

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

УДК 574.633+581.526.325.2

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДАННЫХ БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПО ФИТОПЛАНКТОНУ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОД В БАССЕЙНЕ ВОЛГИ

© 2007 Е.А. Забурдаева, А.П. Левич

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, г. Москва

Исследована возможность использования для целей биоиндикации количественных характеристик видового разнообразия фитопланктона, полученных по данным государственного экологического мониторинга пресных вод России. Использованы ретроспективные материалы по бассейну Волги. Проведен анализ влияния на характеристики разнообразия: 1) погрешностей в подсчете численностей клеток фитопланктона; 2) метода оценки параметров ранговых распределений; 3) степени адекватности формальной модели распределения; 4) зависимости между характеристикой выравненности разнообразия и видовым богатством; 5) сезона отбора проб; 6) принадлежности проб к тому или иному подбассейну или типу водного объекта; 7) прозрачности и температуры воды. Предложены характеристики разнообразия, адекватные имеющимся данным мониторинга. Произведена оценка границы между благополучными и неблагополучными значениями этих характеристик. Сформулированы рекомендации по применению характеристик разнообразия фитопланктона Волги для целей биоиндикации качества вод.

Задача биоиндикации экологического состояния природных объектов сводится к обоснованию расчетов по биологическим показателям критерия состояния на шкале «норма-нарушение» («благополучие-неблагополучие»). Предлагаемая читателю работа ориентирована на методические вопросы, касающиеся возможности использования для целей биоиндикации количественных характеристик видового разнообразия фитопланктона, полученных по многолетним данным экологического государственного мониторинга пресных вод России.

В этой системе в качестве инструмента биоиндикации принят классификатор Роскомгидромета [14], согласно которому оценка состояния по фитопланктону проводится с помощью индекса сапробности по Пантле и Буку в модификации Сладечека [24, 25]. При всей успешности такого подхода постоянно возникают разнотечения относительно степени сапробности того или иного организма. Так, над расширением и уточнением списков видов-индикаторов, предложенных Р. Колквитцем и М. Марссоном, позднее работали многие исследователи. Далеко не все попытки расширения списков сапробности были одинаково удачными, некоторые из них вносили путаницу в систему биоиндикации [17]. Не всегда

полученные по индексам сапробности оценки состояния экосистемы соответствуют реальной картине загрязнения водоема. Например, анализ многолетних рядов структурно-функциональных характеристик составляющих биоты Красноярского водохранилища в пространственном аспекте, с учетом степени антропогенного загрязнения вод, позволил выявить слабые стороны в информативности таких дескрипторов качества воды, как индекс сапробности, олигохетный и биотический индексы (www.lan.krasu.ru/rec/science). Но основная претензия к индексам сапробности состоит в том, что они по своему определению регистрируют лишь органические загрязнения вод и только косвенно могут указывать на загрязнения другой природы.

Один из альтернативных подходов к биоиндикации использует идеи о связи биологического разнообразия с качеством среды обитания живых организмов и об измерении разнообразия с помощью параметров распределений численности или биомассы организмов в сообществах [2, 3, 6, 12].

Обнаружено [6], что в нормальном (ненарушенном, фоновом и т.п.) состоянии сообщества параметр рангового распределения заключен во вполне определенном диапазоне значений. Пара-

метр распределения специчен для типа сообщества (например, для сообществ фитопланктона, зоопланктона или перифитона), для конкретной экосистемы, для сложившегося комплекса условий среды, к которым адаптировано сообщество. В той степени, в какой справедлив указанный закон, отклонения от него могут служить мерой нарушенности состояний сообщества. Другими словами, предлагается «градусник» для экосистем, где роль температуры играет параметр рангового распределения.

Укоренившаяся в экологии практика индикации состояния экосистем по индексам их разнообразия оправдана тем, что все индексы разнообразия однозначно связаны с параметрами ранговых распределений [6], а сами параметры могут быть интерпретированы как первичные индексы экологического разнообразия.

Следует уточнить, что отклонения ранговых распределений от нормы регистрируют стрессовые воздействия на сообщества. При длительном сохранении нарушающего воздействия может произойти существенная перестройка структуры сообщества, замена входящих в него видов, но в результате адаптации параметры рангового распределения новых численностей новых групп организмов окажутся в пределах нормы.

Ранговые распределения применялись для анализа процессов эвтрофирования вод, для оценки влияния на биоту загрязняющих веществ и теплового загрязнения, для изучения сукцессий, сезонных изменений и многое другое [6, 12, 16, 18, 20, 22, 23].

Заметим, что большинство моделей ранговых распределений содержат параметр n_1/n , где n_1 - численность доминирующего вида, а n - общая численность организмов в сообществе [6]. Этот параметр сам по себе нередко используют в качестве одной из характеристик разнообразия под именем индекса Бергера-Паркера [12, 21]. Однако, в отличие от параметров ранговых распределений для отыскания индекса Бергера-Паркера необходимо знать обилие лишь одного, а не всех видов и не нужны вычислительные процедуры. В приложении к массовым данным мониторинга индекс Бергера-Паркера имеет преимущество перед многими другими индексами разнообразия, поскольку эти данные содержат наблюдения, в которых кроме численности всего сообщества приведена численность только одного доминирующего вида. Таким образом, индекс Бергера-Паркера позволяет включить в анализ наблюдения, отвергаемые при использовании

ранговых распределений.

Отметим сразу, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод [15] представлены данные не о полных сообществах видов фитопланктона, а сообществах видов-индикаторов сапробности. А именно, в исходных данных приведены значения численностей нескольких доминирующих индикаторных видов для каждого из отделов водорослей (*Chlorophyta*, *Cyanophyta*, *Euglenophyta*, *Bacillariophyta* и др.). При этом неучтенные виды одного из отделов могут оказаться более обильными, чем учтенные виды из других отделов, так что суммарная относительная численность учтенных видов часто оказывается менее 100%. Впрочем, в исследованиях фитопланктона почти всегда идет речь лишь о части «полного» сообщества: по обстоятельствам методического характера в анализ редко включают, например, нанопланктон (хотя его численность и существенно превышает численность более крупных видов). Также при обработке проб редко учитывают формы водорослей, подсчет которых возможен только в «живых», т.е. незафиксированных пробах и т.п. 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. Однако, структурные особенности сообщества видов-индикаторов требуют тщательного методического анализа возможностей оценки видового разнообразия по таким сообществам. В частности, число видов-индикаторов не только отличается от числа видов в полном сообществе, но и весьма субъективно отражает мнение обработчика проб о достаточности набора запротоколированных видов-индикаторов. Это приводит к тому, что не любой индекс видового разнообразия может быть использован. Например, оказывается невозможным корректно рассчитать традиционный энтропийный индекс Шеннона-Мак-Артура-Маргалефа.

Этапу приложения характеристик разнообразия к оцениванию состояния экосистем должна предшествовать многосторонняя методическая проработка инструментов биоиндикации. Необходим выбор: модели ранговых распределений, метода оценки адекватности модели, метода оценки ее параметров.

Для характеристик разнообразия, отобранных в качестве биоиндикаторов, необходима градировка их значений на шкале «норма-нарушение»,

или «благополучие-неблагополучие».

Логика применения параметров ранговых распределений и других индексов разнообразия в качестве биоиндикаторов состоит в интерпретации различий в величине параметров как различий в степени экологического благополучия или неблагополучия природной системы. Однако значения параметров и индексов могут зависеть не только (а может быть, и не столько) от качества среды, но и от целого ряда факторов, не имеющих отношения к экологическому состоянию. Среди них, например: 1) особенности обработки проб (погрешности в определении численностей клеток, особенно редких видов, отличие числа видов в индикаторном сообществе от числа видов в полном сообществе); 2) возможная зависимость параметров от сезона отбора проб (можно ожидать, что в периоды «цветения» фитопланктона «нормальная» степень неравномерности распределения будет выше, чем в другие периоды), от географического расположения точки наблюдения, от климатических условий.

