимальной интенсивностью флуоресценции и температурой воды

неблагополучия исследуемого индикатора, в таблице 3 существенные факторы упорядочены по их вкладу в степень неблагоприятия, наибольшая полнота соответствует наибольшему вкладу. Для существенных факторов приведены средние границы нормы индикатора и их доверительные интервалы. Они означают, что, например, значения содержания чистого хлорофилла «а» ниже 14,4 мкг/л (ГНИ) свидетельствуют о неблагоприятии экосистемы. Из исследуемых в работе факторов это неблагоприятие на 47 % (полнота фактора) может быть объяснено «недопустимыми» значениями температуры воды: ниже 18,6 °C или выше 25,7 °C. Отсутствие существенных результатов поиска границ для какой-либо пары «индикатор-фактор» может означать: 1) что все значения фактора в исследованном массиве были только допустимыми, т. е. фактор несущественен для экологического неблагоприятия; 2) что все

значения фактора были недопустимыми, в силу чего его роль в неблагополучии особо существенна; 3) что все значения индикатора были только благополучными, т. е. ни один из факторов не оказывал негативного влияния; 4) что все значения индикатора были только неблагополучными, т. е. в каждом наблюдении хотя бы одна причина приводила к экологическому неблагополучию; 5) что исследованная биологическая характеристика не является удачным индикатором влияния исследованного фактора. Алгоритм метода позволяет анализировать указанные возможности. Если все значения фактора недопустимы, то на графике все наблюдения попадают только в области «b» и «d» (см. обозначения на рис. 1b), соответственно если соотношение этих наблюдений при средней ГНИ (усредненной по всем найденным ГНИ для существенных факторов) удовлетворяет параметру минимальной точности, то можно считать связь найденной с неустановленной ГНФ и ГНИ. Остальные факторы, не приведенные в таблице 3, могут считаться достоверно несущественными, поскольку соотношение двух областей, разделенных средней ГНИ на графике, не удовлетворяет параметру минимальной точности, следовательно, на графике отображены области «a» и «c».

5. Обсуждение результатов

5.1. Сравнение индикаторов

Эффективность испытанных индикаторов определяли на основании числа найденных для них существенных факторов, критерия достаточности и ряда других критериев (табл. 4). Как видно из таблицы 4, среди биоиндикаторов, характеризующих пигменты фитопланктона, наиболее эффективным (т. е. характеризующимся наиболее высокими значениями достаточности и числом существенных факторов) оказался показатель содержания феопигментов, из показателей интенсивности флуоресценции — показатель F_m фитопланктона. Однако следует отметить, что содержание феопигментов — это содержание деградированного хлорофилла «a», не участвующего в фотосинтезе. Т. е. велика вероятность того, что феопигменты вносят вклад в значения прозрачности, а не наоборот, и это может быть признаком значительной доли детрита с растительными остатками в составе взвешенных частиц, характерных для Рыбинского водохранилища.

Таблица 4. Сравнение индикаторов по числу найденных существенных и значимых по критерию χ^2 факторов и суммарной полноте. Размерности всех характеристик приведены в разделе 2. «—» — отсутствует значение

Биоиндикатор	Число существенных факторов	Достаточность	Средняя сила связи	Относительная погрешность (отношение доверительного интервала к среднему значению)
Хлорофилл «a»	1	0.50	0.27	—
Чистый хлорофилл «a»	1	0.47	0.27	—
Хлорофилл «b»	0	0	—	—
Хлорофилл «c»	0	0	—	—
Феопигменты	2	0.79	0.28	—
E_{480}/E_{664}	1	0.52	0.34	—
F_0 общее	6	0.62	0.24	0.02
F_0 фильтра	5	0.59	0.25	0.05
F_0 фитопланктона	5	0.68	0.28	0.09
F_m общее	2	0.60	0.26	0.19
F_m фитопланктона	8	0.70	0.24	0.08
Активность общая	0	0	—	—
Активность фитопланктона	0	0	—	—

Наибольший вклад по критерию полноты в неблагополучие для индикатора содержания феопигментов вносит прозрачность. В данном случае такой вклад может быть обусловлен зависимостью прозрачности от содержания феопигментов и служить признаком того, что в составе взвешенных частиц значительную долю составляет детрит и растительные остатки. Несколько меньший вклад в неблагополучие для индикатора содержания феопигментов вносят общее содержание азота, азот нитритов и ХПК. Наибольший вклад в неблагополучие для индикатора F_m фитопланктона вносит электропроводность, несколько меньший вклад — прозрачность и общее содержание фосфора, наиболее низок вклад общего содержания азота, ХПК и рН (см. полноту факторов в табл. 3).

