

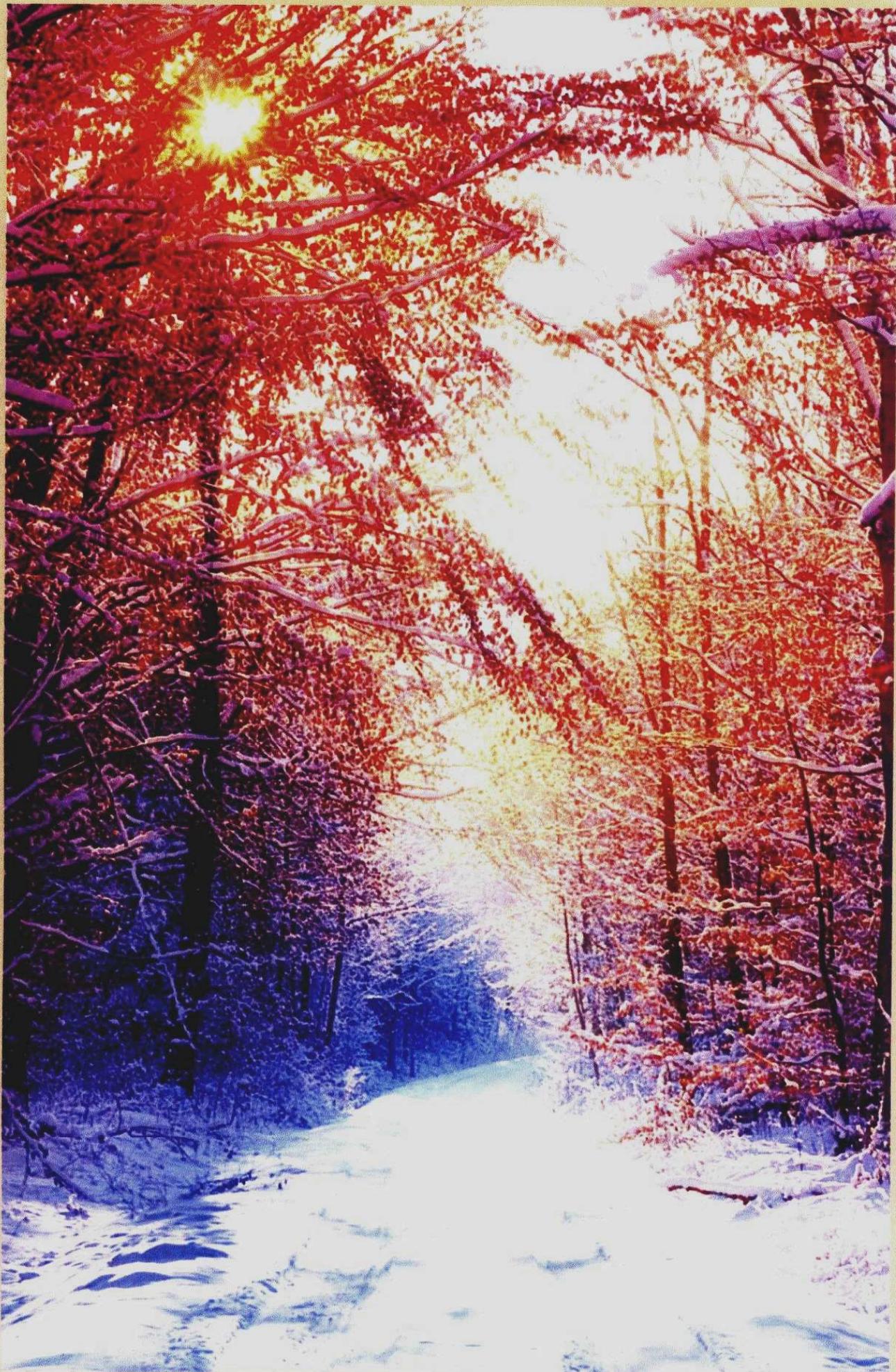
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ И ОХРАНА ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ В РОССИИ



НАУЧНО-ИНФОРМАЦИОННЫЙ
И ПРОБЛЕМНО-АНАЛИТИЧЕСКИЙ
Б Ю Л Л Е Т Е Н Ъ

2010 №5
(113)

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ И ОХРАНА
ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ В РОССИИ**



**НАУЧНО-ИНФОРМАЦИОННЫЙ
И ПРОБЛЕМНО-АНАЛИТИЧЕСКИЙ
Б Ю Л Л Е Т Е Н Ь**

2010 №6
(114)

Водные биологические ресурсы

УДК: 574.52: 57.045

Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод Нижней Волги*

*А.П. Левич, д.б.н., в.н.с. каф. биофизики,
Д. В. Рисник, асп. каф. общей экологии,
И.Г. Булгаков, д.б.н., в.н.с. каф. биофизики,
Е.С. Милько, к.б.н., с.н.с. каф. микробиологии,
А.О. Леонов, асп., биологический факультет Московского государственного университета
им. М.В. Ломоносова
E-mail: apl@chronos.msu.ru*

Проведена апробация методов биоиндикации, экологической диагностики и нормирования для оценки качества вод поданным экологического мониторинга Нижней Волги. Для биоиндикации использованы показатели видового разнообразия фитопланктона: параметры ранговых распределений численностей видов и индексы выравненное. Индексы выравненное оказались более предпочтительными. Приведены значимые для экологического неблагополучия факторы окружающей среды. Для них рассчитаны экологически допустимые уровни, выход за пределы которых приводит к экологическому неблагополучию.

Ключевые слова: биоиндикация, экологическая диагностика, экологическое нормирование, показатели видового разнообразия, экологически допустимые уровни.

В настоящее время для биоиндикации качества вод чаще всего применяют индексы сапробности гидробионтов и биотические индексы [1]. Однако для их вычисления необходимо определение таксономической принадлежности каждого входящего в сообщество вида. При этом известные списки индикаторов включают в основном западноевропейские виды, составляющие обычно менее трети состава сообществ Европейской России, а значения сапробности других из них не соответствуют российской действительности [2-4]. Кроме того, известно, что индекс сапробности регистрирует в основном влияние органического загрязнения природных вод.

