

УДК 577.4

Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов реки Дон)¹

А.П. Левич, Е.А. Забурдаева, В.Н. Максимов, Н.Г. Булгаков, С.В. Мамихин

Московский государственный университет

119992 Москва, Ленинские горы

Для биоиндикации качества вод и поиска экологически допустимых уровней абиотических факторов исследована возможность применения количественных характеристик видового разнообразия фитопланктона. Используются ретроспективные материалы по бассейну р. Дон, полученные по данным государственного экологического мониторинга пресных вод России. Проведен анализ влияния на характеристики разнообразия погрешностей в подсчете численностей клеток фитопланктона, способа оценки параметров ранговых распределений, степени адекватности формальных моделей ранговых распределений, зависимости между выравненностью ранговых распределений и видовым богатством, сезона отбора проб, типа водного объекта, географического расположения места отбора пробы. Получены показатели разнообразия, адекватные имеющимся данным мониторинга. Найдены границы исследуемых показателей, соответствующие границам благополучия в состоянии фитопланктонных сообществ. Рассчитаны экологически допустимые уровни для основных абиотических факторов.

Биоразнообразие достаточно чувствительно к изменению качества среды. При прочих равных условиях благополучное качество сопряжено с высокими значениями разнообразия, а неблагополучное качество – с низкими. Один из инструментов оценки биоразнообразия – анализ ранговых распределений численностей видов [9, 17]. В нормальном (ненарушенном, фоновом и т.п.) состоянии сообщества параметр рангового распределения заключен во вполне определенном диапазоне значений, поэтому отклонения величины параметра от нормы может служить индикатором экологического неблагополучия [9]. Аналогичными свойствами обладают и такие показатели разнообразия как индексы доминирования.

Показатели разнообразия применяли для анализа процессов евтрофирования вод, для оценки влияния на биоту загрязняющих веществ и теплового загрязнения, для изучения сукцессий, сезонных изменений и многих других процессов [9, 15-17, 19, 23, 25, 26].

Следует уточнить, что отклонения показателей разнообразия от нормы регистрируют стрессовые воздействия на сообщества. При длительном сохранении нарушающего воздей-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты 06-04-48466а и 07-04-00045а)

ствия может произойти существенная перестройка структуры сообщества, замена входящих в него видов, но в результате адаптации параметры рангового распределения численности новых групп организмов окажутся в пределах нормы.

Этапу приложения показателей разнообразия к оценке состояния экосистем должна предшествовать многосторонняя методическая проработка инструментов биоиндикации. Необходим выбор модели ранговых распределений, метода оценки адекватности модели, метода оценки ее параметров. Кроме того, прежде чем интерпретировать различия в значениях показателей как различия в степени экологического благополучия или неблагополучия природной системы необходимо исключить зависимость параметров от ряда факторов, не имеющих отношения к экологическому состоянию.

Методическое исследование должно дать ответы на следующие вопросы: как снизить влияние погрешностей в подсчете численностей клеток фитопланктона на параметры ранговых распределений и индексы доминирования; как снизить влияние на параметры и индексы их зависимости от числа видов-индикаторов, представленных в пробах; какая модель ранговых распределений наиболее адекватно описывает имеющиеся данные; как влияют погрешности в определении численностей клеток на степень адекватности модели; включает ли изменчивость характеристик разнообразия зависимость от факторов среды или исчерпана зависимостью от факторов, не имеющих отношения к экологическому благополучию?

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исходные данные. Для апробации методов и моделей были использованы данные Росгидромета о численности фитопланктона (1018 наблюдений) и физико-химических показателях (371 наблюдение) на 220 створах в 21 водном объекте (реках и водохранилищах) бассейна Дона в 1978-1988 гг. Данные получены из информационной системы "Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования" [21]. Для оценки изменчивости биотических показателей, обусловленной погрешностями в обработке проб, были использованы данные по 50 параллельным пробам фитопланктона залива Чупа Белого моря (Кольцова и др., 1971), поскольку, к сожалению, столь же скрупулёзное методическое исследование для речного фитопланктона нам не известно.

Отметим, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод (Руководство..., 1992) 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.

Измерение видового разнообразия. Ранговые распределения представляют собой преобразованный набор численностей: наиболее обильному виду присваивается первый номер, следующему по численности виду – второй и так далее до наименее обильного вида, который имеет номер w , совпадающий с общим числом видов в сообществе. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга. Параметры моделей представляют собой показатели видового разнообразия (Левич, 1980).

В работе апробированы четыре модели ранговых распределений: экспоненциальная модель, гиперболическая модель, дзета-модель и модель В.Н.Максимова.

Модель геометрических рядов Мотомуры, или экспоненциальная модель описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где $n(i)$ численность особей ранга i , z – параметр модели (Motomura, 1932).

Гиперболическая модель, предложенная А.П.Левичем (1978), аппроксимирует значения численностей функцией $n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$, где β – параметр модели. Отмечено, что по сравнению с моделью Мотомуры, гиперболическая модель лучше описывает более сложные, "целостные" сообщества, выборки большого объема и усредненные по времени или по пространству данные (Шитиков и др., 2003).

Дзета-модель (Левич, 1980) представляет собой объединение экспоненциальной и гиперболической моделей и выражена зависимостью $n_i = n_1 \frac{x^{i-1}}{i^\gamma}$, где x и γ – параметры модели.

Модель В.Н.Максимова (2004) аппроксимирует зависимость численностей нескольких доминирующих видов (тех, численности которых определены статистически достоверно) линейной функцией номера в ряду численностей, расположенных по возрастанию.

Как инструмент измерения видового разнообразия также использованы индексы доминирования: индекс d_1 , выраженный через индекс Бергера-Паркера $b = n_1/n$ (Berger, Parker, 1970) и равный $d_1 = 1 - n_1/n$ и индекс $d_2 = 1 - \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right)$, где n_1 и n_2 – соответственно численности видов первого и второго ранга, $n = \sum_{i=1}^w n_i$ – суммарная численность организмов в сообществе.

О методах оценки параметров модели. В предшествующих работах для экспоненциальной и гиперболической моделей в линеаризованной с помощью логарифмирования форме $\ln n_i = \ln n_1 + (i-1) \ln z$; $\ln n_i = \ln n_1 - \beta \ln i$ были проведены оценки параметров по приближенным формулам (Булгаков и др., 2005) и с помощью регрессионной модели (Забурдаева и др., 2005). Оказалось, что операция логарифмирования в линеаризованных моделях для имеющихся данных недопустимо искажает значения параметров в сравнении с нелинейными оценками в исходных моделях, поэтому дальнейший анализ проводили, опираясь на результаты нелинейного оценивания.

Метод поиска целевых показателей качества для факторов среды и индикаторов экологического благополучия гидробионтов (метод ЦПК). 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, рН, 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 и может быть принята в качестве целевого показателя качества среды. Горизонтальная линия указывает границу между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Будем более кратко называть её границей благополучия и считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Для надежности выводов анализируемые массивы должны быть достаточно представительными, например, содержать не менее 70 совместных наблюдений биологических и физико-химических данных.