5.2. Сравнение границ классов качества для факторов среды

Проведено сравнение результатов расчета границ качественных классов, полученных на данных Рыбинского водохранилища с результатами, полученными на основании данных мониторинга Росгидромета водных объектов Волги и Дона (табл.5).

Таблица 5. Сравнение полученных для Рыбинского водохранилища границ классов качества по факторам среды со значениями рыбохозяйственных нормативов и значениями границ, определенных для бассейна Нижней Волги и Дона. Размерности всех характеристик приведены в разделе 2. Прочерки означают отсутствие нормативов или значений ГНФ

Индикатор	Фактор	Верхняя ГНФ (в скобках — нижняя) для Рыбинского водохранилища	ОССВ*	Верхняя ГНФ (в скобках — нижняя) для Нижней Волги [Левич и др., 2010]	Верхняя ГНФ (в скобках — нижняя) для Дона [Левич и др., 2009]
Феопигменты	Прозрачность	120	–	125	140
F_m фитопланктона	Прозрачность	130	–	125	140
	рН	8,3	8.5	8.23	8
	$P_{общ}$	(0.073)	–	(0.008)	–
F_m фитопланктона	БПК ₅	2.96	8.5	8.23	8

*Нормативы общих требований к составу и свойствам воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей [Перечень рыбохозяйственных нормативов..., 1999]

В связи с тем, что программа физико-химических наблюдений в Рыбинском водохранилище и качественно, и количественно отличается от программ мониторинга Росгидромета, для этих экосистем выявлено небольшое количество совпадающих существенных и значимых факторов (для двух наиболее эффективных биоиндикаторов). Заметно (табл. 5), что ГНФ прозрачности и рН варьируют незначительно при переходе от одной экосистемы к другой. Что касается нижней границы концентрации общего фосфора, то нижняя ГНФ этого фактора в Рыбинском водохранилище почти на порядок жестче (т. е. выше), чем в Нижней Волге. На основании этого можно полагать, что структура Рыбинского лентического фитопланктонного сообщества такова, что в нем доминируют виды, более требовательные к дефициту фосфора в водоеме, нежели виды, составляющие основу лотического сообщества дельты Волги.

Немногом более жесткой (в 2.7 раза) по отношению к экосистеме Дона является верхняя ГНФ рыбинского БПК₅. Найденная верхняя ГНФ рН близка к соответствующей границе утвержденной рыбохозяйственными нормативами.

В работе Э. С. Бикбулатова и И. Э. Степановой [2011] проведено выделение границ для качественных классов некоторых характеристик. Границы проведены на основании предположения о том, что значения характеристики подчиняются нормальному закону распределения и общее число наблюдений достаточно велико, чтобы распределение Стьюдента

вырождалось в распределение Гаусса (например, более 30–50 наблюдений). Если предположение о типе распределения соблюдено, то выдвигается гипотеза, что верхняя и нижняя границы классов «плохо» и «удовлетворительно» (границ две, поскольку к неблагоприятию могут приводить как высокие, так и низкие значения характеристики) на шкале желательности Харрингтона соответствует $\bar{x} \pm \sigma$, где \bar{x} — среднеарифметическое значение, σ — среднеквадратическое отклонение, т. е. нижняя граница соответствует 15,85 % квантилю распределения, верхняя граница — 84,15 % квантилю распределения (между границами сосредоточено 68,3 % от общего числа наблюдений). Границы между другими классами, например, «хорошо» и «очень хорошо» проводят согласно границам для функции желательности Харрингтона. Анализ проводили, исходя из того, что «удовлетворительные» значения характеристики можно отнести к «допустимым», а «плохие» — к «недопустимым». Сравнение установленных в данной работе ГНФ с границами, предложенными в работе Э. С. Бикбулатова с соавторами, показало (табл. 6), что верхняя ГНФ для ХПК более жестка в сравнении с его 84,15 % квантилем, верхняя ГНФ для БПК₅ — менее жестка, нижние ГНФ для БПК₅, ХПК, общего азота и общего фосфора более жестки в сравнении с их 15,85 % квантилем. Значения границ норм для БПК₅ также можно сравнить с экспертными значениями границ, приводимыми В. И. Косовым и В. Н. Ивановым [1995]. Граница, разделяющая классы водоемов на «чистые» и «умеренно загрязненные», равна 2 мг О₂/л, между классами «умеренно загрязненные» и «загрязненные» — 3 мг О₂/л. Это говорит о том, что экспертные оценки в данном случае более строги, однако те же авторы указывают, что интервал БПК₅ для класса водоемов «очень чистые» равен 0,5–1 мг О₂/л, неоправданно занижая нижнюю границу нормы этого фактора.