В данной работе для индикации качества вод использованы показатели видового разнообразия (ПВР) экологических сообществ – параметры ранговых распределений численностей видов и индексы выравненности (см. ниже раздел о методах исследования), поскольку видовое разнообразие зависит от факторов, влияющих на качество среды [5-14]. Преимущество применения этих показателей заключается, в частности, в том, что для их вычисления необходим только подсчет численностей видов без определения их видовой принадлежности, что существенно снижает требования к квалификации работников,

участвующих в первичной обработке проб.

Предложенные ранее подходы [15-19] – метод биоиндикации по ПВР и метод экологически допустимых нормативов (ЭДН) – в данной статье применены к задачам оценки благополучия, диагностики и нормирования качества вод Нижней Волги. А именно, в качестве биоиндикаторов исследованы семь ПВР, для которых рассчитаны границы экологического благополучия (ГЭБ), выяснено, насколько эти границы универсальны для индикации различных факторов среды и зависят ли они от факторов, не влияющих на качество среды. Среди исследованных физико-химических факторов выявлены значимо влияющие на качество вод и для них рассчитаны экологически допустимые уровни (ЭДУ). Значимые факторы проранжированы по их вкладу в степень экологического неблагополучия. Предложены критерии отбора показателей для наиболее адекватной оценки качества вод. Продолжен методический анализ подходов:

1) предложены более точные и экономные алгоритмы оценки параметров ранговых распределений;

2) модифицирован алгоритм поиска ЭДН для более тщательного и точного отыскания нужных границ;

3) предложен метод отсеивания случай-

* Работа поддержана грантами РФФИ № 09-04-00541-а, 09-07-00204-а

ных конфигураций данных при поиске ГЭБ и ЭДУ.

Исходные данные. Для апробации методов были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности фитопланктона и по сапробности вод на створах Нижней Волги (поселок Аксарайский; рукав Болда, протока Рычан; село Верхне-Лебяжье; село Ильинка; село Каменный Яр; рукав Кизань, г. Камызяк; село Красный Яр; село Подчалык; город Астрахань, ПОС; село Селитренное; село Цаган-Аман; город Астрахань, ЦКК) за 1989-2006 гг. Данные получены из информационно-аналитической системы "Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).

Отметим, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод [1] представлены данные о сообществах видов-индикаторов сапробности (число видов-индикаторов, относительная численность видов-индикаторов в полном сообществе, индекс сапробности сообщества). Сообщество видов-индикаторов сапробности в определенном смысле представляет собой сообщество наиболее типичных представителей фитопланктона и, по нашему мнению, вполне может быть объектом самостоятельного экологического исследования.

Показатели физико-химического мониторинга, использованные в анализе, включали: концентрации суммы ионов натрия и калия, железа общего, растворенного кислорода, взвешенных веществ, азота нитратного, азота аммонийного, азота нитритного, азота суммарного минерального, ДДТ, кремния кремнекислоты, фосфора фосфатов, углекислого газа, фенолов, гидрокарбонатного аниона, нефтепродуктов, сульфатов, суммы ионов, БПК₅, меди, цинка, ртути, величина насыщения кислородом, рН, цветность, водность, окисляемость бихроматная, относительная температура, жесткость, прозрачность. Значения расходов воды ввиду "створспецифичности" данного фактора рассчитывали как отношения расхода на данном створе в определенную дату к среднемуголетнему на этом же створе значению расходов. Подобным же образом в расчеты были включены не абсолютные значения температуры, а отношения текущих показателей к среднемуголетней температуре на данном створе.

Методы расчёта показателей видового разнообразия. Ранговые распределения представляют собой преобразованные в порядке убывания наборы численностей: наиболее обильному виду присваивают первый номер (ранг), следующему по численности виду – второй и так далее до наименее обильного вида. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга. Параметры моделей могут быть интерпретированы как ПВР [7].

В работе апробированы две модели ранговых распределений: экспоненциальная и гиперболическая.

Экспоненциальная модель, или модель геометрических рядов Мотомуры [20], описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где n_i – численность особей ранга i , z – параметр модели.

Гиперболическая модель [21] аппроксимирует значения численностей функцией

$$n_i = \frac{n_1}{i^\beta}, \text{ где } \beta - \text{ параметр модели.}$$

Для определения параметров этих моделей был использован метод нелинейной регрессии. Наименьшая сумма отклонений была определена с использованием модулей отклонений, что позволило ускорить расчет, уменьшить суммарные отклонения в сравнении с методом, использующим квадраты отклонений (за счет вычисления реального вклада больших отклонений, а не искусственно увеличенного возведением в квадрат).

Как инструмент измерения видового разнообразия также использованы индексы

выравненности [19]: индекс e_k , равный

$$e_k = 1 - \frac{1}{k} \left(\frac{\sum_{i=1}^k n_i}{\sum_{i=1}^w n_i} \right), \text{ где } w - \text{ общее число}$$

видов в сообществе, k – число видов, используемых в анализе. В случае $k = 1$ получаем

$$e_1 = 1 - \frac{n_1}{n}, \text{ где } \frac{n_1}{n} - \text{ индекс доминирования Бергера-Паркера [5] и } n - \text{ общая численность клеток в сообществе.}$$

Снижение влияния погрешностей, возникающих при подсчете численностей клеток фитопланктона. Данные погрешности особенно велики для малочисленных видов: если для обильных видов погрешности составляют 10-20%, то для редких видов они могут достигать 100 и более %. Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики [23] показывает, что виды, представленные в пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью. С целью устранения влияния таких случайностей, из анализируемого массива были исключены пробы, в которых суммарная численность сообщества индикаторов составляет менее 30% численности полного сообщества, а также из каждой пробы исключены виды с относительной численностью менее 5%. Границы в 30% и 5% были заданы экспертно.

Исследование адекватности модели. Адекватность исследуемых моделей оценивали

при помощи коэффициента детерминации:

$$R^2 = 1 - \frac{SS}{D}$$

где SS – сумма квадратов отклонений численностей, предсказанных моделью, от экспериментальных; D – сумма квадратов отклонений экспериментальных численностей в пробе от их общего среднего.