Если используемый индекс действительно является индикатором допустимых и недопустимых значений фактора, то точками (наблюдениями) должны быть заполнены области "a" и "d". Заметим, что область "c" при этом также может содержать точки, поскольку в этих наблюдениях низкое разнообразие (соответствующее экологическому неблагополучию) может быть вызвано не рассматриваемым фактором, а недопустимыми значениями других факторов, действовавших на биоту одновременно с анализируемым. Если рассматриваемый индекс действительно является индикатором для анализируемого фактора, область "b" обязана быть пустой; то при недопустимых его значениях разнообразие не должно быть высоким (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 минимизировать количество наблюдений в области "b".

Для формального проведения процедуры минимизации вводят критерий точности (Чесноков, 1982). Точность поиска границы благополучия для индикатора есть $T = \frac{n(a)}{n(a+b)} 100\%$,

где $n(a)$ и $n(a+b)$ – количества наблюдений в соответствующих областях. При определении границы ЭДУ для фактора критерий точности есть $T = \frac{n(d)}{n(b+d)} 100\%$, где $n(d)$ и $n(b+d)$ – ко-

личества наблюдений в соответствующих областях. Минимальное количество наблюдений $n(b)$ соответствует максимумам критериев точности T.

Для процедуры ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия вводят критерий полноты $P = \frac{n(d)}{n(c+d)} 100\%$, где $n(d)$ и $n(c+d)$ – количества на-

блюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Чем выше полнота, тем больше вклад фактора в экологическое неблагополучие в сравнении с другими факторами. Метод ЭДУ позволяет рассчитывать суммарную полноту, равную отношению количества наблюдений с неблагополучными значениями индекса и нарушением ЭДУ хотя бы по одному фактору к общему количеству наблюдений с неблагополучными значениями индекса во всём исследованном массиве. Суммарная полнота совокупности всех значимых для экологического неблагополучия факторов тем выше, чем полнее эта совокупность охватывает все причины

неблагополучия. Отличие суммарной полноты от 100% соответствует степени неполноты программ физико-химического мониторинга, отслеживающих причины экологического неблагополучия.

Ранее (Замолодчиков, 1993; Левич, 1994; Левич, Терёхин, 1997; Левич и др., 2004) роль метода ЦПК выполнял метод ЭДУ, согласно которому 1) граница благополучия для индикатора была задана экспертным образом и не составляла предмета поиска и 2) величину ЭДУ искали, максимизируя полноту при заданном нижнем пороге точности поиска границы для фактора.

Среди факторов, потенциально способных нарушить экологическое благополучие биоты, можно выделить три группы. К первой группе относят факторы, для которых ищут только верхнюю границу ЭДУ (например, концентрация ксенобиотиков). Вторая группа включает факторы, для которых ищут только нижнюю границу (например, концентрация кислорода). Для третьей группы факторов ищут обе границы (например, концентрации биогенных элементов, рН и т.д.).

Приведённые выше формулы для точности и полноты соответствуют случаю поиска верхней границы ЭДУ. При поиске нижней границы ЭДУ формулу критерия точности следует заменить на $T = \frac{n(c)}{n(a+c)} 100\%$, а полноты – соответственно на $\Pi = \frac{n(c)}{n(c+d)} 100\%$.

В том случае, если неблагополучие биоты связано как со слишком высокими, так и со слишком низкими значениями переменной, формулы для расчета точности и полноты таковы: $T = \frac{n(d+f)}{n(b+d+f+e)} 100\%$ и $\Pi = \frac{n(d+f)}{n(c+d+f)} 100\%$ (рис 2).

В нашем исследовании проведен одновременный поиск границы индикаторной характеристики и величины ЭДУ абиотического фактора посредством поиска максимума значения результирующей точности, равной квадратному корню из произведения точности для индикатора на точность для фактора. Например, в случае поиска границы индекса и верхней границы ЭДУ фактора результирующая точность будет равна $T_p = \sqrt{\frac{n(a)}{n(a+b)} \times \frac{n(d)}{n(b+d)}} 100\%$.

После завершения процедуры поиска границы благополучия для индикатора и значения ЭДУ все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы можно разделить на значимые (истинные причины экологического неблагополучия) и

незначимые факторы. Значимые факторы – те, для которых в пределах представленного в исходных данных диапазона значений найдена величина ЭДУ, удовлетворяющая выбранным порогам точности (например, не менее 75%) и представительности, то есть количество "точек" в классах благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых наблюдений для этих факторов не слишком мало (например, не менее 10% от общего числа наблюдений). Незначимые факторы – это те, для которых точность отыскания границы благополучия и ЭДУ или представительность оказались менее выбранных порогов, в частности те, для которых точность отыскания ЭДУ оказалась равной нулю, то есть в анализируемой предыстории водного объекта все значения факторов соответствовали благополучным оценкам состояния. Для незначимых факторов некоторым более жестким, нежели ЭДУ, ориентиром допустимых значений могут служить экологически безопасные границы (ЭБГ) фактора, равные максимальным (или минимальным – при поиске нижней допустимой границы) значениям фактора в анализируемом массиве, поскольку искомые ЭДУ лежат заведомо вне ЭБГ.

Если при совместном поиске границы благополучия для некоторого индекса и ЭДУ для некоторого фактора они найдены, то это значит, что данный индекс может быть индикатором для данного фактора. Критерием для выбора наиболее пригодных индексов может быть следующее условие: для заданного набора данных наиболее пригоден индекс, который оказался индикатором для наибольшего набора факторов.

Расчет параметров и статистическую обработку данных осуществляли с помощью табличного процессора и статистического пакета. Для поиска ЭДУ абиотических факторов использованы специально созданные программы.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Снижение влияния погрешностей, возникающих при подсчете численностей клеток фитопланктона. Погрешности в подсчете численностей клеток особенно велики для малочисленных видов: если для обильных видов погрешности составляют 10-20%, то для редких видов они могут достигать 100 и более процентов (Федоров, 1979). Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики (Максимов, 2004) показывает, что виды, представленные в пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью ранговых распределений. Поэтому 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%. В результате для дальнейшего анализа сохранено 959 наблюдений.

Исследование адекватности модели. Адекватность исследуемых моделей оценивали при помощи коэффициента детерминации:

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

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

Несколько более высокий коэффициент детерминации характерен для параметра z экспоненциальной модели: доля случаев, где $R_z^2 - R_p^2 > 0$, составила 54%. Заметим, что отличие в степени адекватности гиперболической и экспоненциальной моделей явно незначительно. Более того, если оценку адекватности проводить с учетом ошибок в определении численностей видов, которые в среднем составляют 20% (Федоров, 1979), то предсказания обеих моделей попадают в коридор ошибок, т.е. являются одинаково и полностью адекватными (Забурдаева, Левич, 2007). Модель В.Н.Максимова (Максимов, 2004) также приемлемо описывает имеющиеся данные с учетом погрешностей в подсчете численностей. Аналогичный вывод сделан и для двухпараметрической дзета-модели ранговых распределений (Левич, 1980; Булгаков и др., 2005). Поэтому мы считаем, что степень адекватности не может служить основанием при выборе модели для анализируемого нами массива данных.