Материалы и методы исследования

Для апробации методов и моделей были использованы данные Роскомгидромета о фитопланктоне на 143 створах в 39 водных объектах (реках и водохранилищах) Волжского бассейна в 1979-1982, 1988, 1989, 1992, 1995, 1997 гг. (всего 698 наблюдений), а также данные о температуре и прозрачности воды на тех же створах. Данные получены из информационной системы «Экология пресных вод России и сопредельных стран» (<http://ecograde.belozerosky.msu.ru>). Для оценки изменчивости биотических показателей, обусловленных погрешностями в обработке проб были использованы данные по 50 параллельным пробам фитопланктона залива Чупа Белого моря [5].

Отметим, что в использованных материалах в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод [15] представлены данные как о полных сообществах видов фитопланктона (общая численность N , число видов w), так и о сообществах видов-индикаторов сапробности (число видов-индикаторов \tilde{w} , относительная численность видов индикаторов в полном сообществе p_i , индекс сапробности сообщества). Напомним, что индекс сапробности вод по фитопланктону рассчитан по

формуле $S = \frac{\sum p_i s_i}{\sum p_i}$, где s_i - индикаторная сапробность вида i , которая определена по списку

сапробных видов (например, [8]), суммирование производится по всем \tilde{w} видам сообщества видов-индикаторов. 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 связь численности вида и его ранга. Как инструмент анализа видового разнообразия также используется индекс Бергера-Паркера [21], который отражает относительную долю в сообществе наиболее обильного вида.

Анализировали экспоненциальную ($n_i = n_1 z^{i-1}$)

и гиперболическую $\left(n_i = \frac{n_1}{i^\beta} \right)$ модели рангового распределения, где n_i - численность вида i -го ранга, n_1 - численность вида первого ранга, i - ранг вида, z и β - параметры моделей.

Расчет параметров осуществляли посредством табличного редактора Microsoft Excel 2000. Для статистической обработки данных использован статистический пакет STATISTICA 6.

Результаты

Методическое исследование должно дать конкретные ответы на следующие вопросы:

1) Как снизить влияние погрешностей в подсчете численностей клеток фитопланктона на параметры ранговых распределений и индекс Бергера-Паркера?

2) Как снизить влияние на параметры и индексы их зависимости от числа представленных в пробах видов-индикаторов?

3) Какая модель ранговых распределений наиболее адекватно описывает имеющиеся данные? Как влияют погрешности в определении численностей клеток на степень адекватности модели?

4) Включает ли изменчивость характеристик разнообразия зависимость от факторов среды или исчерпана зависимостью от факторов, не имеющих отношения к экологическому благополучию?

При формулировке методических рекомендаций следует иметь в виду еще одно важное обстоятельство. Для проведения экологического контроля (биоиндикации, статистических оценок, диагностики вредных воздействий и их нормиро-

вания [7]) желательно использовать для анализа как можно больше имеющихся в базе данных наблюдений.

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 [19]. Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики [9] показывает, что виды, представленные в просмотренной планктонологом пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью ранговых распределений.

Исходя из приведенных соображений мы предложили исключить из анализируемого массива пробы, суммарная численность сообщества индикаторов в которых составляет менее 30% численности полного сообщества, а также исключить из каждой пробы виды с относительной численностью менее 5%. После исключения указанных проб для дальнейшего анализа сохранено 619 проб.

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 [1] и с помощью регрессионной модели [4]. Эти предварительные проработки позволили сформулировать методические проблемы для данного исследования. Поскольку операция логарифмирования в линеаризованных моделяхискажает истинные значения параметров (рис. 1 и 2), дальнейший анализ мы проводили, опираясь на результаты их нелинейного оценивания (рис. 3 и 4).

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

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

где SS – сумма квадратов отклонений предсказанных моделью значений от экспериментальных; D – дисперсия экспериментальных численностей.

Далее рассчитывали долю преобладаний слу-

чаев, где $R_z^2 - R_\beta^2 > 0$, где $R_z^2 - R_\beta^2 < 0$ и где оба коэффициента имеют одинаковые значения $R_z^2 - R_\beta^2 = 0$:

$$K_z = \frac{\sum_{i \in M_+} |R_{iz}^2 - R_{i\beta}^2|}{\sum_{i \in M} |R_{iz}^2 - R_{i\beta}^2|},$$

$$K_\beta = \frac{\sum_{i \in M_-} |R_{iz}^2 - R_{i\beta}^2|}{\sum_{i \in M} |R_{iz}^2 - R_{i\beta}^2|},$$

$$K_{R_z^2 = R_\beta^2} = \frac{\tilde{M}_0}{\tilde{M}}.$$

Здесь M – множество всех наблюдений, M_+ – множество случаев, где $R_z^2 - R_\beta^2 > 0$; M_- – множество случаев, где $R_z^2 - R_\beta^2 < 0$; M_0 – множество случаев, где $R_z^2 - R_\beta^2 = 0$; \tilde{M}_0 и \tilde{M} – количества соответствующих наблюдений.

Несколько более высокий коэффициент детерминации характерен для параметра экспоненциальной модели: доля случаев $R_z^2 - R_\beta^2 > 0$, где составила 64%. Таким образом, экспоненциальная модель более адекватно описывает распределение видов по обилию в бассейне р. Волги. 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, которая в среднем составляет 20% [19], то обе модели попадают в коридор ошибок, т.е. являются одинаково и полностью адекватными (рис. 5). Наряду с гиперболической и экспоненциальной была исследована модель В.Н. Максимова [9], аппроксимирующая зависимость численностей нескольких доминирующих видов (тех, численности которых определены статистически достоверно) линейной функцией номера в ряду численностей, расположенных по возрастанию. И эта модель приемлемо описывает имеющиеся данные с учетом погрешностей в подсчете численностей. Аналогичный вывод сделан и для двухпараметрических моделей ранговых распределений [1, 6]. Поэтому степень адекватности не должна служить основанием при выборе между моделями.

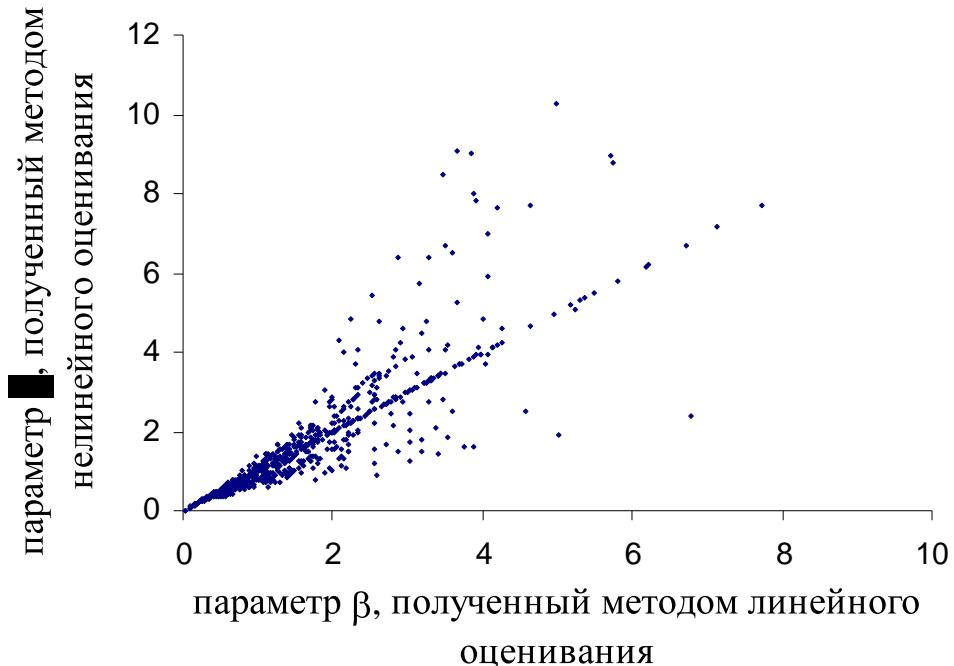


Рис. 1. Зависимость параметров β гиперболического рангового распределения, полученных методами нелинейного и линейного оценивания