Исключение зависимости выравнивания распределений от видового богатства. В интервале числа сохраненных в пробе видов от 2 до 8 обнаружена наиболее сильная зависимость параметров ранговых распределений от числа видов, другими словами, зависимость выравнивания видового разнообразия от видового богатства [19]. Исключить указанную зависимость можно, сохранив в анализируемом массиве только пробы с числом видов, например, не менее четырех, и отбросив в этих пробах пятый и все последующие виды. Однако данные биологического мониторинга по фитопланктону и, в частности, для Нижней Волги таковы, что около 50% имеющихся наблюдений обычно содержат пробы с одним, двумя или тремя видами, и их исключение привело бы к резкому сокращению доступных анализу наблюдений. Чтобы сохранить их достаточное количество, исследовали по отдельности различные выборки с пробами, где сохранены только один (271 наблюдение), два (245 наблюдений), три (194 наблюдения) и четыре (129 наблюдений) вида. Для каждого массива рассчитывали соответственно показатели e_1 , e_2 и z_2 , e_3 и z_3 , e_4 и z_4 . Отметим, что численности двух первых видов обычно определены с наименьшими ошибками, и параметр экспоненциального рангового распределения в этом случае может быть рассчитан без модельного оценивания по простой формуле:

$$z_2 = \frac{n_2}{n_1}$$

Анализ зависимости ПВР от факторов, не влияющих на степень экологического благополучия. Задача биоиндикации в данном исследовании – соотнести различия в значениях индикатора с влиянием факторов среды на фитопланктон. Однако, как указывалось выше, эти различия могут быть вызваны и иными причинами, например, сезоном наблюдений, принадлежностью пробы к тому или иному типу водного объекта (водотоку или водоему), географическим расположением места отбора пробы. Для выявления такой зависимости массив данных делили на группы, внутри которых наблюдения предполагали однородными по исследуемому фактору, а между которыми – различающимися. Например, группы весенних и летних наблюдений. Средние значения ПВР внутри групп сравнивали между собой с помощью дисперсионного анализа по критерию Стьюдента. При достоверном отличии средних

дальнейший анализ проводили для каждой из групп однородности в отдельности. При отсутствии различий разделенные на группы наблюдения объединяли для последующего совместного анализа.

Метод расчёта экологически допустимых нормативов (метод ЭДН). Данные биологического и физико-химического мониторинга можно представить в виде диаграммы, где по оси x отложены значения физико-химического показателя среды (концентрация вещества, БПК5, ХПК, температура воды, pH, водность и т.д.), а по оси y – значение индикаторной биологической характеристики (рис. 1). Полученные в результате проведения горизонтальной и вертикальной линий области на диаграмме обозначены латинскими буквами "a", "b", "c", "d". Вертикальная линия на диаграмме соответствует предполагаемой границе между значениями фактора, по одну сторону от которой фактор не нарушает экологическое благополучие, а по другую – нарушает. Эта граница названа экологически допустимым уровнем (ЭДУ) фактора. Горизонтальная линия указывает границу экологической безопасности (ГЭБ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты.

Для надежности выводов анализируемые массивы должны содержать достаточное количество точек, т.е. содержать не менее некоторого $N_{\text{мин}}$ совместных наблюдений биологических и физико-химических характеристик. Уровень «достаточности» – параметр $N_{\text{мин}}$ – задаёт исследователь. В данной работе минимальное количество наблюдений было равно

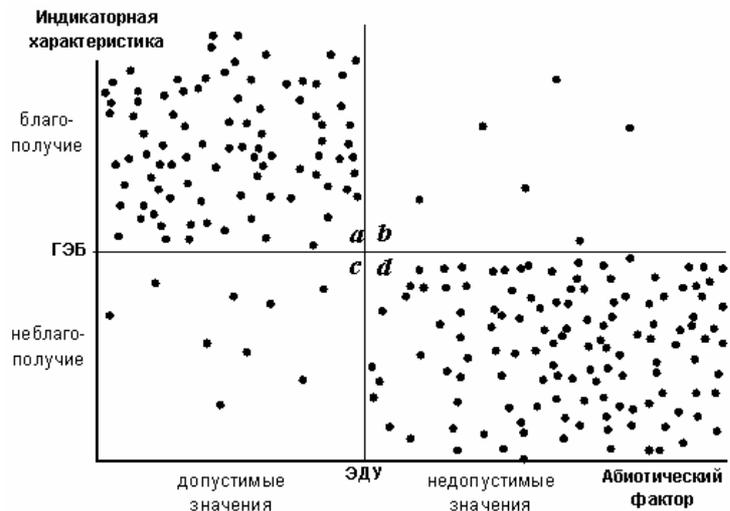


Рисунок 1. Диаграмма распределения значений индикаторной биологической характеристики и физико-химического фактора

86.

Если используемый показатель действительно является индикатором допустимых и недопустимых значений фактора, то точками (наблюдениями) на диаграмме должны быть заполнены области "a" и "d" (т.е. благополучным значениям индикатора должны соответствовать допустимые значения фактора, а неблагополучным – недопустимые).

Заметим, что область "с" при этом также может содержать точки, поскольку экологическое неблагополучие этих наблюдений может быть вызвано недопустимыми значениями не рассматриваемого фактора, а недопустимыми значениями других факторов, действовавших на биоту одновременно с анализируемым. (Из-за закономерной "непустоты" области "с", т.е. из-за возможного закономерного неблагополучия качества среды при допустимых значениях каждого отдельно взятого фактора, корреляционными методами статистики невозможно выявить связь даже между эффективными индикаторами и отдельными факторами, тогда как методом ЭДН эта связь может быть установлена строго.) При этом область "b" обязательно должна быть пустой, т.е. при недопустимых значениях фактора значения индикатора не должны быть благополучными (в реальности в область "b" могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для поиска граничных значений индикатора и фактора горизонтальную и вертикальную линии проводят таким образом (рис. 1), чтобы, в частности, минимизировать количество наблюдений в области "b".

Для формального проведения процедуры минимизации вводят критерии точности и представительности. Критерий точности заимствован из работ по детерминационному анализу социально-экономических данных [25]. Точность поиска границы благополучия для

индикатора есть $T_{и} = \frac{n(a)}{n(a+b)}$, где $n(a)$ и

$n(a+b)$ – количества наблюдений в соответствующих областях. При определении ЭДУ для фактора критерий точности есть

$T_{ф} = \frac{n(d)}{n(b+d)}$, где $n(d)$ и $n(b+d)$ – количества

наблюдений в соответствующих областях. Минимальное количество наблюдений $n(b)$ соответствует максимуму результирующего критерия

точности $T = \sqrt{T_{и} T_{ф}}$. Найденные границы

ГЭБ и ЭДУ можно считать приемлемыми, если величины $T_{и}$ и $T_{ф}$ больше задаваемого исследователем параметра поиска $T_{мин}$. В нашей работе параметр $T_{мин}$ был принят равным 0,8. Т.е. область "b" пуста в приближении содержания в ней не более 20 % благополучных значений индикатора, соответствующих не более чем 20 % недопустимых значений фактора.