Исключение зависимости выравнинности распределений от видового богатства. В интервале числа сохраненных в пробе видов от 2 до 8 наблюдается наиболее сильная зависимость параметров ранговых распределений от числа видов (другими словами, зависимость выравнинности видового разнообразия от видового богатства) (рис. 3). Исключить указанную зависимость можно, сохранив в анализируемом массиве только пробы с числом видов, например, не менее четырёх, отбросив пятый и все последующие виды. Однако структура данных по фитопланктону Дона такова, что около 50% имеющихся наблюдений содержит пробы с одним, двумя или тремя видами, и их исключение привело бы к резкому сокращению доступных анализу наблюдений. Чтобы сохранить достаточное количество наблюдений, можно рассматривать в каждой пробе один или два доминирующих вида (без ущерба для оп-

ределения параметров распределения; см. рис. 3). Отметим, что численности n_1 и n_2 этих видов определены с наименьшими относительными ошибками. Параметры ранговых распределений в этом случае могут быть рассчитаны без статистического оценивания по простым формулам: $z_2 = n_2/n_1$ и $\beta_2 = \log_2 n_1/n_2$. На рис. 4 приведено распределение значений параметра z_2 для фитопланктона бассейна реки Дон.

Обозначим символом z_4 нелинейный параметр рангового распределения, рассчитанный по первым четырем видам тех проб, число видов в которых не менее четырёх (рис. 4). Параметр z_4 должен быть менее чувствителен, чем параметр z_2 , к погрешностям в подсчете численностей (это подтверждено анализом 50 параллельных проб (табл. 1)). В то же время применение параметра z_4 , как было сказано выше, ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа (в исследованном массиве 879 наблюдений содержат не менее двух видов и только 487 – не менее четырёх).

Коэффициенты корреляции между параметром z , рассчитанным нелинейным оцениванием по полному набору видов-индикаторов, и параметрами z_2 и z_4 соответственно равны 0.90 и 0.99.

Использование индекса доминирования $d_1 = 1 - n_1/n$ позволяет сохранить для анализа наибольшее количество наблюдений, так как для его расчета достаточно знать обилие лишь одного вида (рис. 4).

Индекс доминирования $d_2 = 1 - \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right)$ учитывает численности первых двух доминирующих видов (рис. 4).

Анализ вклада факторов, не влияющих на степень экологического благополучия. Задача биоиндикации – соотнести различия в значениях индекса с влиянием антропогенных воздействий на фитопланктон. Однако, как указывалось выше, эти различия могут быть вызваны и иными причинами.

Для оценки изменчивости показателей z_2 , z_4 , d_1 и d_2 , обусловленной погрешностями в подсчете численностей клеток фитопланктона, проведен анализ дисперсий параметров в 50 параллельных пробах залива Чупа Белого моря (табл. 1). Соотношение дисперсий параметра

z_2 и индексов доминирования бассейна реки Дон и параллельных проб залива Чупа превышает табличное значение критерия Фишера ($F = 1.4$) при достаточно высоком уровне значимости ($p = 0.05$). Т.е. разброс в значениях речных индексов, по-видимому, не должен быть отнесен только на счет погрешностей в обработке проб.

Следующий этап методического исследования – попытка выяснить, как на показатели разнообразия влияют характеристики, не имеющие отношения к факторам, нарушающим экологическое благополучие: сезон наблюдений, принадлежность пробы к тому или иному типу водного объекта (водотоку или водоему), географическое расположение места отбора пробы.

В период "цветения", увеличивается степень преобладания доминирующих видов фитопланктона, что объясняет статистически достоверные более низкие средние значения показателей $z_2 = 0.46$, $z_4 = 0.55$, $d_1 = 0.53$ и $d_2 = 0.19$ в весенний период, по сравнению с другими сезонами (средние значения параметров z_2 , z_4 , d_1 и d_2 осенью составили соответственно – 0.55, 0.62, 0.60, 0.24, летом – 0.53, 0.64, 0.63, 0.25). Различия показателей между летним и осенним сезонами оказались статистически недостоверными. Средние значения индекса d_1 в различных типах водных объектов также достоверно отличаются, причем в водоёмах оно ниже (0.53), чем в водотоках (0.60). Соотношение дисперсий индексов во всех перечисленных группах превышает табличные значения критерия Фишера при достаточно высоких уровнях значимости ($p \leq 0.05$). Обнаружено, что не существует достоверных различий исследуемых индексов в сравниваемых подбассейнах – Доне и его притоке Северском Донце.

Чтобы исключить зависимость биотических показателей от характеристик, не влияющих на степень экологического благополучия, поиск границ между нормальными и нарушенными состояниями сообществ проведён отдельно в каждой из выделенных (по сезону, типу водного объекта, региону исследований) групп наблюдений.

Граница между значениями индикаторной характеристики, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Поиск границы индикации благополучия (и величины ЭДУ) осуществляли отдельно в группе "весна" и отдельно в группе "лето - осень". При поиске границы для индекса d_1 наблюдения, относящиеся к типу водного объекта "водоем" не учитывали в анализе, так как их количество в этой группе оказалось недостаточным для достоверности процедуры поиска.

Результаты градуировки индикаторов по всем значимым факторам позволили установить единую границу благополучия для каждого из используемых индексов, поскольку соответствующие разбросы значений границ оказались невелики (табл. 2). Для этого в каждой группе наблюдений полученные границы по всем абиотическим факторам были усреднены. Отметим, что показатели z_2 и d_2 менее пригодны в качестве единых индикаторов благополучия в весенний сезон, так как разброс значений полученных границ благополучия сравнительно высок среди анализируемых абиотических факторов.

Для каждого отдельного наблюдения оценка состояния состоит в сравнении индекса разнообразия, рассчитанного для этого наблюдения, с положением границ, приведённых в таблице 2.

Поиск экологически допустимых уровней абиотических факторов. В результате процедуры нормирования из 35 факторов, включенных в анализ, для 30 значимых факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия, были получены величины ЭДУ. Количество значимых факторов для индикаторов d_1 , d_2 и z_2 , примерно одинаково (табл. 2). Как было сказано выше, использование параметра z_4 ограничивает нас в количестве доступных для анализа наблюдений, поэтому для него количество значимых факторов значительно меньше, чем для других показателей разнообразия.

Результаты поиска ЭДУ представлены в табл. 3, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жёсткие значения ЭДУ из всех полученных по использованным нами индексам в выделенных дисперсионным анализом группах. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденных значений ЭДУ. Наибольшая жёсткость для верхних границ ЭДУ подразумевает наименьшее из всех значение, для нижних – наибольшее.