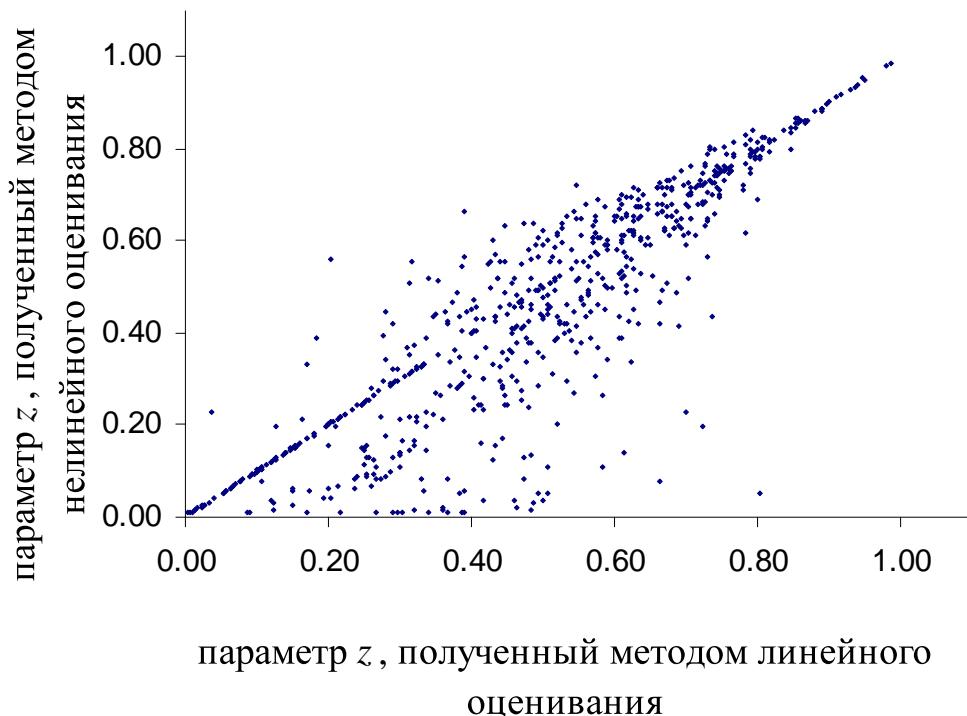


Рис. 2. Зависимость параметров z экспоненциального рангового распределения, полученных методом нелинейного и линейного оценивания

Исключение влияния зависимости выравненности распределений от видового богатства. Необходимость исключить ошибки в оценке параметров ранговых распределений, возникающие за счет погрешностей в подсчете численностей редких видов, позволяет сохранить в

пробах не более 5-6 доминирующих групп клеток. Однако в интервале числа сохраненных в пробе видов от 2 до 6 наблюдается самая сильная зависимость параметров ранговых распределений от этого числа (другими словами, зависимость выравненности видового разнообразия

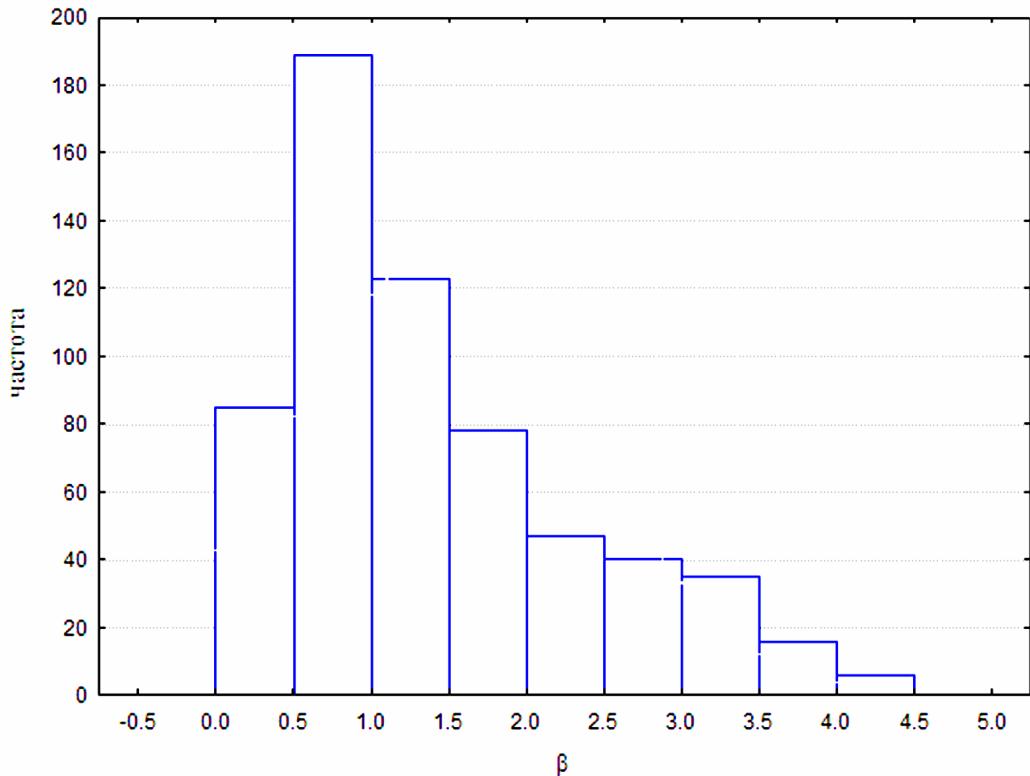


Рис. 3. Гистограмма распределения значений параметра β ,
полученных методом нелинейного оценивания

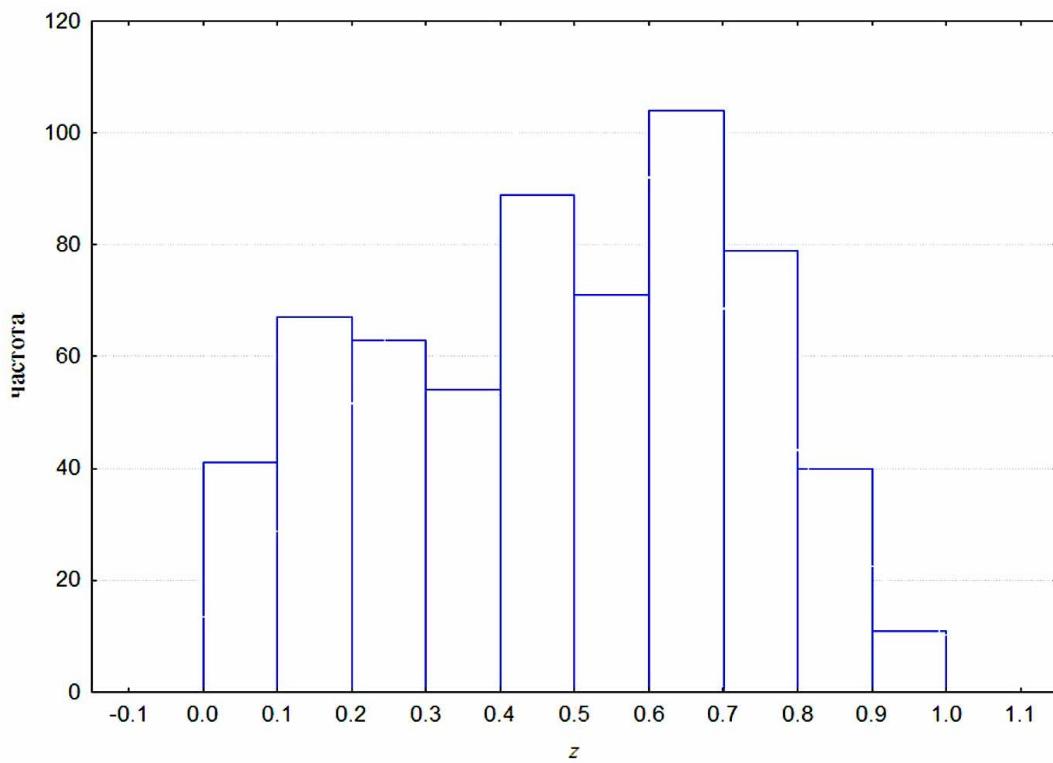


Рис. 4. Гистограмма распределения значений параметра ζ ,
полученных методом нелинейного оценивания