Представительностью названа доли наблюдений в классах благополучных и неблагополучных значений для индикатора, допустимых и недопустимых значений для фактора среди всех наблюдений. Представительность индикатора определена формулой

$ПР_{и} = \frac{n(a+b)}{n(a+b+c+d)}$, представительность

фактора – $ПР_{ф} = \frac{n(b+d)}{n(a+b+c+d)}$. Если линии

отыскиваемых границ ГЭБ и ЭДУ проведены так, что соответствующие представительности слишком малы, то есть области "a + b" и "b + d" содержат небольшое количество наблюдений (в сравнении с их общим числом), то полученные результаты могут оказаться недостоверными. Поэтому алгоритм поиска границ включает сравнение представительностей с параметром поиска $ПР_{мин}$. Этот параметр задает исследователь из соображений баланса между желаемой достоверностью границ и риском того, что границы вообще не будут найдены. В данном исследовании величина $ПР_{мин}$ принята равной 0,25.

Результаты поиска тем более надежны, чем выше величины представительностей. Поэтому в алгоритм поиска включено требование максимальности результирующей представительности $ПР = \sqrt{ПР_{и} ПР_{ф}}$.

Максимальность обоих критериев T и $ПР$ обеспечивает максимизацию единого критерия

$K = \sqrt{(ПР + \Delta) T}$. Введение поправки Δ вызвано

формальным требованием близости по величине сомножителей при поиске экстремума произведения. При несоблюдении этого требования максимум произведения становится обусловленным меньшим сомножителем, а не обоими. Значение поправки может быть принято как $\Delta = T_{мин} - ПР_{мин}$. В данном исследовании $\Delta = 0,5$.

Для целей дальнейшего анализа введе-

на характеристика полноты $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)}$

[25], которая показывает долю благополучных значений индикатора, совпавших с недопустимыми значениями фактора, среди всех благополучных значений. Чем больше полнота, (т.е. чем более "пуста" область "с") тем выше вклад рассматриваемого фактора в общее экологическое неблагополучие природного объекта. Все значимые факторы могут быть проранжированы по величине этого вклада. Можно говорить и о суммарной полноте охвата причин экологического неблагополучия некоторого индикатора на заданном массиве данных. Суммарная полнота есть отношение количества наблюдений с благополучными оценками и недопустимыми значениями хотя бы по одному из факторов к числу всех наблюдений с благополучными оценками состояния биоты. Низкая суммарная полнота означает, что проанализированные факторы не исчерпывают список возможных причин неблагополучия. И если в анализе участвовали все измеряемые по программе физико-химического мониторинга факторы, то низкая суммарная полнота означает недостаточность этой программы. Отметим, что высокая суммарная полнота, тем не менее, не означает, что в анализе учтены все реальные причины неблагополучия, поскольку пропущенные программой мониторинга факторы могли снижать благополучие одновременно с учтенными факторами и тем самым не давать дополнительно-

го вклада в суммарную полноту, в числитель которой неблагоприятное наблюдение входит, даже если было недопустимым значение хотя бы одного какого-либо фактора.

Метод ЭДН эволюционировал. В работе Д.Г.Замолодчикова [26], посвященной методу экологически допустимых концентраций (методу ЭДК), величины ГЭБ для индикатора "экологические модификации" [27] были фиксированы. В методе ЭДУ [28] критерием поиска выступала наибольшая полнота распределения наблюдений на диаграмме рис. 1 при заданных минимальных границах точности и представительности. Значение ГЭБ для классов качества вод по классификатору Росгидромета [29] было задано экспертами. В более ранней версии метода ЭДН [19] одновременный поиск ГЭБ и ЭДУ проводили, максимизируя результирующую точность при заданных минимальных границах точности и представительности. В этой версии метода критерии поиска вычисляли для каждого из N наблюдений в паре "индикатор – фактор", считая значение индикатора претендентом на ГЭБ и значение фактора претендентом на ЭДУ.

В этой версии метода критерии поиска вычисляли для каждого из N наблюдений в паре "индикатор – фактор", считая значение индикатора претендентом на ГЭБ и значение фактора претендентом на ЭДУ.

В нынешней модифицированной версии перебор вариантов для выбора максимального значения критерия поиска увеличен в N раз: для каждого из N претендентов на величину ГЭБ из значений индикатора алгоритм метода проверяет критерии поиска для каждого из N значений фактора. Такой перебор обеспечивает более точный и тщательный поиск ЭДН (правда, за счет увеличенной требовательности алгоритма к вычислительным ресурсам). Наблюдения, попадающие на линии, которые разделяют области благополучия и неблагополучия, допустимости и недопустимости, согласно модифицированному алгоритму всегда следует относить к областям неблагополучия и недопустимости, чтобы результаты поиска оказались заведомо более щадящими по отношению к биоте.

Исключение случайных конфигураций наблюдений. Можно предположить, что для некоторых распределений точек-наблюдений "достаточно пустая" область "b" будет найдена благодаря случайным "пустотам" в распределении. Эта гипотеза была проверена на 1024 сочетаниях (индекс-фактор) 64 выборок случайных чисел по 300 значений в каждой. Оказалось, что для каждой пары параметров поиска T_{\min} и PR_{\min} можно подобрать величину критерия поиска K_{\min} такую, что при значениях $K > K_{\min}$ алгоритм отыскивает "случайную" "пустую" (с точностью более T_{\min}) область "b" в заданной исследователем доле случаев. Так, например, для $T_{\min} = 0,8$ и $PR_{\min} = 0,25$ при $K_{\min} = 0,78$ "пустых" областей "b" нет в 85 % случаев. В нашей работе принята величина $K_{\min} = 0,803$, при которой доля "случайных" результатов поиска не превышает 5 % (рис.

2).

Величина K_{\min} , наряду с T_{\min} , PR_{\min} , N_{\min} , есть задаваемый исследователем (и изменяемый в зависимости от его целей) параметр поиска.