Результаты расчётов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических показателей между значениями ЭДУ, вычисленными для разных индикаторных характеристик, не существует существенных различий. Так, например, ЭДУ для летучих фенолов, рассчитанные по индексам z_2 , z_4 , d_1 и d_2 в группе "лето - осень" составили соответственно 0.005, 0.005, 0.008 и 0.006; для СПАВ соответственно – 0.11, 0.10, 0.11, 0.11; для меди – 0.021, 0.018, 0.021, 0.018. Достаточно близкими оказались верхние и нижние ЭДУ для биогенных веществ, рассчитанные по индексам z_2 , d_1 и d_2 (для z_4 перечисленные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ЭДУ составили соответственно 2.14,

2.44, 2.28; нижние – 0.09, 0.06, 0.06, для нитритного азота верхние ЭДУ составили соответственно 0.34, 0.34, 0.35; нижние – 0.01, 0.02, 0.01.

В целях ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия были посчитаны значения критерия полноты для каждого фактора и каждого из четырех используемых индексов. Результаты анализа значений полнот (табл. 3) показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагополучия во всех группах исследования вносит концентрация кислорода независимо от используемого индекса. На втором месте в летний и осенний сезоны оказалась прозрачность воды, в весенний сезон – водородный показатель. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят такие органические загрязнители, как нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

ОБСУЖДЕНИЕ

О биоиндикаторах. В приложении к массовым данным мониторинга индекс d_1 имеет преимущество перед многими другими индексами разнообразия, поскольку эти данные часто содержат наблюдения, в которых, кроме численности всего сообщества, приведена численность только одного доминирующего вида (в данных о фитопланктоне Дона имеется 80 таких проб). В пользу применения индекса d_1 говорит и тот факт, что коэффициент вариации индекса d_1 в параллельных пробах фитопланктона ниже, чем у параметров z_2 и z_4 , что свидетельствует о меньшей чувствительности индекса к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона (табл. 1). Кроме того, расчет индекса d_1 не требует сложных вычислительных процедур, что является немаловажным фактором при анализе данных. Следующим по пригодности использования в целях биоиндикации может быть индекс d_2 . Для его расчета нужно знать численности не одного, а двух доминирующих видов, что лишает нас одновидовых проб. Данный индекс также не требует сложных вычислительных процедур, а его коэффициент вариации в параллельных пробах фитопланктона относительно невысок (табл. 1). Применение параметра z_2 вызывает сомнение в связи с его высокой чувствительностью к погрешностям в подсчете численностей клеток фитопланктона. Параметр z_4 в нашем случае также не слишком пригоден для биоиндикации, так как ограничивает количество доступных наблюдений (в данных о фитопланктоне Дона всего 487 из 959 наблюдений со-

держат четыре и более видов). По этой причине количество значимых факторов, для которых получены ЭДУ по индексу z_4 , оказалось значительно меньше, чем для других индексов. Анализ параллельных проб показал, что индекс z_4 , как и индекс z_2 , более чем индексы доминирования чувствителен к погрешностям в подсчете клеток фитопланктона. Добавим, что расчет z_4 требует применения сложного алгоритма нелинейного оценивания.

Об ЭДУ. В целом для большинства анализируемых факторов величины ЭДУ получились мягче, чем нормативы ПДК. Так, например, для концентраций аммонийного азота, нитритов, летучих фенолов, формальдегидов, нефтепродуктов, цинка, меди, общего железа, сульфатов, магния, значений рН, БПК₅ нормативы ЭДУ выше чем ПДК, что может свидетельствовать о постепенной адаптации фитопланктонного сообщества в бассейне Дона к данным факторам. Для концентрации шестивалентного хрома ЭДУ оказался более жестким. Для концентраций хлоридов, пестицидов, кальция значения ЭДУ и ПДК достаточно близки (табл. 3).

Как было отмечено выше, показатели разнообразия реагируют на краткосрочные нарушающие воздействия. Для регистрации пролонгированных воздействий можно использовать данные, усреднённые по длительным промежуткам времени. В качестве биоиндикатора длительных воздействий были применены показатели сапробности фитопланктона и зообентоса водных объектов бассейна Дона (Левич, Терёхин, 1997). Полученные по сапробностям значения ЭДУ воспроизведены в таблице 3. Отметим, что из 16 приведённых значений ЭДУ 14 оказались более жёсткими, чем рассчитанные по показателям разнообразия, что вполне соответствует представлениям о большем повреждающем влиянии длительных нарушений.

Сравнение величин ЭДУ, полученных в группе "лето-осень", с ЭДУ, полученными в группе "весна", показывает, что для некоторых факторов (концентрации нефтепродуктов, хлоридов, нитритов, кислорода) значения ЭДУ в весенний сезон оказываются более жесткими, соответственно – 0.31, 282, 0.18, 6.58, чем в осенний и летний сезоны – 0.85, 348, 0.34, 5.24 (табл. 3). Возможно, это связано с более высокой чувствительностью фитопланктона к внешним воздействиям именно в весенний период. Для таких показателей, как рН и концентрация СПАВ, значения ЭДУ оказались достаточно близкими в сравниваемых группах. Для БПК₅ и концентрации летучих фенолов значения ЭДУ в весенний сезон выше, чем в осенний и летний сезоны (табл. 3).

Анализ суммарной полноты показал, что почти все случаи неблагополучного состояния фитопланктона, оцененные по показателям разнообразия, сопряжены с превышением значений ЭДУ абиотических переменных, участвующих в анализе. Так, суммарная полнота в группе "лето-осень" для показателей d_1 , d_2 , z_2 и z_4 соответственно составила 93, 94, 95 и 97%.

Дополнительные градации качества вод. В задачах прикладной экологии может оказаться недостаточно двух градаций состояния экосистем – благополучия и неблагополучия. Класс благополучных состояний можно разделить на два подкласса, например, вполне благополучные и умеренно благополучные состояния, а класс неблагополучных – на подклассы умеренно неблагополучных и очень неблагополучных состояний. В качестве границ этих подклассов можно предложить (при отсутствии менее формального подхода) медианы распределений значений индикаторной характеристики в каждом из исходных классов (рис. 5).

ЭДУ абиотических факторов для водных объектов, относящихся к различным категориям использования. Рассмотрим в качестве примера три возможные категории использования водных объектов:

- 1) заповедные объекты и зоны рекреации;
- 2) объекты хозяйственного назначения (питьевого, аграрного, рыбоводного и др.);
- 3) техногенные объекты (используемые только для промышленных целей, не требующих высокого качества вод).

Пороги абиотических факторов, найденные выше методом ЦПК, разграничивают допустимые и недопустимые значения фактора для водных объектов хозяйственного назначения. Аналогичную границу для объектов первой категории следует отыскивать методом ЦПК, зафиксировав границу между вполне благополучными и умеренно благополучными состояниями, а для объектов третьей категории использования – между умеренно неблагополучными и очень неблагополучными (рис. 5). Аналогичный подход можно применить при установлении ЭДУ для водных объектов комплексного назначения при различных требованиях к качеству воды (например, питьевая вода, вода для производственно-технических целей, для коммунального использования, для сельскохозяйственных целей).