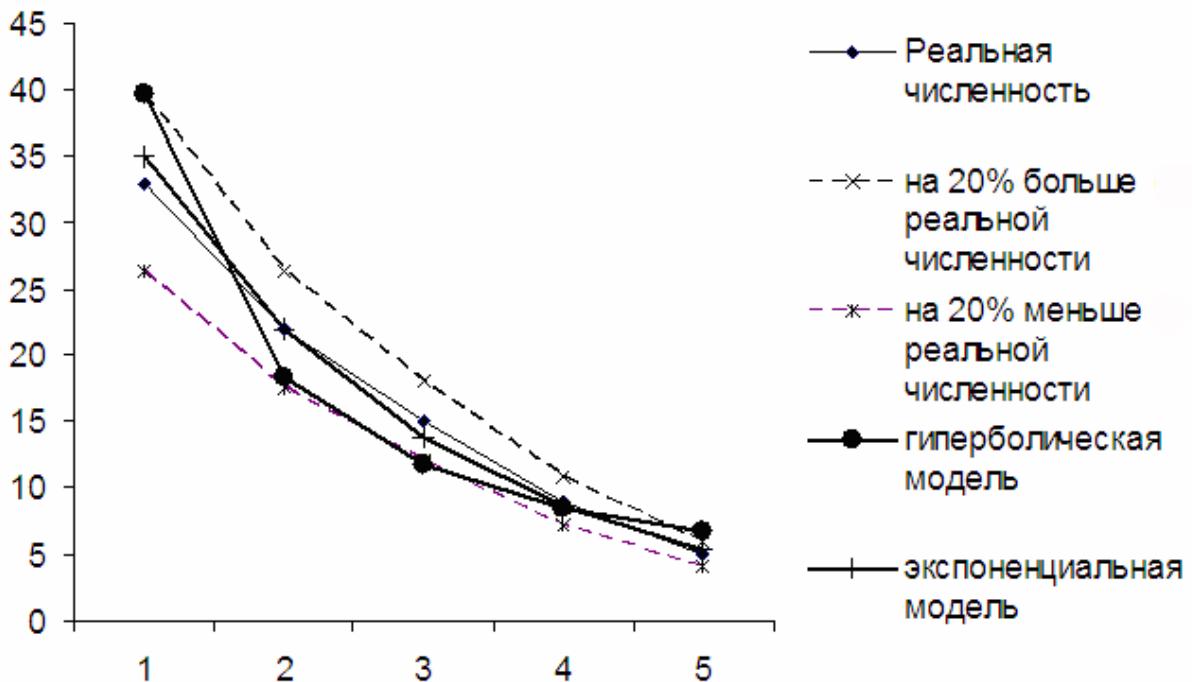


Рис. 5. Адекватность моделей рангового распределения с учетом двадцатипроцентного коридора ошибок в подсчете численностей клеток фитопланктона

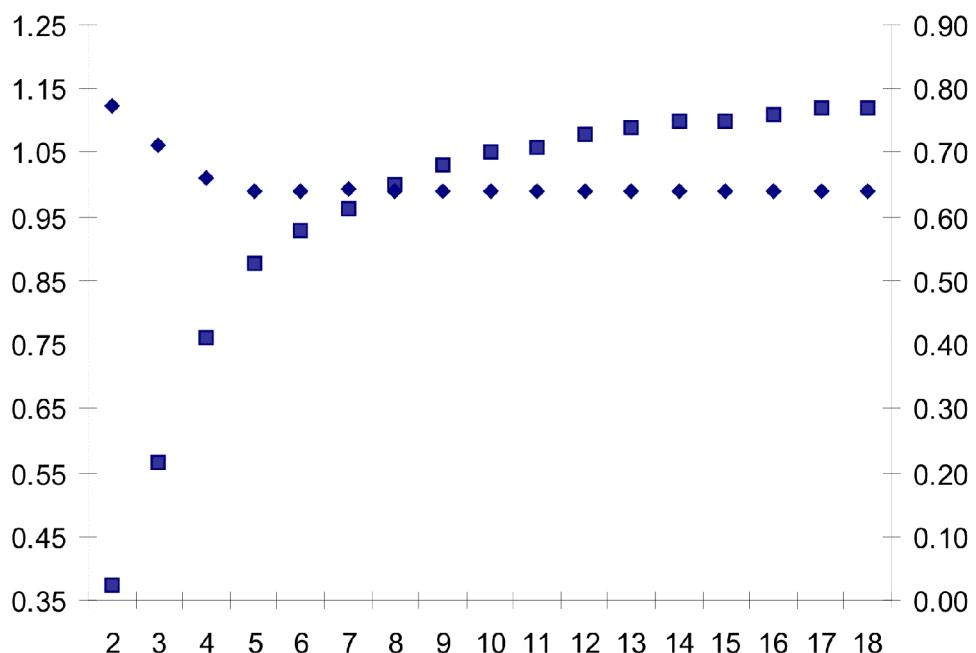


Рис. 6. Графики зависимости параметров гиперболического (β) и экспоненциального (ζ) ранговых распределений от количества w сохраненных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида

от видового богатства). Рисунок 6 демонстрирует зависимость параметров гиперболической и экспоненциальной моделей при нелинейном оценивании от количества сохраненных в пробе видов при последовательном отбрасывании послед-

днего вида в одной из типичных проб фитопланктона Волги. Рисунок 7 демонстрирует зависимость средних значений параметров тех же моделей при последовательном отбрасывании последнего вида по 50 параллельным пробам фито-

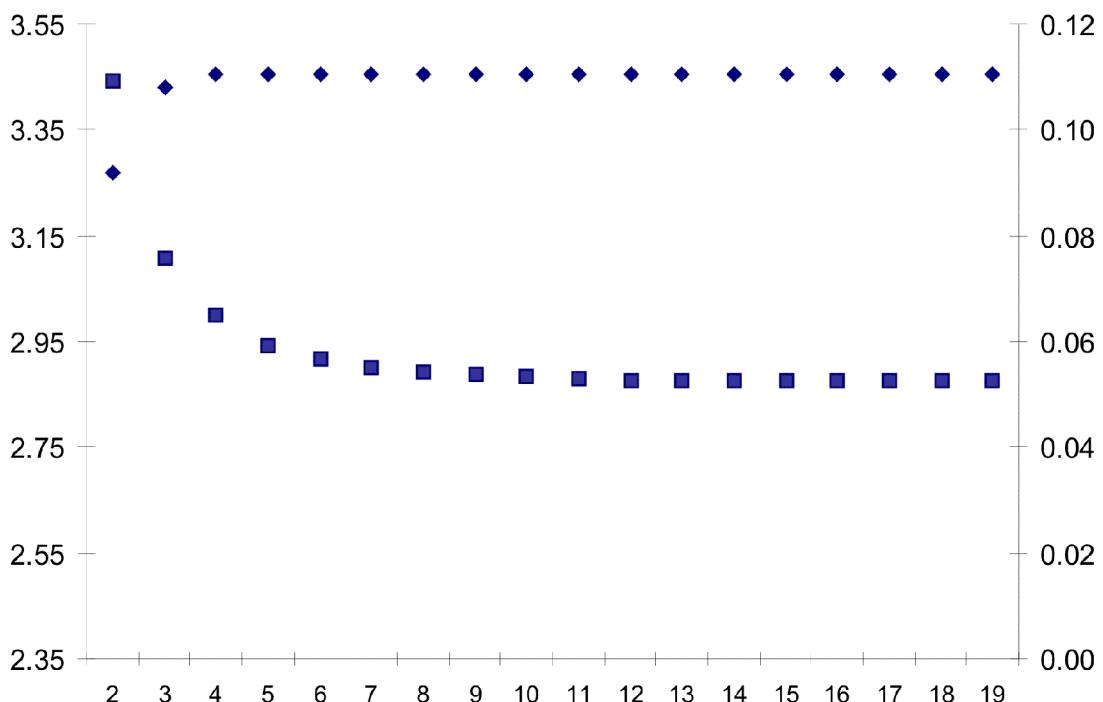


Рис. 7. Графики зависимости средних значений параметров гиперболического (β) и экспоненциального (z) ранговых распределений фитопланктона из залива Чупа Белого моря по 50 параллельным пробам от количества w сохраненных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида

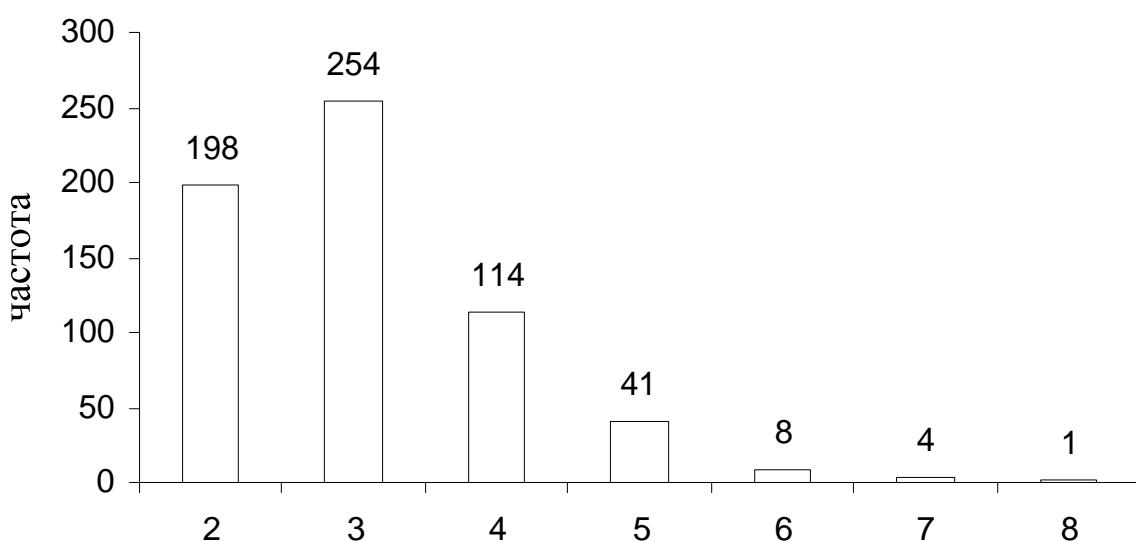
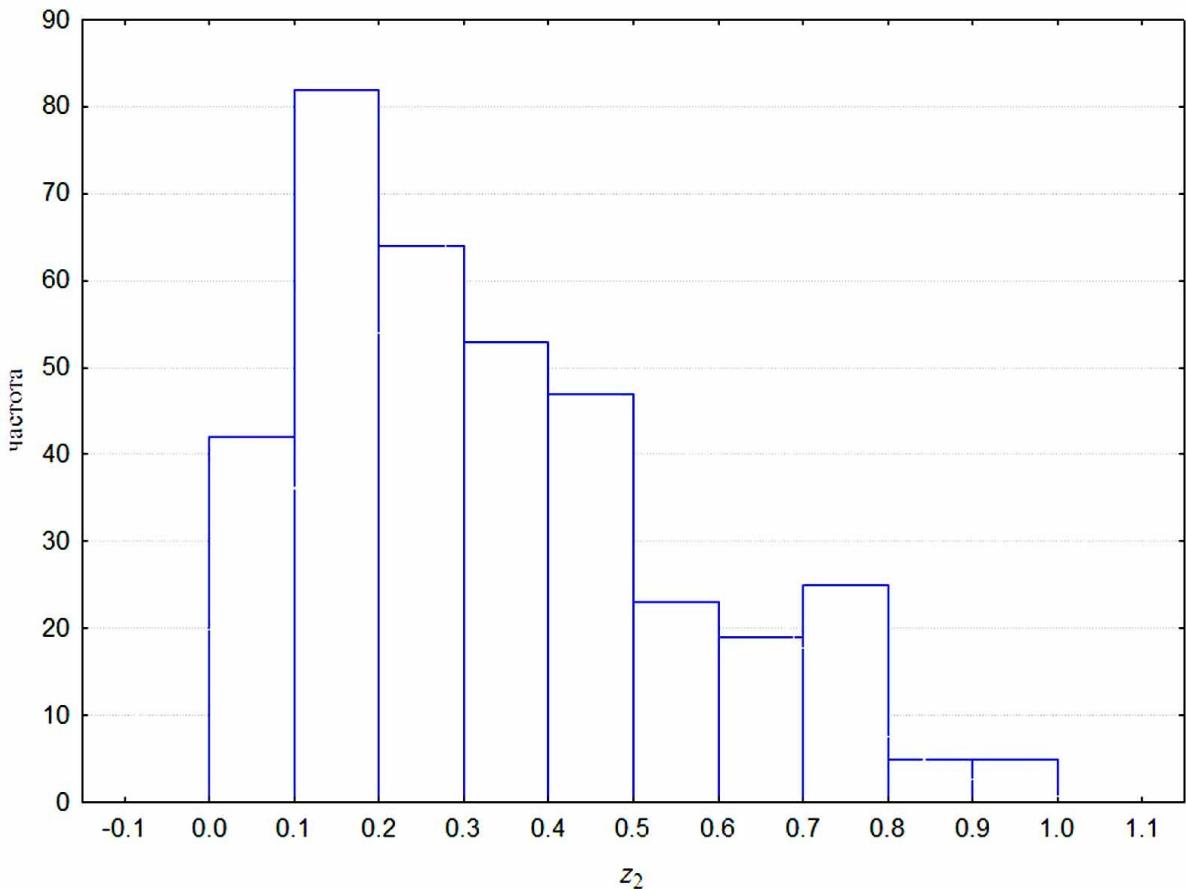
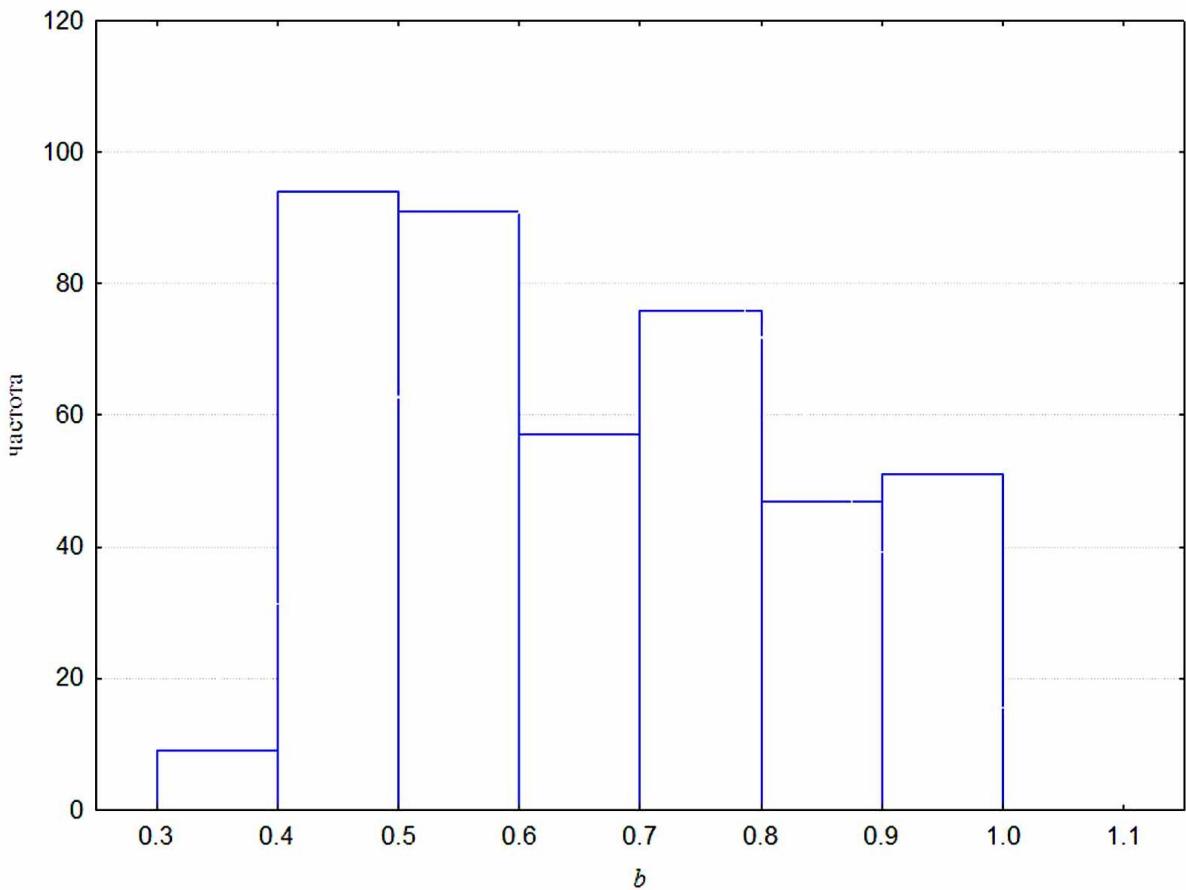