Для реализации метода ЭДН создано необходимое программное обеспечение.

(Окончание в бюлл №6)

Диаграмма на рис. 1 соответствует поиску верхнего ЭДУ, т.е. уровня, превышение которого недопустимо. Таковы ЭДУ для многих факторов, в частности, для всех ксенобиотиков. Для ряда факторов, таких как содержание кислорода, прозрачность воды, необходим поиск нижнего ЭДУ, т.е. уровня, значения ниже которого могут быть недопустимы для гидробионтов. Также существуют факторы, например, концентрации биогенных элементов, микроэлементов, pH и др., требующие ограничения как на слишком высокие, так и на слишком низкие значения (рис. 3). Метод ЭДН в случае необходимости обеспечивает одновременный поиск верхних и нижних ЭДУ путем формального переопределения критериев поиска.

Результаты анализа данных с помощью метода ЭДН – это:

1) Список факторов, для которых найдены ЭДУ при заданных исследователем критериях поиска $PR_{мин}$, $T_{мин}$, $N_{мин}$, $K_{мин}$. Эти факторы названы значимыми для качества среды на исследуемом массиве наблюдений.

2) Величины ЭДН, а именно ГЭБ для индикатора и ЭДУ для значимых факторов.

Другими словами, для незначимых факторов границы ЭДУ расположены вне зафиксированного в предыстории интервала значений фактора.

Отметим, что метод ЭДН не вносит в анализ данных никаких модельных предпосылок или гипотез об интерпретации данных. Метод состоит лишь в подсчете встречаемости благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых значений характеристик, измерявшихся в предыстории объекта исследования, т.е. метод работает только с первичными данными мониторинга (в предположении, что эти данные достоверны).

Показатели видового разнообразия фитопланктона. Экспоненциальная модель ранговых распределений оказалась более адекватной данным по Нижней Волге, нежели гиперболическая, так как для этой модели доля случаев, в которых коэффициент детерминации превышает таковой для гиперболической модели, составила 65 %.

В качестве биоиндикаторов экологического состояния вод Нижней Волги исследованы семь описанных в разделе "Материалы и методы" показателей видового разнообразия

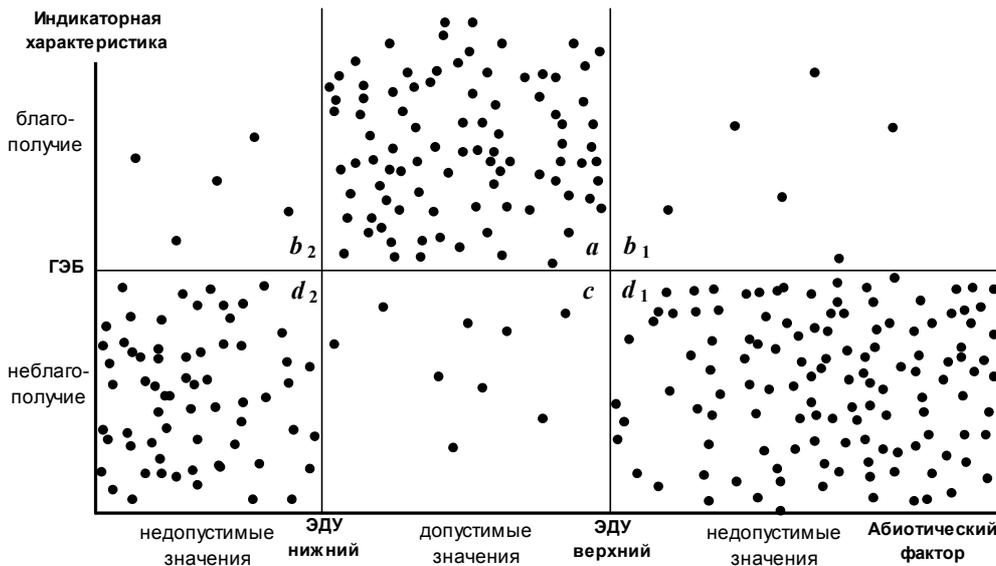


Рис. 3. Диаграмма распределения наблюдений при поиске двухсторонних ЭДУ

3) Характеристики степени успешности поиска ЭДН: точности $T_{и}$, $T_{ф}$ и T ; представительности $P_{ри}$, $P_{рф}$ и P_r ; критерий K ; количество анализируемых наблюдений N ; число факторов, для которых обнаружены ЭДУ.

4) Полноты P , с которыми найдены ЭДУ факторов. Ранжирование значимых факторов по полноте, т.е. по величине их вклада в степень неблагополучия.

5) Список незначимых факторов, т.е. тех для которых при заданных значениях параметров поиска не найдены значения ЭДН. Это означает, что в анализируемой предыстории объекта исследования его экологическое состояние (по используемому индикатору) при всех значениях этих факторов было только благополучным или только неблагополучным.

(ПВР): параметры экспоненциального рангового распределения z_2 , z_3 и z_4 и показатели выравнивания e_1 , e_2 , e_3 и e_4 (нижние индексы означают число видов, сохранных в пробах). В качестве примера на рис. 4 приведены гистограммы распределения полученных значений показателей e_1 и z_2 по всему массиву данных. Кроме ПВР, расчеты проведены для индикатора сапробности фитопланктона S . Значения сапробности взяты из данных гидробиологического мониторинга.

Проведено сравнение средних значений ПВР в предполагаемых группах однородности (см. раздел "Материалы и методы") с помощью дисперсионного анализа. Для имеющихся данных по Нижней Волге соотношение дисперсий индексов в сравниваемых группах