Заметим, что как введение дополнительных градаций качества вод, так и введение более жёстких или более мягких ЭДУ подразумевает выполнение для вновь образованных

классов наблюдений требования достаточного (например, не менее 10% от общего числа) количества наблюдений в этих классах.

Об экологическом нормировании. Возможности метода ЦПК шире, чем продемонстрированная выше технология диагностики причин экологического неблагополучия – выявления ответственных за неблагополучие факторов и их ранжирования по степени вклада в неблагополучие. Метод ЦПК позволяет устанавливать нормативы качества вод и (в соответствии с современными требованиями и руководящими принципами нормативно-правовых документов, регулирующих использование, охрану и восстановление природных ресурсов) целевые показатели качества вод. Целевые показатели учитывают цель поддержания и, в случае необходимости, улучшения существующего качества воды; направлены на сокращение средних нагрузок загрязнения до определенного уровня в пределах определенного периода времени; учитывают конкретные требования в отношении качества среды, в отношении чувствительных и особо охраняемых территорий; их устанавливают для проверки в среднесрочного и долгосрочного достижения степени поддержания и улучшения качества среды. В качестве целевых показателей качества среды могут быть приняты величины ЭДУ, а границу благополучия биоиндикатора следует считать целевым показателем качества экологического состояния живых организмов.

Определяемые границы ЭДУ могут представлять альтернативу нормативам предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ, применение которых для оценки состояния природных объектов экологически не обоснована (Абакумов, Сущенко 1991; Левич и др., 2004). Чтобы избавиться от недостатков, свойственных нормативам ПДК, эксперименты по нормированию необходимо проводить не на отдельных организмах, а на популяциях, реально населяющих природные экосистемы; не с изолированными химическими веществами, а с полным комплексом действующих на экосистему факторов в условиях конкретного региона и с учетом всех его фоновых и других местных характеристик. Единственный тип эксперимента, удовлетворяющий названным условиям, — это "пассивный" эксперимент, который человечество проводит в течение длительного времени в местах своего проживания и хозяйственной деятельности в реальных условиях земной биосферы. Другими словами, экологические нормативы необходимо определять непосредственно по данным экологического мониторинга.

Согласно биотической концепции контроля природной среды (Левич, 1994), оценки экологического состояния на шкале "благополучие-неблагополучие" следует проводить по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов. В этом случае абиотические факторы выступают потенциальными причинами экологического неблагополучия, а не непосредственными его симптомами.

Альтернативой нормативам ПДК может быть установление экологически допустимых уровней абиотических факторов. Метод ЭДУ был использован для нормирования физико-химических факторов в бассейне Нижнего Дона (Булгаков и др., 1995; Левич и др., 1996; Левич, Терехин, 1997; Maximov et al., 1999). Предложенные методы нормирования применимы не только к химическим веществам, но и к любым абиотическим факторам, воздействующим на природные сообщества, например, к температуре, скорости ветра, уровням воды, интенсивности водопотребления, радиоактивным загрязнениям и т.п. (Левич и др., 1996; Левич, Терехин, 1997). ЭДУ учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе комплексы потенциально вредных воздействий; многочисленные косвенные эффекты воздействия, совокупное действие которых может быть более сильным, нежели эффект прямых влияний. ЭДУ носят не общероссийский, а региональный характер, т.е. зависят от фонового загрязнения окружающей среды и, возможно, от климатических, хозяйственных и других специфических характеристик природного объекта. Предложенные методы дают возможность уточнять показатели ЭДУ по мере накопления новых экологических данных о природном объекте.

При наличии необходимых данных возможно нормирование текущих значений нарушающих воздействий (пример чего демонстрирует настоящая работа), их экстремальных значений в заданные периоды, их средних значений за различные периоды усреднения (Левич, Терехин, 1997).

Следует отметить, что предлагаемый подход может быть применен только в том случае, когда накоплен достаточный объем экологических данных, включающих как биотические, так и потенциально опасные для биоты абиотические характеристики. Если нет биологических данных, то невозможна оценка состояния водных объектов на шкале «норма – нарушение». Если отсутствуют данные о подлежащих нормированию факторах среды, то метод ЦПК также бессилён. Таким образом, при отсутствии достаточно полных данных экологиче-

ского мониторинга методики, основанные на концепции ПДК, при всей их неэффективности остаются достаточно безальтернативными.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы глубоко признательны своим коллегам: Владимиру Анатольевичу Абакумову – одному из авторов информационной системы "Экология пресных вод России и сопредельных стран", данные из которой использованы в проведённой работе, и Алексею Сергеевичу Титову – за разработку программного обеспечения для расчетов индексов и поиска ЭДУ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов В.А., Суценья Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. междунар. симпоз. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
2. *Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н. и др.* Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Изв. РАН. Сер. биол. 2005. № 5. С. 1–7.
3. *Булгаков Н.Г., Дубинина В.Г., Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод поиска сопряженностей между гидробиологическими показателями и абиотическими факторами среды на примере уловов и урожайности промысловых рыб // Изв. РАН. Сер. биол. 1995. № 2. С. 218–225.
4. *Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н. и др.* Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Изв. Самарского науч. центра РАН. Вып. 4. 2005. С. 84–91.
5. *Забурдаева Е.А., Левич А.П.* Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Изв. Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9. № 1. С. 195–211.

6. *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.
7. *Кольцова Т.И., Конопля Л.А., Максимов В.Н., Федоров В.Д.* К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб // Гидробиол. журн. 1971. Т. 4. № 3. С. 109–116.
8. *Левич А.П.* Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1978. Т.1. С. 164–82.
9. *Левич А.П.* Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 181 с.
10. *Левич А.П.* Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. 1994. № 2. С. 280–282.
11. *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.
12. *Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Вод. ресурсы. 1997. № 3. С. 328–335.
13. *Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г. и др.* Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестн. МГУ. Сер. биол. 1996. № 3. С. 18–25.
14. *Максимов В.Н.* О ранговых распределениях в экологии сообществ с точки зрения статистики // Изв. РАН. Сер. биол. 2004. № 3. С. 352–361.
15. *Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Джабруева Л.В.* Ранговые распределения размерно-морфологических групп микроводорослей в перифитоне и их связь с уровнем загрязнения водоема // Изв. РАН. Сер. биол. 1997. № 6. С. 697–704.
16. *Максимов В.Н., Джабруева Л.В., Булгаков Н.Г., Терехин А.Т.* Концепция выявления стрессовых состояний водных экосистем методом ранговых распределений и экологически допустимые уровни загрязняющих веществ для водоемов р. Элиста // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 1. С. 79–85.
17. *Мэгарран Э.* Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.
18. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. *Абакумова В.А.* СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.