Рис. 8. Гистограмма распределения числа проб с различным числом представленных в пробе видов-индикаторов \tilde{w}

планктона Белого моря. Исключить указанную зависимость можно было бы, сохранив в анализируемом массиве только пробы, например, с w не менее 4, отбросив пятый и все последующие виды. Однако структура наших данных по фитопланктону Волги такова, что большинство имеющихся наблюдений содержит пробы с $\tilde{w} =$

2, 3 (рис. 8) и их исключение приведет к резкому сокращению доступных анализу наблюдений. Выход из создавшегося положения – рассматривать в каждой пробе только два доминирующих вида. Достоинства такого рассмотрения: численности n_1 и n_2 этих видов определены с наименьшими в

Рис. 9. Гистограмма распределения значений параметра z_2 Рис. 10. Гистограмма распределения значений индекса Бергера-Паркера b

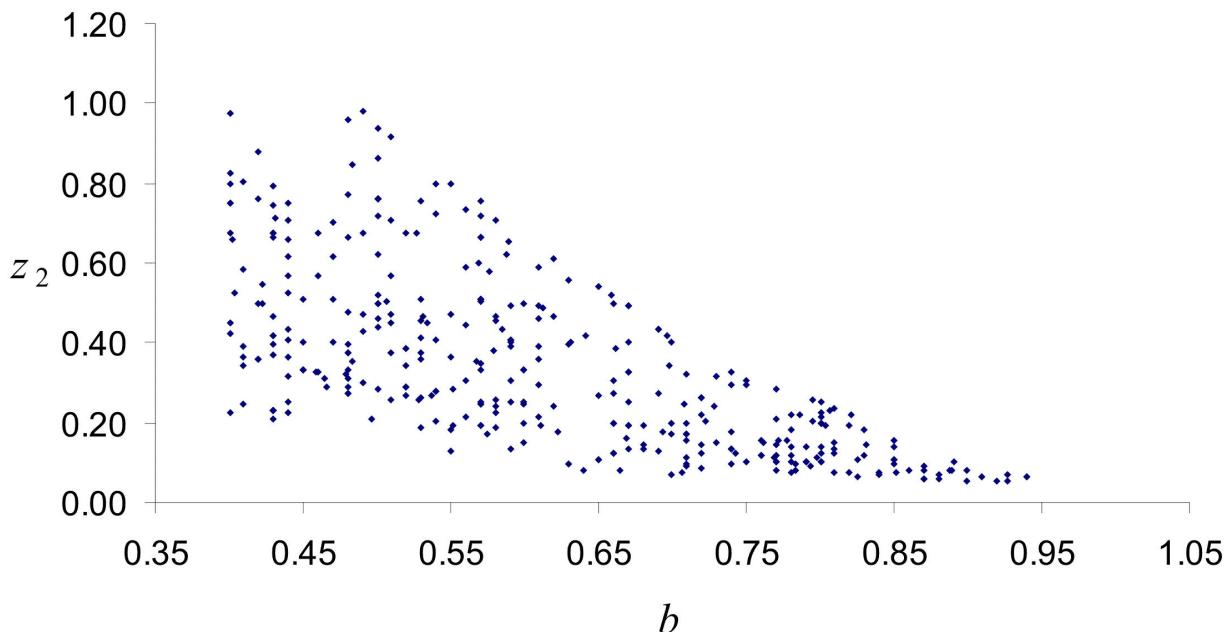


Рис. 11. Зависимость параметра z_2 от индекса Бергера-Паркера b

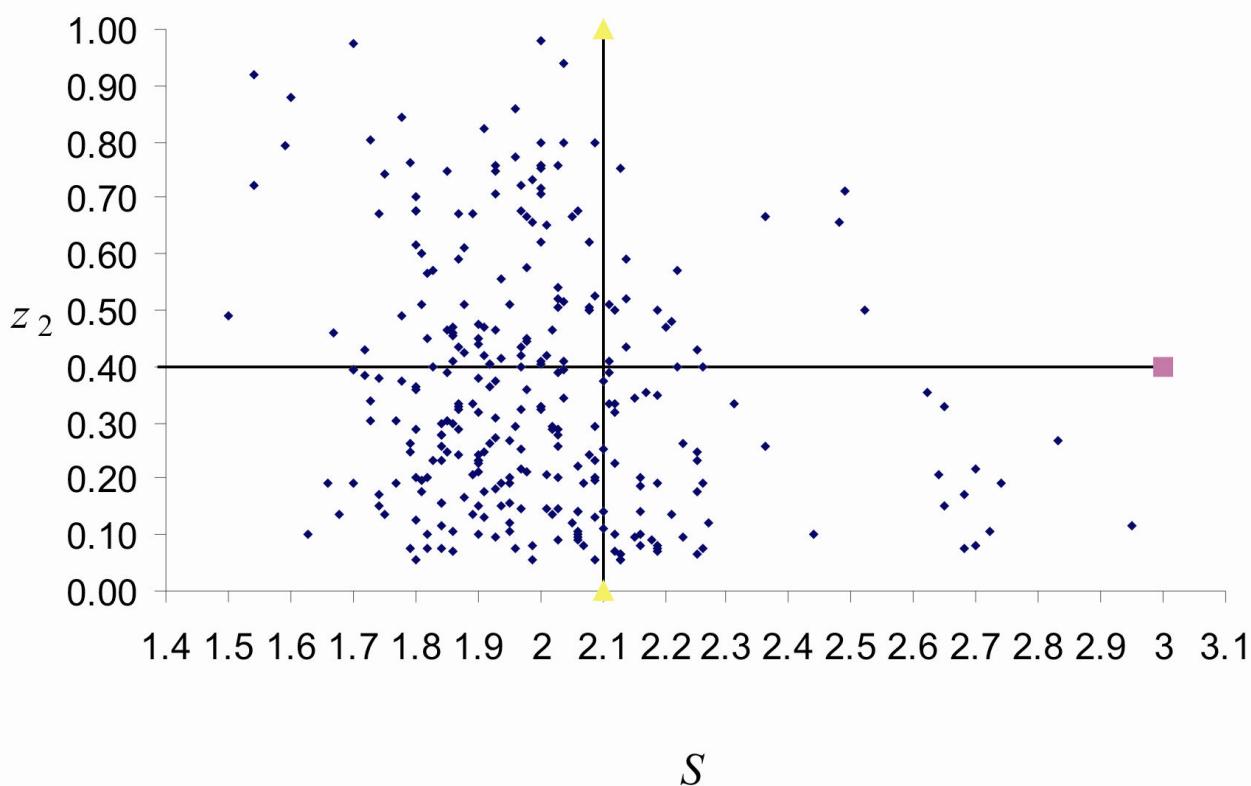


Рис. 12. Диаграмма распределения значений параметра z_2 и индекса сапробности S для проб бассейна Волги, отобранных летом и осенью (горизонтальная линия – граница нормы для параметра, вертикальная линия – граница нормы для индекса)

сравнении с последующим видами ошибками и для дальнейшего анализа сохранены все пробы с числом видов более одного.