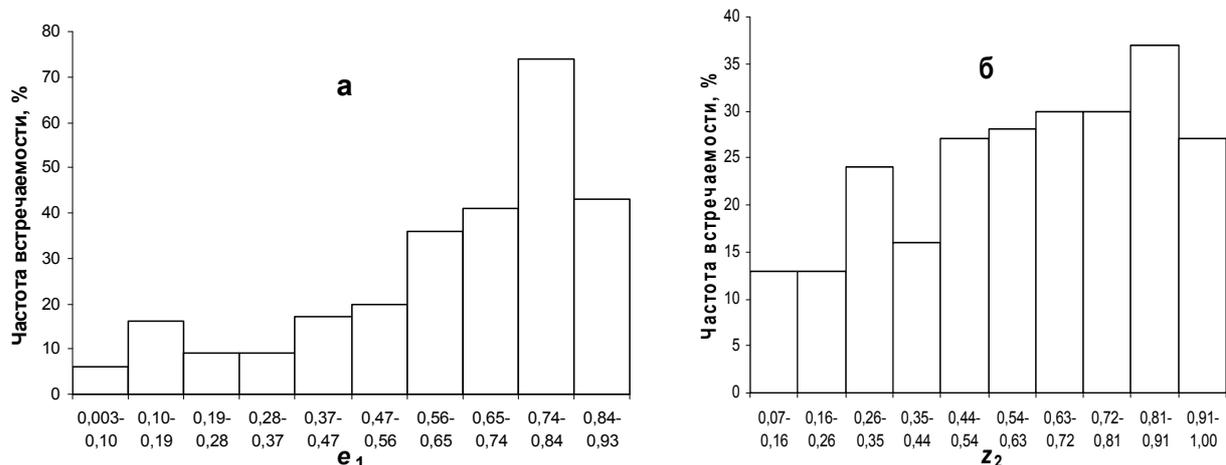


Рис. 3. Диаграмма распределения наблюдений при поиске двухсторонних ЭДУ

таково, что сравнение с t-критерием Стьюдента при уровне значимости 0,05 не отвергает гипотезу о равенстве средних в группах, т.е. зависимость от названных выше причин не обнаружена, что, по-видимому, в первую очередь связано с малым количеством наблюдений в предполагавшихся однородными группами.

Для оценки изменчивости ПВР, обусловленной погрешностями в отборе проб и в подсчете численностей клеток в пробах, проведен анализ дисперсий в 50 параллельных пробах залива Чупа Белого моря (табл. 1). Данные о

ЭДУ с физико-химическими факторами, перечисленными в разделе "Материалы и методы".

Найденные величины ГЭБ каждого индикатора для разных факторов варьировали незначительно: доверительный интервал разбросов составил от 0 до 0,11 при доверительной вероятности 95 % (табл. 2). В этой же таблице сведено еще несколько характеристик поиска: средняя величина точности, представительности и критерия К; количество факторов, для которых по данному индикатору найдены ЭДУ; доступное для анализа количество наблюдений; суммарная полнота охва-

Таблица 1. Влияние погрешностей в отборе и обработке проб фитопланктона на показатели видового разнообразия (ПВР)

Статистические показатели выборок	ПВР						
	e_1	e_2	e_3	e_4	z_2	z_3	z_4
Параллельные пробы фитопланктона							
Количество значений индикатора	50	50	50	38	50	50	38
Среднее значение показателя	0,49	0,67	0,75	0,80	0,31	0,31	0,40
Стандартное отклонение	0,08	0,03	0,01	0,01	0,15	0,14	0,15
Коэффициент вариации	0,162	0,037	0,017	0,011	0,490	0,468	0,369
Фитопланктон Нижней Волги							
Количество значений индикатора	271	245	194	129	245	194	129
Среднее значение показателя	0,63	0,75	0,81	0,84	0,60	0,60	0,65
Стандартное отклонение	0,23	0,12	0,07	0,05	0,25	0,20	0,14
Коэффициент вариации	0,358	0,156	0,086	0,057	0,421	0,328	0,221
Сравнение параллельных проб и проб Нижней Волги							
Отношение стандартных отклонений ПВР Волги и параллельных проб	2,98	4,00	7,00	5,00	1,67	1,43	0,93

численностях взяты из работы Т.И.Кольцовой с соавторами [30]. Стандартные отклонения от среднего и коэффициенты вариации свидетельствуют о том, что индексы выравниваются менее чувствительны к названным погрешностям, чем параметры ранговых распределений. Соотношение дисперсий показателей (за исключением z_4) в Нижней Волге и параллельных пробах превышает табличное значение критерия Фишера, равное 1,4, при достаточно высоком уровне значимости, равном 0,05. Это означает, что разброс указанных ПВР для вод Нижней Волги не должен быть отнесен только на счет погрешностей в отборе и обработке проб.

Для указанных выше показателей методом ЭДН проведены расчеты величин ГЭБ и

та значимыми факторами случаев неблагополучия. Приведенные в табл. 2 характеристики поиска могут служить критериями отбора показателей, более пригодных (по этим критериям) для индикации качества вод. Для выбора индикатора в случае близости указанных критериев может быть востребован также принцип наибольшей жесткости [12]: следует признать более предпочтительным индикатор, для которого по большинству факторов были наиболее жесткими найденные величины ЭДУ. Наибольшая жесткость ЭДУ определяется минимальным размером области допустимых значений фактора (области "а + с" на рис. 1 и 3).

В зависимости от объема имеющихся данных и от целей исследования (например,

Таблица 2. Характеристики поиска ЭДН для исследованных биоиндикаторов.

Индикатор	Количество значимых факторов	Средняя по значимым факторам величина доверительный интервал								Доступное для анализа количество наблюдений	Суммарная полнота
		Точность индикатора	Точность фактора	Результирующая точность	Представительная точность индикатора	Представительная точность фактора	Результирующая представительность	Граница экологического благополучия	Критерий поиска К		
e ₁	18	0,87 ±0,028	0,85 ±0,001	0,86 ±0,025	0,33 ±0,035	0,29 ±0,001	0,3 ±0	0,78 ±0,014	0,83 ±0	271	95,6
e ₂	18	0,88 ±0,034	0,86 ±0,001	0,87 ±0,03	0,35 ±0,054	0,29 ±0,001	0,326 ±0,001	0,82 ±0,013	0,84 ±0	245	93
e ₃	19	0,88 ±0,044	0,87 ±0,001	0,87 ±0,038	0,37 ±0,068	0,31 ±0,001	0,33 ±0,001	0,85 ±0,012	0,85 ±0,001	194	95,9
e ₄	17	0,86 ±0,056	0,85 ±0,002	0,86 ±0,058	0,35 ±0,073	0,32 ±0,001	0,33 ±0,001	0,87 ±0,009	0,84 ±0,001	129	95,3
z ₂	3	0,87 ±0,062	0,86 ±0,002	0,87 ±0,076	0,29 ±0,055	0,3 ±0,002	0,29 ±0	0,81 ±0,107	0,83 ±0,001	245	57,5
z ₃	9	0,87 ±0,03	0,86 ±0,001	0,87 ±0,024	0,28 ±0,065	0,27 ±0,001	0,27 ±0,001	0,73 ±0,044	0,82 ±0	194	85,5
z ₄	7	0,86 ±0,075	0,87 ±0,001	0,87 ±0,068	0,27 ±0,006	0,29 ±0,001	0,28 ±0	0,74 ±0	0,82 ±0,001	129	80
S	5	0,85 ±0,024	0,85 ±0,001	0,85 ±0,024	0,28 ±0,039	0,27 ±0,001	0,27 ±0	2,1 ±0,02	0,81 ±0	259	70,6