19. *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.
20. *Федоров В.Д.* О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: Изд-во МГУ, 1979. 165 с.
21. Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).
22. *Чесноков С.В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
23. *Шутиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
24. *Bazzaz F.A.* Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois // *Ecology*. 1975. V. 56. P. 485–488.
25. *Berger W.H., Parker F.L.* Diversity of planktonic Euvraminifera in deepsea sediments // *Science*. 1970. V. 168. № 3937. P. 1345–1347.
26. *Inagaki H., Lenoir A.* Une etude d'ecologie evolutive: application de la loi de Motomura aux fourmis // *Bul. Ecol.* 1974. V. 5. № 3. P. 207–219.
27. *Lecordier C., Lavelle P.* Application du modele de Motomura aux peuplements de vers de terre: signification et limites // *Rev. Ecol. Et Biol. Sol.* 1982. V. 19. № 2. P. 177–191.
28. *Maximov V.N., Bulgakov N.G., Levich A.P.* Quantitative methods of ecological control: diagnostics, standardization, and prediction // *Environmental indices: Systems analysis approach*. London: EOLSS Publ., 1999. P. 363–381.
29. *Motomura I.* Statistical treatment of association // *Japan J. Zool.* 1932. V. 44. P. 379–383.

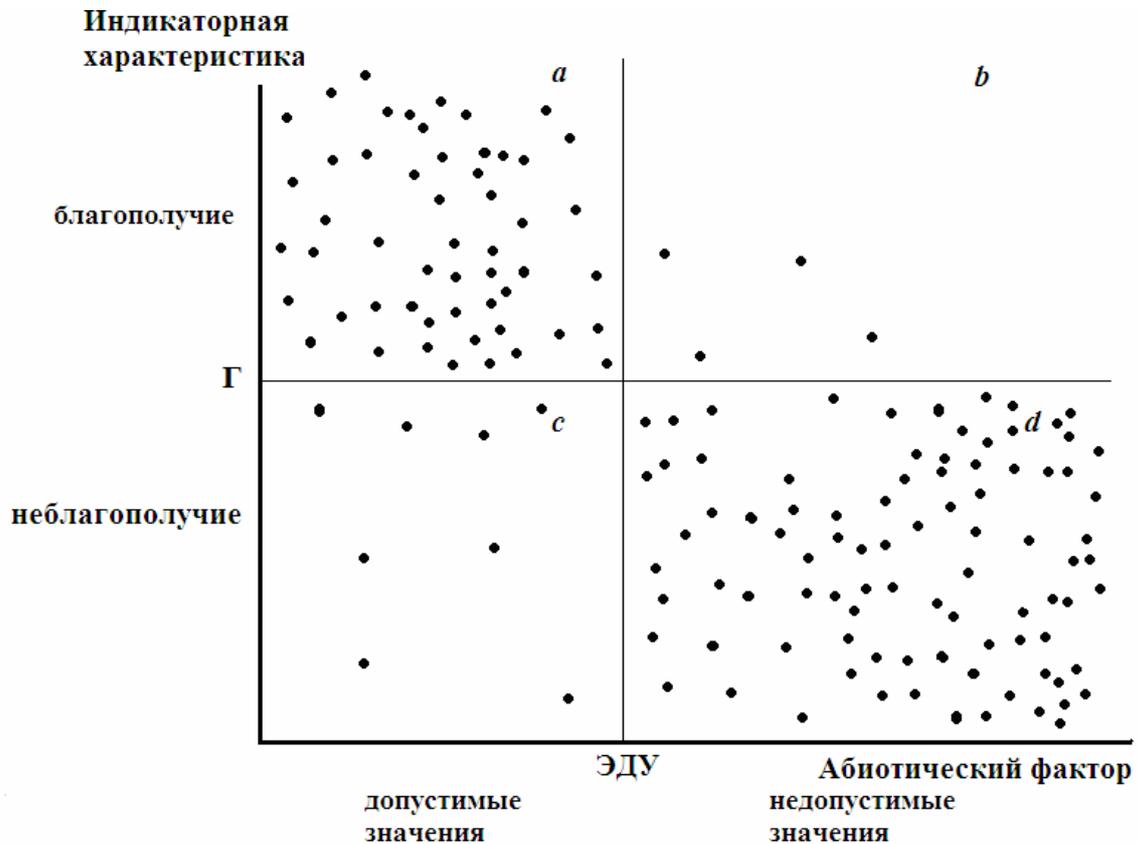


Рис. 1. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Γ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней границы ЭДУ абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДУ; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ; область *c* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДУ; область *d* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ.

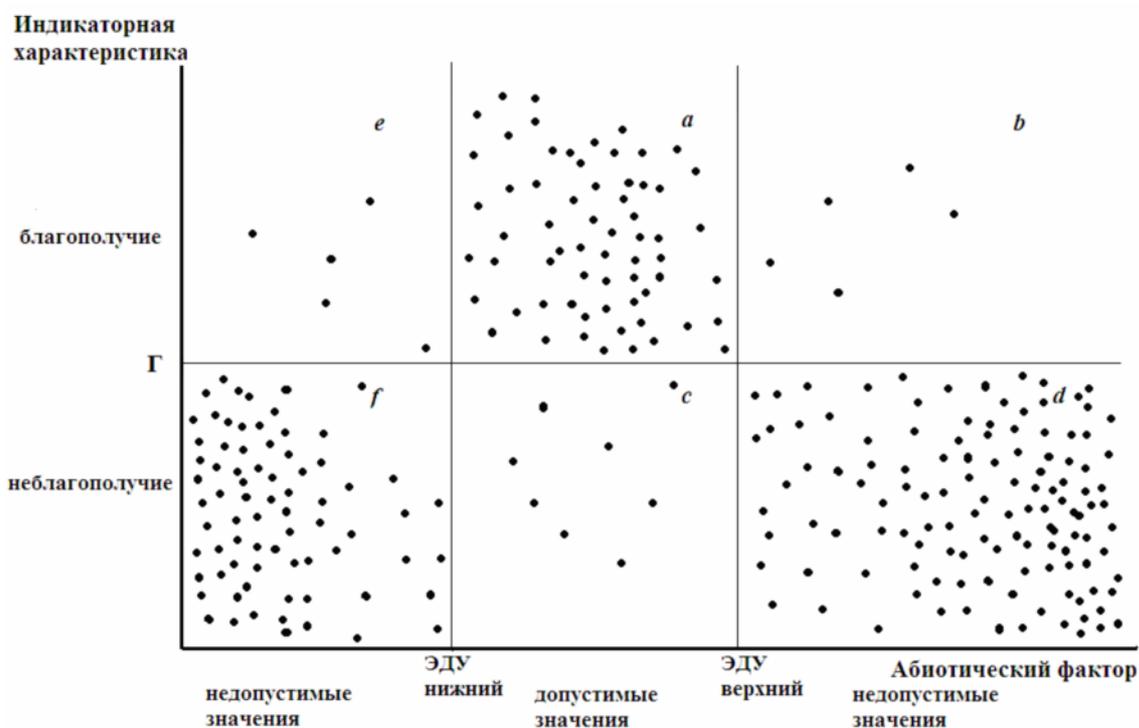


Рис. 2. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Г) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, а также верхней и нижней границ ЭДУ абиотического фактора. Область *a* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДУ; область *b* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ; область *c* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при соблюдении ЭДУ; область *d* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ; область *e* – благополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ; область *f* – неблагополучные наблюдения по индикаторной характеристике при несоблюдении ЭДУ.