Выбор характеристик разнообразия, адекватных имеющимся данным мониторинга. Параметры ранговых распределений двухвидовых проб могут быть рассчитаны без статистического оценивания по простым формулам

Таблица 1. Количество наблюдений N , среднее значение \bar{n} , стандартное отклонение σ , коэффициент вариации ε используемых параметров параллельных проб (залив Чупа Белого моря) и массива наблюдений в р. Волга

Водный объект	z_2			b			z_4					
	N	\bar{n}	σ	ε	N	\bar{n}	σ	ε	N	\bar{n}	σ	ε
Залив Чупа	50	0,31	0,15	0,48	50	0,51	0,08	0,16	50	0,36	0,13	0,37
Река Волга	365	0,34	0,22	0,64	425	0,66	0,17	0,26	169	0,55	0,16	0,30

Таблица 2. Основные статистические показатели параметра z_2 в исследуемых группах

Подбассейн	Тип водный объекта	Сезон	Среднее	Количество наблюдений	Стандартное отклонение
Верхняя Волга	Водоем	Весна	0,25	33	0,19
		Лето	0,36	113	0,22
		Осень	0,37	66	0,24
			0,35	212	0,22
	Водоток	Весна	0,27	12	0,18
		Лето	0,34	28	0,20
		Осень	0,39	19	0,26
			0,34	59	0,22
Итого Верхняя Волга			0,34	271	0,22
Средняя Волга	Водоем	Лето	0,69	2	0,32
		Осень	0,25	1	0,00
			0,54	3	0,34
	Водоток	Весна	0,27	10	0,22
		Лето	0,33	11	0,23
		Осень	0,31	26	0,20
			0,31	47	0,21
Итого Средняя Волга			0,32	50	0,22
Нижняя	Водоток	Весна	0,30	10	0,09
		Лето	0,27	10	0,15
		Осень	0,37	24	0,22
			0,33	44	0,19
	Итого Нижняя Волга		0,33	44	0,19
Все группы			0,34	365	0,22

$$z_2 = \frac{n_2}{n_1} \text{ и } \beta_2 = \log_2 \frac{n_1}{n_2}.$$

Как показано выше, степень адекватности описания при имеющихся погрешностях в подсчете численностей не может служить основанием для выбора модели. Мы предлагаем остановиться на индексе z_2 – параметре экспоненциальной модели для сообщества видов-индикаторов. Дополнительный довод в пользу экспоненциальной модели тот, что если первый и второй виды сообщества видов-индикаторов совпадают с какими-либо соседними видами полного сообщества

щества (первым и вторым, пятым и шестым и т.п.), то индекс z_2 совпадает с параметром экспоненциального рангового распределений для полного сообщества (для индекса β_2 указанное утверждение несправедливо). На рис. 9 приведено распределение значений индекса для фитопланктона Волги. Корреляция между параметром z_2 и параметром z , рассчитанным нелинейным оцениванием по полному набору видов-индикаторов, равна 0,95.

Будем обозначать символом z_4 нелинейный

Таблица 3. Основные статистические показатели значений индекса Бергера-Паркера в исследуемых группах

Подбассейн	Тип водного объекта	Сезон	Среднее	Количество наблюдений	Стандартное отклонение	
Верхняя Волга	Водоем	Весна	0,72	40	0,16	
		Лето	0,67	129	0,17	
		Осень	0,70	82	0,19	
			0,69	251	0,17	
	Водоток	Весна	0,61	12	0,15	
		Лето	0,65	33	0,18	
		Осень	0,66	23	0,19	
			0,65	68	0,18	
Итого Верхняя Волга			0,68	319	0,17	
Средняя Волга	Водоем	Весна	-	-	-	
		Лето	0,52	2	0,01	
		Осень	0,77	2	0,29	
			0,65	4	0,22	
	Водоток	Весна	0,66	13	0,18	
		Лето	0,71	15	0,17	
		Осень	0,64	30	0,17	
			0,66	58	0,17	
Итого Средняя Волга			0,66	62	0,17	
Нижняя Волга	Водоем	Весна	-	-	-	
		Лето	-	-	-	
		Осень	-	-	-	
			-	-	-	
	Водоток	Весна	0,49	10	0,10	
		Лето	0,55	10	0,15	
		Осень	0,54	24	0,09	
			0,53	44	0,11	
Итого Нижняя Волга			0,53	44	0,11	
Все группы			0,66	425	0,17	

Таблица 4. Статистические характеристики распределений параметров z_2 , z_4 и индекса Бергера-Паркера для массивов данных по фитопланктону Волги

Характеристика	Класс данных	Мода	Медиана	Среднее
z_2	Лето-осень	0,33	0,32	0,36
	Весна	0,27	0,21	0,26
z_4	Весна		0,57	0,55
	Лето	0,36	0,59	0,58
	Осень	0,57	0,52	0,52
	Верхняя Волга	0,57	0,56	0,54
	Нижняя Волга		0,65	0,62
b	Верхняя и Средняя Волга	0,66	0,67	0,68
	Нижняя Волга	0,43	0,48	0,52

параметр рангового распределения, рассчитанный по первым четырем видам всех проб, число

видов в которых не менее 4. Индекс z_4 должен быть менее чувствителен, чем индекс z_2 , к по-

грешностям в подсчете численностей за счет взаимной компенсации разнонаправленных погрешностей в большем, чем для z_2 , числе точек. В то же время этот параметр ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа (в исследованном массиве 620 наблюдений содержат не менее 2 видов и только 168 – не менее 4).

Применение индекса Бергера-Паркера

$b = \frac{n_1}{n}$, где $n = \sum_{i=1}^w n_i$ – суммарная численность клеток в сообществе, позволяет еще увеличить набор доступных анализу проб, пополнив его пробами, в которых известна относительная численность единственного вида-индикатора (в данных о фитопланктоне Волги имеется 60 одновидовых проб). Экстраполяция индекса Бергера-Паркера индикаторного сообщества на полное сообщество в общем случае недопустима, поскольку самый обильный вид полного сообщества может не оказаться среди видов-индикаторов. Однако расчеты для экспоненциальной модели показывают, что если доля первого вида индикаторного сообщества превышает 40%, то он не может быть ни вторым, ни последующим за ним видом в полном сообществе, а только первым. Рисунок 10 демонстрирует распределение значений индекса Бергера-Паркера b для фитопланктона Волги. Заметим, что индексы z_2 и b не идентичны (рис.11). Какой из этих индексов наиболее пригоден для целей биоиндикации должно показать последующие исследования.

Дисперсионный анализ влияния факторов, не зависящих от степени экологического благополучия. Имеет место большой разброс значений индексов z_2 и b в различные даты и на различных створах. Цель биоиндикации – соотнести различия индексов с влиянием антропогенных воздействий на фитопланктон. Однако, как указывалось, различия в значениях параметров могут быть вызваны и иными причинами. Поэтому попробуем выяснить роль таких причин в наблюдаемых разбросах значений индексов.

Погрешности в определении численностей n_1 , n_2 и n , через которые рассчитаны индексы z_2 и b , менее значительны, чем погрешности численностей других видов, однако эти погрешности существуют. Поэтому необходимо оценить величину разбросов, которая может быть вызвана эти-

ми погрешностями. Для оценки изменчивости параметра z_2 и индекса Бергера-Паркера b , обусловленной погрешностями в подсчете численностей клеток фитопланктона, проведен дисперсионный анализ параллельных проб залива Чупа Белого моря (табл. 1). Соотношение дисперсий параметра z_2 и индекса Бергера-Паркера бассейна реки Волги и параллельных проб залива Чупа превышает табличное значение критерия Фишера ($F = 1,83$) при достаточно высоком уровне значимости ($p = 0,001$). То есть, разброс в значениях выбранных индексов, по-видимому, не должен быть отнесен только на счет погрешностей в обработке проб. Заметим, что индекс Бергера-Паркера, по-видимому, менее чувствителен к погрешностям в подсчете численностей. Так, коэффициенты вариации для 50 параллельных проб залива Чупа Белого моря для параметра z_2 и b индекса, соответственно, равны 0,48 и 0,16.