Таблица 6. Сравнение значимых по критерию χ^2 границ классов качества факторов для индикатора F_m фитопланктона с дифференциальными нормами для содержания биогенных элементов [Бикбулатов, Степанова, 2011]. Размерности всех характеристик приведены в разделе 2

Фактор	Верхняя граница между классами качества для фактора (в скобках — нижняя)	Значения дифференциальных норм (границ функции желательности для границы плохого и удовлетворительного класса качества). Верхние границы (в скобках — нижние)						
		Коприно	Молога	Наволоки	Измайлово	Средний Двор	Брейтово	Средняя
БПК ₅	2.53 (0.93)	1.80 (0.89)	2.42 (0.73)	1.65 (0.85)	1.80 (0.78)	1.87 (0.71)	1.97 (0.94)	1.92 (0.82)
ХПК	36.5 (33.5)	37.4 (28.1)	38.9 (28.0)	42.2 (31.5)	42.0 (31.5)	42.6 (30.7)	43.5 (31.8)	41.1 (30.3)
Общий азот	(0.71)	(0.70)	(0.59)	(0.34)	(0.54)	(0.50)	(0.66)	(0.56)
Общий фосфор	(0.073)	(0.030)	(0.024)	(0.029)	(0.028)	(0.024)	(0.034)	(0.028)

6. Заключение

В настоящее время существуют две независимые друг от друга и никак не согласованные системы оценки состояния окружающей среды на основании классов качества: по химическим или по биологическим показателям.

Предложенный в данной работе метод (современная модификация метода установления границ локальных экологических норм [Левич и др., 2011]), как частный случай метода максимизации связей между качественными классами переменных [Поиск связей ..., ч. 1, 2013]), позволяет рассчитывать границы классов качества по биологическим и физико-химическим характеристикам одновременно и взаимосогласованно: значения

биологического показателя из класса "благополучные" сопряжены со значениями факторов среды из класса «допустимые», и значения биологического показателя из класса «неблагополучные» сопряжены со значениями фактора из класса "недопустимые". Фактически предложен метод генерации объединенных по биологическим и физико-химическим показателям классификаторов качества среды.

Перечислим особенности предложенного подхода:

- Границы классов качества установлены не по экспертным оценкам, а путем расчетов, основанных на строгом формальном методе анализа данных.
- Метод установления границ классов качества не опирается на нормативы ПДК. Найденные границы могут быть использованы как альтернативные ПДК нормативы, установленные по натурным, а не лабораторным данным.
- Предложенный метод не использует никакие модельные предпосылки. Расчеты границ основаны только на частоте встречаемости тех или других значений характеристик в предыстории экосистемы.
- Рассчитанные границы не универсальны, а имеют региональный и даже локальный характер в той степени, в которой опираются на данные региональных или локальных наблюдений.
- Метод позволяет устанавливать границу между допустимыми и недопустимыми значениями не только для «слишком высоких», но и для «слишком низких» уровней факторов.
- Метод не требует, чтобы распределение исходных данных удовлетворяло каким-либо статистическим критериям (например, чтобы они были распределены по нормальному или пуассоновскому законам).
- Полученные границы не универсальны не только в географическом пространстве, но и во времени – они могут быть уточнены по мере накопления новых данных или изменений в исследуемом природном объекте. Границы классов качества могут быть установлены не только для химических, а для любых (физических, климатических, гидрологических и т.п.) характеристик.

Настоящая работа носит методический характер — предложен и апробирован метод анализа «плохо организованных», «размытых» данных, для которых неэффективны традиционные процедуры корреляционного или регрессионного анализа [Поиск связей ..., ч. 1, 2013]. Работа позволяет испытать различные меры связи и выбрать из них наиболее удачную для целей исследования (поиск связи или установление границ нормы для индикаторов и факторов).