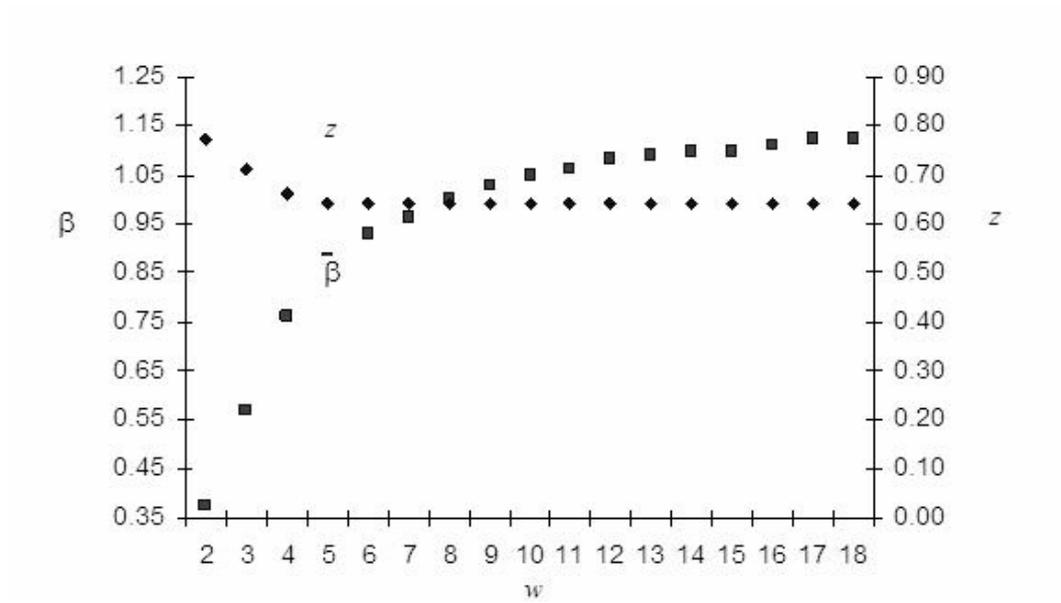


Рис. 3. Зависимости параметров гиперболического (β) и экспоненциального (z) ранговых распределений от количества w сохранных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида в одной из типичных проб.

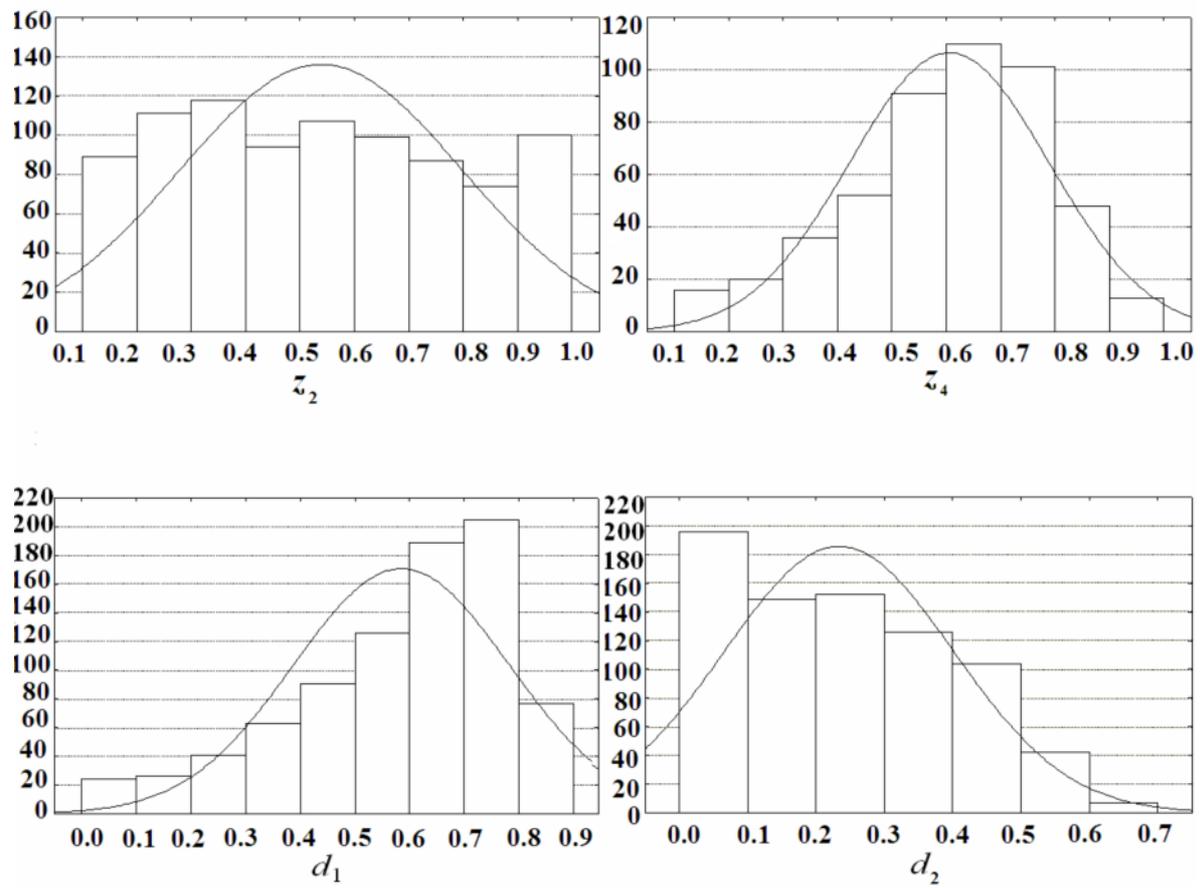


Рисунок 4. Гистограммы распределения значений индексов z_2, z_4, d_1, d_2 .