от необходимости выявить наибольшее количество значимых факторов, или рассчитать наиболее универсальную для различных факторов величину ГЭБ, или получить наиболее жесткие значения ЭДН, или обеспечить наиболее точное установление ЭДУ) преимущество может быть отдано различным индикатор-

ний вместо расчета по простым алгебраическим формулам. Отметим также, что согласно анализу параллельных проб (табл. 1) именно индексы выравнивания в отличие от параметров ранговых распределений оказались гораздо менее чувствительными к погрешностям отбора и обработки проб фитопланктона.

Таблица 3. ЭДУ факторов, значимых для экологического неблагополучия по индикатору e₁, и характеристики их поиска

Фактор	ЭДУ	Полнота фактора	Результирующая точность	Результирующая представительность	Критерий поиска К	ПДК	ЭДУ Дона [32]
Na+K, мг/л, н.у.	19,8	0,57	0,97	0,38	0,92		
Цветность по Pt-Co шкале, град., н.у.	21,33	0,54	0,83	0,39	0,86	20	
Железо общее, мг/л, н.у.	0,04	0,44	0,83	0,33	0,83		
Растворенный кислород, мг/л, в.у.	10	0,44	0,81	0,34	0,83		
Взвешенные вещества, мг/л, в.у.	21,33	0,44	0,90	0,30	0,85	0,25	
pH, в.у.	8,23	0,39	0,84	0,31	0,82	8,5	8,0
Азот суммарный минеральный, мг/л, в.у.	0,536	0,38	0,88	0,33	0,85		
ДДТ, мкг/л, в.у.	0,002	0,37	0,96	0,30	0,87	0,001	
Азот нитратный, мг/л, н.у.	0,24	0,36	0,81	0,31	0,81		0,09
Азот нитратный, мг/л, в.у.	0,465	0,35	0,86	0,32	0,84	9	3,71
Жесткость, мг-экв/л, в.у.	4	0,35	0,85	0,33	0,84	7	
Кремнекислота, мг/л Si, в.у.	2,7	0,35	0,83	0,28	0,80		
Прозрачность, см, н.у.	12,5	0,35	0,84	0,31	0,83		
Фосфаты, мг/л P, н.у.	0,008	0,34	0,93	0,28	0,85		
Углекислый газ, мг/л, н.у.	1	0,34	0,92	0,27	0,84		
Фенолы, мг/л, в.у.	0,004	0,32	0,83	0,28	0,81	0,001	0,005
Гидрокарбонатный анион, мг/л, н.у.	84,9	0,31	0,91	0,25	0,83		
Нефтепродукты, мг/л, в.у.	0,19	0,31	0,89	0,26	0,82	0,05	0,85

ным показателям. В целом по большинству критериев (особенно по количеству значимых факторов, результирующей представительности, суммарной полноте) предпочтительными оказываются индексы выравнивания e₁, e₂, и e₃. Впрочем, показатели z₃ z₄ и S уступают индексам выравнивания также потому, что требуют проведения ресурсоемких вычисле-

Дальнейший анализ проведен для индекса e₁. **Экологически допустимые уровни.** В табл. 3 приведены значения ЭДУ для факторов, которые оказались значимыми для индикатора e₁. Факторы расположены в порядке убывания их вклада в степень неблагополучия индикатора согласно величине полноты. Среди факторов, дающих наибольший вклад (пол-

нота более 0,4), можно обнаружить концентрации биогенных элементов (недостаток суммы ионов натрия и калия, железа), физические факторы (нижнее значение цветности, избыток взвешенных веществ), содержание кислорода. О последнем стоит сказать особо, поскольку обнаруженное неблагополучие фитопланктона связано с высокими значениями данного фактора (более 10 мг/л). Этот на первый взгляд антиинтуитивный факт требует отдельного исследования. В последнем столбце табл. 3 напротив названий факторов, для которых найдены верхние ЭДУ, приведены значения ПДК (если таковые имеются). Обращает на себя внимание намного более жесткое по сравнению с ПДК значение ЭДУ по нитратному азоту и взвешенным веществам (во втором случае норматив не является ПДК, поскольку определен не в попытках с лабораторными тест-объектами, а экспертным путем, исходя из общих требований к составу и свойствам воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей [31]). В данном случае, очевидно, нормативы ПДК являются завышенными. Например, для азота значение ПДК 9 мг/л крайне редко встречается в природных водах и может свидетельствовать о крайне высокой степени антропогенной загрязненности. Аналогичный вывод можно отнести и к концентрации взвешенных веществ. Обычное значение этого показателя в природных водоемах варьирует в пределах примерно от 1 до 100 мг/л, что по величине более соизмеримо с ЭДУ, а не с ПДК.

Кроме этого, в табл. 3 также приведено сравнение нижеволжских ЭДУ с ЭДУ, полученными ранее на основе показателей видового разнообразия для подбассейна Нижнего Дона [32], для совпадающих значимых факторов. Как выяснилось, для содержания кислорода и pH ЭДУ Нижней Волги оказались более мягкими, а для концентрации нитратного азота, фенолов и нефтепродуктов – более жесткими.

Все факторы, которые при анализе не попали в разряд значимых, т.е. для них не

удалось получить ЭДУ с заданными критериями $PR_{мин}$, $T_{мин}$, $N_{мин}$, $K_{мин}$, перечислены в табл. 4. Для этих факторов ориентирами допустимого воздействия на биоту могут служить приведенные в таблице их экологически безопасные границы (ЭБГ), в пределах которого состояние индикаторного биологического показателя неизменно оставалось благополучным. Обращают на себя внимание существенно более высокие верхние границы ЭБГ концентраций тяжелых металлов (меди, цинка, ртути) по сравнению с соответствующими нормативами ПДК. Очевидно, сообщества фитопланктона Нижней Волги высоко адаптированы к повышенным нагрузкам этих ксенобиотиков.