Полученные результаты имеют предварительный характер, в первую очередь, в силу небольшого количества привлеченных к анализу наблюдений 2010 года. Уточнение результатов и развитие подхода авторы видят на пути привлечения к анализу новых аналогичных данных по стандартным рейсам в сезоне 2011 года.

Расчеты границ классов качества вод апробированы в настоящей работе на примере двух классов качества. Метод ЛЭН позволяет устанавливать границы для нескольких классов, что может быть сделано при достаточном количестве наблюдений.

Найденные границы нормы по показателям интенсивности флуоресценции позволяют проводить оценку качества вод, основываясь только на значениях этих показателей без необходимости привлекать физико-химические данные.

Список литературы

Абакумов В. А., Суценья Л. М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. — Л.: Гидрометеиздат, 1991. — С. 41–51.

- Айвазян С. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д.* Прикладная статистика (Том 2): Исследование зависимостей: Справ. изд. — М.: Финансы и статистика, 1985. — 487 с.
- Аффифи А., Эйзен С.* Статистический анализ: Подход с использованием ЭВМ. Пер. с англ. — М.: Мир, 1982. — 488 с.
- Бикбулатов Э. С., Степанова И. Э.* Функции желательности Харрингтона для оценки качества природных вод // Экологическая химия. СПб.: Теза.— 2011. — Т. 20, № 2. — С. 94–104.
- Васильева Е. А., Виниченко В. Н., Гусева Т. В. и др.* Как организовать общественный экологический мониторинг / Под ред. Хотулевой М. В., М.: СоЭС. — Методический центр «Эколайн», 1998.
- Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений. — Екатеринбург: Наука, 1994. — 280 с.
- Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. № 250-1163. — М.: 1986. — 5 с.
- ГОСТ 17.1.04.02.90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла «а». — М.: Гос. Комитет СССР по охране природы, 1990. — 15 с.
- Данные совместных измерений биологических и физико-химических характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища / *Бикбулатов Э. С., Бикбулатова Е. М., Булгаков Н. Г., Еришов Ю. В., Конюхов И. В., Копылов А. И., Корнева Л. Г., Лазарева В. И., Левич А. П., Литвинов А. С., Масленникова Т. С., Митропольская И. В., Осипов В. А., Отюкова Н. Г., Поддубный С. А., Поромов А. А., Пырина И. Л., Рисник Д. В., Соколова Е. А., Степанова И. Э., Цельмович О. Л.* — М.: МАКС Пресс, 2011. — 67 с.
- Дмитриева А. Г.* Роль низких концентраций загрязняющих веществ при оценке экологических рисков // Биоиндикация и мониторинг пресноводных экосистем: Сб. тез. докл. II Междунар. конф. СПб., 2011. — С. 61.
- Дубина И. Н.* Математические основы эмпирических социально-экономических исследований : учебное пособие. — Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2006. — 263 с.
- Зайдель А. М.* Ошибки измерений физических величин. — Л.: Наука, 1974. — 108 с.
- Косов В. И., Иванов В. Н.* Охрана и рациональное использование водных ресурсов. Ч.1 Охрана поверхностных вод: уч. пособие. — Тверь. гос. техн. ун-т, 1995.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждено Приказом Минприроды РФ от 30 ноября 1992 г. — 51 с.
- Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. — М.: НИИ-Природа, 2004. — 271 с.
- Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н., Рисник Д. В.* «In situ»-технология установления локальных экологических норм // Материалы объединенного пленума РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии "Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов". М.: Товарищество научных изданий КМК. — 2011. — С. 30–55.
- Левич А. П., Забурдаева Е. А., Максимов В. Н., Булгаков Н. Г., Мамихин С. В.* Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. — 2009. — Т. 36, № 6. — С. 730–742.
- Левич А. П., Рисник Д. В., Булгаков Н. Г., Милько Е. С., Леонов А. О.* Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод