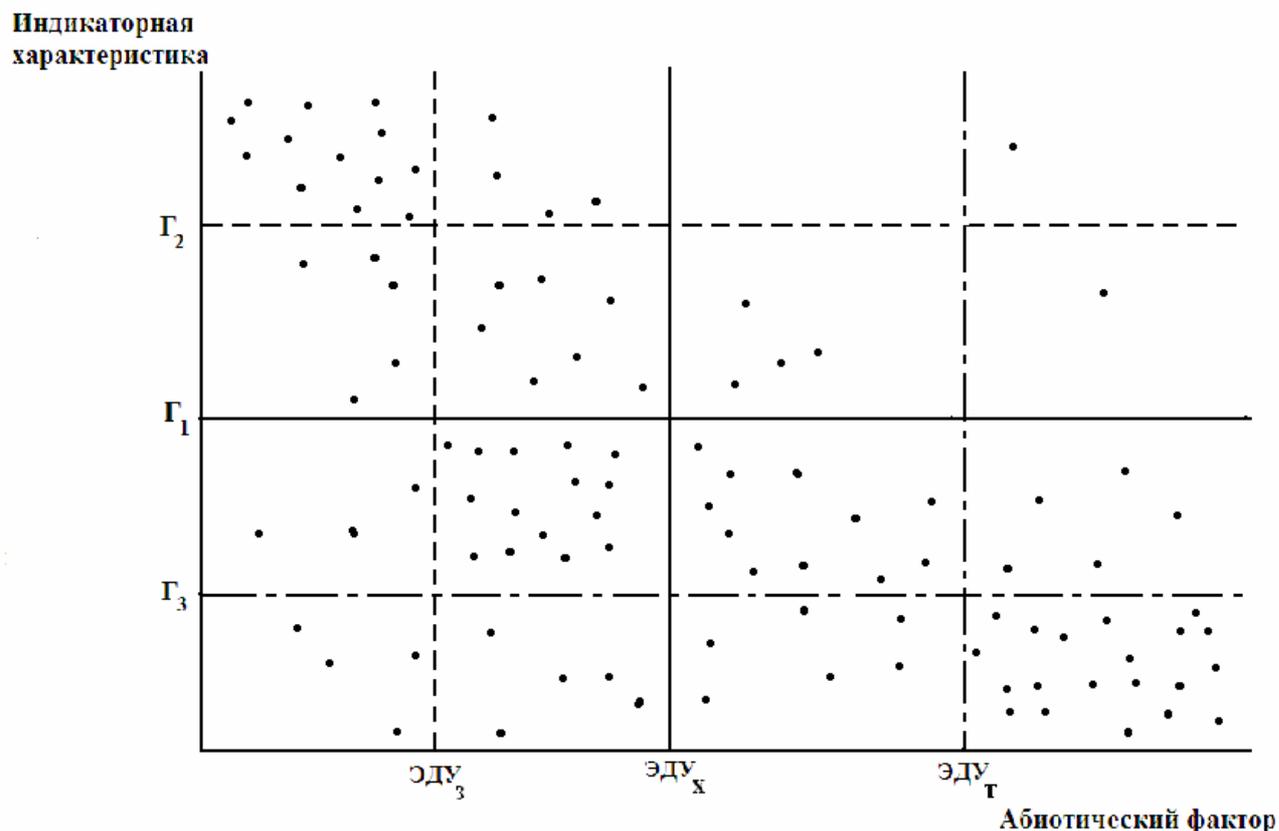


Рис. 5. Дополнительные градации качества вод и ЭДУ факторов для водных объектов различных категорий использования.

Обозначения: Γ_1 – граница индикатора, разделяющая благополучные и неблагоприятные состояния; Γ_2 – граница индикатора, разделяющая вполне благополучные и умеренно благополучные состояния (медиана распределения благополучных состояний); Γ_3 – граница индикатора, разделяющая умеренно неблагоприятные и очень неблагоприятные состояния (медиана распределения неблагоприятных состояний); ЭДУ_Х – ЭДУ фактора для водных объектов хозяйственного назначения; ЭДУ_З – ЭДУ фактора для заповедных и рекреационных водных объектов; ЭДУ_Т – ЭДУ фактора для техногенных водных объектов.

Таблица 1. Количество наблюдений N , среднее значение \bar{n} , стандартное отклонение σ , коэффициент вариации ε распределений индексов разнообразия параллельных проб фитопланктона (залив Чупа Белого моря) и массива наблюдений в реке Дон

Водный объект	z_2			
	N	\bar{n}	σ	ε
залив Чупа	50	0.31	0.15	0.48
река Дон	879	0.52	0.27	0.52
z_4				
залив Чупа	50	0.36	0.13	0.37
река Дон	487	0.61	0.18	0.29
d_1				
залив Чупа	50	0.49	0.08	0.16
река Дон	959	0.59	0.20	0.34
d_2				
залив Чупа	50	0.34	0.05	0.14
река Дон	879	0.23	0.16	0.70

Таблица 2. Среднее значение \bar{n} , стандартное отклонение σ и коэффициент вариации ε распределений границ благополучия для индексов разнообразия фитопланктона реки Дон. Границы получены для N разных абиотических факторов в различные сезоны наблюдения

Индекс	z_4	z_2		d_1		d_2	
	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень
N	17	7	23	8	25	8	21
\bar{n}	0.78	0.70	0.79	0.69	0.78	0.32	0.43
σ	0.03	0.07	0.04	0.05	0.02	0.03	0.03
ε	0.04	0.10	0.05	0.07	0.03	0.10	0.07

Таблица 3. Экологически допустимые уровни (ЭДУ) значимых абиотических факторов, установленные по показателям разнообразия фитопланктона бассейна реки Дон. Без скобок приведены значения верхней, в скобках – нижней границы ЭДУ, аналогично – соответствующие точности и полноты. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в метрах, остальные абиотические переменные – в мг/л

Физико-химический показатель	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК	ЭДУ по са-пробности
	ЭДУ	Точность, полнота, %	ЭДУ	Точность, полнота, %		
Прозрачность	(14)	84, 68			-	
Удельная электропроводность	0.0017	84, 22			-	
БПК ₅	4.19	96, 31	5.24	82, 33	3	5.51
Смолы и асфальтены	0	84, 26			-	
Фенолы летучие	0.005	93, 23	0.017	100, 18	0.001	0.00
СПАВ	0.10	84, 22	0.11	77, 17	-	0.02
Формальдегид	0.12	94, 19			0.1	
Нефтепродукты	0.85	79, 14	0.31	80, 30	0.05	0.17
Альфа-гексохлоран	0	83, 27			0	
Гама-гексохлоран	0	89, 18			0	
Хром шестивалентный	0.004	80, 29			0.02	
Цинк	0.016	86, 36			0.01	0.002
Медь	0.018	87, 23			0.001	0.017
Железо общее	0.28	78, 22			0.1	0.20
Сульфаты	408	89, 25			100	195
Хлориды	348	94, 27	282	80, 23	300	575
Гидрокарбонатный анион	336 (162.9)	87, 39			-	135
Общая жесткость	11.1 (6.48)	81, 45 (94, 31)			-	
Магний	61.80 (30.20)	89, 57			40	
Марганец общий	0.07 (0.0015)	84, 64			-	
Кальций	168 (52.1)	75, 34			180	43.5
Кремний	17.4 (2.8)	85, 24			-	
Фосфор минеральный	0.34 (0.08)	80, 26			-	0.07
Аммоний	2.14 (0.09)	82, 24	2.82 (0.22)	86, 31 (86, 29)	0.5	0.30
Нитраты	3.71 (0.09)	84, 24			40	
Нитриты	0.34 (0.02)	81, 25	0.18 (0.01)	84, 26	0.08	0.21
NaK	353 (35)	81, 32			-	
Сумма ионов	1660 (712.5)	77, 34 (89, 29)			-	
pH	7.97 (7.6)	88, 30	7.9 (7.55)	94, 34	6.5 (8.5)	7.69
Кислород	(5.24)	81, 80	(6.58)	83, 84	6	(8.21)