Для сульфатов, БПК₅, аммонийного и нитритного азота ЭДУ не найдены (если они имеют величину порядка ПДК), поскольку в исследованном массиве недопустимые значения этих факторов просто не встречались. Для концентраций же меди, цинка и ртути величины ЭДУ не найдены, поскольку в анализируемой предыстории не встречались допустимые (по сравнению с ориентиром – ПДК) значения.

На основании полученных в данной работе результатов возможна постановка вопроса о существовании верхних ГЭБ для биоиндикаторов. Для ПВР этот вопрос звучит так: всегда ли очень высокая (близкая к единице) выравненность численности видов свидетельствует об отличном экологическом состоянии фитопланктона? Например, параметры экспоненциального рангового распределения большинства природных сообществ фитопланктона заключены в приблизительных пределах от 0,5 до 0,8 [7], в то время как в условиях загрязнения вод встречаются значения этих параметров, более близкие к 1.

Для исследования существования двусторонних ГЭБ наряду с поиском двусторонних ЭДУ необходимо совершенствование вычислительного алгоритма, так как при поиске двух границ время расчета пропорционально N^2 , трех границ – N^3 , а четырех – N^4 , где N – количество анализируемых наблюдений.

Таблица 4. Экологически безопасные границы (ЭБГ) факторов, не значимых для экологического благополучия

Факторы	Нижняя ЭБГ	Верхняя ЭБГ	ПДК
Водность	0,64	1,09	
Относительная температура	0,930	1,076	
Величина насыщения кислородом, %	95,75	107,875	
Сульфаты, мг/л	53,6	83,85	100
Сумма ионов, мг/л	245,467	355,55	
Окисляемость бихроматная, мг/л	17,65	30,65	
БПК ₅ , мг/л	1,613	2,93	3
Азот аммонийный, мг/л	0	0,02	0,39
Азот нитритный, мг/л	0,002	0,027	0,02
Медь, мг/л	0,003	0,007	0,001
Цинк, мг/л	0,01	0,041	0,01
Ртуть, мг/л	0,004	0,04	0,00001

Литература

1. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под редакцией. Абакумова В.А. – СПб: Гидрометеоздат, 1992. – 318 с.
2. Дзюбан Н.А., Кузнецова С.П. О гидробиологическом контроле качества вод по зоопланктону // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. – Л.: Наука, 1981. – с. 117-136.
3. Телитченко М.М., Семин В.А., Шеховцев А.А. Задачи совершенствования экологической службы поверхностных вод СССР // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. – Л.: Гидрометеоздат, 1991. – с. 52-61.
4. Олейников А.А. Оценка экологического состояния реки Кашмы в нижнем течении // Ломоносов – 2010: XVII международная конференция студентов, аспирантов и молодых

- ученых; секция "Биология"; 12-15 апреля 2010 г.; Москва, МГУ имени М.В.Ломоносова, биологический факультет: Тез. докл. – М.: МАКС Пресс, 2010. – с. 105-106.
5. Berger W.H., Parker F.L. Diversity of planktonic Evtaminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. №3937. pp.1345-1347.
6. Inagaki H., Lenoir A. Une etude d'ecologie evolutive: application de la loi de Motomura aux fourmis // Bul. Ecol. 5. №3. 1974. pp.207-219.
7. Левич А.П. Структура экологических сообществ. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. – 181 с.
8. Левич А.П. Анализ ценозов в экологии сообществ с помощью ранговых распределений // Общая и прикладная ценология. – 2007. № 5. – с. 14-19.
9. Сироткина Н.В., Левич А.П. Влияние тяжелых металлов на видовую и надвидовую структуры фитопланктонного сообщества Рыбинского водохранилища // Человек и биосфера. – М.: Изд-во МГУ, 1981. – с.142-150.
10. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1992. – 181 с.
11. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В. Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Известия РАН. Серия биологическая – 1997. № 6. – с. 697-704.
12. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: РЭФИА, 2004. – 271 с.
13. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель Авив: Pilies Studio, 2006. – 498 стр.
14. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек. / Под ред. О.В.Бухарина, Г.С.Розенберга. – М.: Наука, 2007. – 403 с.
15. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты / Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А. // Известия РАН. Сер. Биол. – 2005. №5. – с. 1-7.
16. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель / Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П. // Известия Самарского научного центра РАН. – 2005. Вып. 4. Актуальные проблемы экологии. – с. 84-91.
17. Забурдаева Е.А., Бедова П.В., Максимов В.Н. Исследование разнообразия бентофауны озер Республики Марий Эл методом ранговых распределений для целей биоиндикации качества вод // Вестник МГУ. Серия 16. Биология. – 2010. № 2. – с. 21-26.
18. Забурдаева Е.А., Левич А.П. Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Известия Самарского научного центра РАН. – 2007. Т. 9. №1. – с. 195-211.
19. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон) / Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В. // Водные ресурсы. – 2009. Т.36. № 6. – с. 730-742.
20. Motomura I. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. 1932. V.44. pp.379-383.
21. Левич А.П. Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. Т.1. – с. 164-182.
22. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
23. Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979. – 165 с.
24. Максимов В.Н. О ранговых распределениях в экологии сообществ с точки зрения статистики // Известия РАН. Серия биологическая. – 2004. № 3. – с. 352-361.
25. Чесноков С.В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. – М.: Наука, 1982. – 168 с.
26. Замолодчиков Д.Г. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. – СПб.: 1993. Т.15. – с.214-233.
27. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – с.18-40.
28. Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Водные ресурсы. – 1997. №3 – с.328-335.
29. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 67 с.
30. К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб / Кольцова Т.И., Конопля Л.А., Максимов В.Н., Фёдоров В.Д. // Гидробиологический журнал. – 1971. Т. 4. № 3. – с. 109-116.
31. Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 N 20 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значе-

ния" (Зарегистрировано в Минюсте РФ 09.02.2010 N 16326).

32. Лабораторные методы определения ПДК следует дополнить методами установления экологически допустимых нормативов вредных воздействий по данным экологического мониторинга / Левич А.П., Забурдаева Е.А., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Мамихин С.В.. // Материалы конференции "Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок". Часть 1. – Борок: ИВП РАН, 2008. – с. 92-107.