- Нижней Волги // Использование и охрана природных ресурсов России. М.: НИИ-Природа. — 2010. — № 5. — С. 44–48. — № 6. — С.33–37.
- Лемешко Б. Ю., Лемешко С. Б.* Сравнительный анализ критериев проверки отклонения распределения от нормального закона // Метрология. — 2005. — № 2. — С. 3–23.
- Маторин Д. Н., Осипов В. А., Рубин А. Б.* Методика измерений обилия и индикации изменений состояния фитопланктона в природных водах флуоресцентным методом. Теоретические и практические аспекты. Учебно-методическое пособие. — М.: ПКЦ Альтекс, 2012. — 138 с.
- Методика выполнения измерений массовых концентраций катионов калия, натрия, лития, магния, кальция, аммония, стронция, бария в пробах питьевых, природных, сточных вод методом капиллярного электрофореза с использованием системы капиллярного электрофореза «Капель». ПНД Ф 14.1:2:4.167-2000. — М., 2007. — 27 с.
- Методика выполнения измерений массовых концентраций хлорид-ионов, нитрит-ионов, сульфат-ионов, нитрат-ионов, фторид-ионов и фосфат-ионов в пробах природных, питьевых и очищенных сточных вод с применением системы капиллярного электрофореза «Капель». ПНД Ф 14.1:2:4.157-99. — М., 2009. — 32 с.
- Миркин Б. Г.* Анализ качественных признаков и структур. — М.: Статистика, 1980. — 319 с.
- Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Приказ Федерального агентства по рыболовству № 20 от 18.01.2010.
- Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. — 67 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1999.
- Поиск связей между биологическими и физико-химическими характеристиками экосистемы Рыбинского водохранилища. Часть 1. Критерии неслучайности связи / *Рисник Д. В., Левич А. П., Булгаков Н. Г., Бикбулатов Э. С., Бикбулатова Е. М., Еришов Ю. В., Конюхов И. В., Корнева Л. Г., Лазарева В. И., Литвинов А. С., Максимов В. Н., Мамихин С. В., Осипов В. А., Отюкова Н. Г., Поддубный С. А., Пырина И. Л., Соколова Е. А., Степанова И. Э., Фурсова П. В., Цельмович О. Л.* // Компьютерные исследования и моделирование. — 2013. — Т. 5, № 1. — С. 83–105.
- Поиск связей между биологическими и физико-химическими характеристиками экосистемы Рыбинского водохранилища. Часть 2. Детерминационный анализ / *Рисник Д. В., Левич А. П., Булгаков Н. Г., Бикбулатов Э. С., Бикбулатова Е. М., Еришов Ю. В., Конюхов И. В., Корнева Л. Г., Лазарева В. И., Литвинов А. С., Максимов В. Н., Мамихин С. В., Осипов В. А., Отюкова Н. Г., Поддубный С. А., Пырина И. Л., Соколова Е. А., Степанова И. Э., Фурсова П. В., Цельмович О. Л.* // Компьютерные исследования и моделирование. — 2013. — Т. 5, № 2. — С. 271–292.
- Пырина И. Л.* Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. — 2000. — № 1. — С. 37–44.
- Пырина И. Л., Сигарева Л. Е.* Содержание пигментов фитопланктона в Рыбинском водохранилище в различные по гидрометеорологическим условиям годы (1972–1976) // Биология и экология водных организмов. — Л.: Наука, 1986. — С. 65–89.

- Пырина И. Л., Сметанин М. М., Сметанина Т. Л.* Статистический подход к оценке концентраций пигментов и биомассы фитопланктона // Оценка продуктивности фитопланктона. — Новосибирск: Наука, 1993. — С. 30–44.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. — Л.: Наука, 1972. — 364 с.
- Федоров В. Д.* К стратегии биологического мониторинга // Биол. науки. — 1974. — № 10. — С. 7–17.
- Чесноков С. В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. — М.: Наука, 1982. — 168 с.
- Яковлев А. С., Гендугов В. М., Глазунов Г. П., Евдокимова М. В., Шулакова Е. А.* Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение. — 2009. — № 8. — С. 984–995.
- Burkholder P. R., Burkholder L. M., Rivero J. A.* Chlorophyll “a” in some corals and marine plants // Nature. — 1959. — V. 183, № 4671. — P. 1338–1339.
- Lorenzen C. J.* Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations // Limnology and Oceanography. — 1967. — V. 12, № 2. — P. 343–346.
- Lorenzen C. J., Jeffrey S. W.* Determination of chlorophyll in seawater // UNESCO Technical Papers in Marine Sciences. — Paris: UNESCO, 1980. — № 35. — P. 3–20.
- Mann H. B., Whitney D. R.* On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. // Annals of Mathematical Statistics. — 1947. — № 18. — P. 50–60.