Отметим, что коэффициент вариации параметра z_4 в параллельных пробах значительно меньше по сравнению с коэффициентом вариации параметра z_2 (табл. 1). В то же время в бассейне Волги разброс значений параметра z_4 меньше по сравнению с параллельными пробами, т.е., возможно, полностью исчерпывается погрешностями в обработке проб (если предположить, что по разбросам в параллельных пробах фитопланктона Белого моря можно судить о подобных разбросах для фитопланктона Волги).

Следующий этап методического исследования – попытка выяснить, как влияют на параметр z_2 и индекс b сезон наблюдений, принадлежность пробы к тому или иному подбассейну или типу водного объекта (т.е. к водотоку или водому).

Дисперсионный анализ не показал статистически значимых различий значений параметра z_2 между исследуемыми подбассейнами, а также между различными типами водных объектов (табл. 2). Отмечено, что сезон «весна» отличается от других сезонов при достаточно высоком уровне значимости (табл. 3). При этом весной среднее значение параметра ниже, чем в остальные сезоны, что объясняется увеличением степени преобладания доминирующих видов фитопланктона в период «цветения». Соотношение дисперсий параметра z_2 сезона «весна» к дисперсиям сезонов «лето» и «осень» превышает

табличное значение критерия Фишера ($F = 8,34$) при достаточно высоком уровне значимости (соответственно $p = 0,003$ и $p = 0,004$). Различие параметра между сезонами «лето» и «осень» недостоверны.

Анализ изменчивости значений индекса Бергера-Паркера в сезонах весна, лето, осень не показал статистически значимых различий. Отношение дисперсий индекса Бергера-Паркера подбассейна Нижней Волги к дисперсиям подбассейна Верхней и Средней Волги превышает значение критерия Фишера при очень высоком уровне значимости. В подбассейне Нижней Волги значение индекса Бергера-Паркера ниже, чем в подбассейнах Верхней и Средней Волги (табл. 3), что соответствует общей тенденции увеличении видового разнообразия с севера на юг [13]. Отмечены также различия индекса Бергера-Паркера в различных типах водных объектов. Однако если проводить дисперсионный анализ отличий различных типов водных объектов по отдельности в подбассейне Верхней и Средней Волги и в подбассейне Нижней Волги, то эти отличия становятся статистически не значимыми. Достоверной корреляции между характеристиками разнообразия и температурой или прозрачностью не обнаружено.

Дисперсионный анализ параметра z_4 показал достоверное отличие степени разнообразия в подбассейне Нижней и Верхней Волги (табл. 4). Также отмечено достоверно более низкое видовое разнообразие в осенний сезон исследований (по сравнению с весенним и летним сезонами).

Градуировка параметра z_2 и индекса Бергера-Паркера. Характеристики, претендующие на использование в качестве шкал для целей биоиндикации, должны быть проградуированы по степени экологического благополучия-неблагополучия. Мы исходим из той предпосылки, что экологическому благополучию соответствует более высокая степень биологического разнообразия, нежели неблагополучию. Параметр z экспоненциального рангового распределения может изменяться в пределах от 0 до 1, как и индекс Бергера-Паркера. Низкие значения параметра z соответствуют малому разнообразию видов в сообществе и, соответственно, высокие значения z - большому разнообразию. Для индекса Бергера-Паркера соответствие противоположное. В простейшем случае совокупность значений индикаторной характеристики должна содержать

два класса: благополучные значения, соответствующие нормальному состоянию биоты, и неблагополучные, соответствующие нарушенному состоянию. Задача градуировки - указать границу между этими состояниями.

Можно предложить несколько подходов к выбору границы:

- наиболее вероятное значение характеристики (мода распределения);
- значение, разделяющие всю совокупность значений характеристики на два равновеликих класса (медиана распределения);
- значение, выбираемое согласно экспертным оценкам;
- верхняя (или нижняя) граница распределения значений характеристики для сообщества, функционирующего в эталонных условиях, например, в заповедной зоне или в период с отсутствием антропогенного загрязнения и т.п.;
- значение, обеспечивающее наилучшую корреляцию распределения индикаторной характеристики с распределением некоторой независимой от нее величины, для которой разделение на благополучный и неблагополучный классы известно и признано приемлемым.

Согласно приведенным выше результатам дисперсионного анализа, средние значения распределений параметра z_2 достоверно различаются для наблюдений из классов «лето-осень» и «весна», а для индекса Бергера-Паркера из классов «Верхняя и Средняя Волга» и «Нижняя Волга». Поэтому и границу нормы характеристик z_2 и b следует искать отдельно в каждом из указанных классов.

В табл. 4 приведены значения моды, медианы и среднего для параметров z_2 , z_4 и индекса Бергера-Паркера в массивах использованных нами данных по фитопланктону Волги.

В каждом классе приведенные статистические характеристики близки друг к другу. Мы предлагаем в качестве границы между благополучными и неблагополучными значениями принять медиану соответствующих распределений. «Медианное» значение границы можно попытаться уточнить с помощью согласования классов благополучия и неблагополучия индикаторных характеристик с аналогичными классами общепринятой классификации качества вод по сапробности. Интерполяция на два класса качества «благополучие» и «неблагополучие» шкалы сапробности из классификатора классов качества вод Роскомгидромета [14] позволяет принять в

качестве граничного между «благополучием» и «неблагополучием» значение сапробности, равное 2,1. То есть, качество воды в пробах, где индекс сапробности по фитопланктону менее или равен 2,1, признается благополучным, в пробе, где индекс сапробности более 2,1 - неблагополучным.

На рис. 12 приведена диаграмма распределения значений индекса z_2 и сапробности для проб бассейна Волги, отобранных летом и осенью. В случае идеальной согласованности между индикатором z_2 и индикатором S на диаграмме квадранты « b » и « c » должны быть пустыми (неблагополучие по z_2 соответствует только неблаго-

лучию по S , благополучие - так же). Индекс сапробности по определению регистрирует только органическое загрязнение вод. Параметр же z_2 как индикатор стрессовых воздействий должен испытывать влияние всех других - неорганических химических, климатических, гидрофизических факторов, нарушающих экологическое благополучие. Поэтому в квадранте « c » вполне могут быть наблюдения с благополучным по органике, но неблагополучным по другим факторам качеством вод, что влечет благополучные значения индекса сапробности, но неблагополучные - параметра z_2 . Квадрант « b » не должен содержать наблюдений, поскольку наличие органического загрязнения (неблагополучие по сапробности) должно приводить к снижению разнообразия, т.е. к неблагополучным значениям параметра, и все такие наблюдения должны попадать в квадрант « d ». Таким образом, граница нормы для параметра z_2 (горизонтальная линия на диаграмме рис. 12) должна проходить так, чтобы квадрант « b » содержал как можно меньше наблюдений. Формальный критерий поиска границы нормы с учетом ее «близости» к медиане распределения может быть выражен требованием максимальности суммы:

$$\frac{\alpha n(a)}{n(a+b)} + \frac{\gamma n(a+b)}{\sqrt{2}n(a+b+c+d)},$$

где $n(x)$ – количество точек в соответствующих квадрантах диаграммы, α и γ - нормировочные множители.

Для границы нормы параметра z_2 в массиве «лето-осень» получили величину около 0,4, в массиве «весна» - около 0,3. При этом степень пра-

вильности $\frac{n(a)}{n(a+b)}$ утверждения «если значение параметра z_2 благополучно, то и значение сапробности благополучно» равен, соответственно, 0,86 и 0,62, а критерий близости к медиане распределения $\frac{n(a+b)}{\sqrt{2}n(a+b+c+d)}$ равен, соответственно, 0,72 и 0,68. Индекс Бергера-Паркера оказался не чувствительным к органическим загрязнениям, индикатором которых принят индекс сапробности. Для него граница нормы принята совпадающей с значением медианы распределения: для наблюдений в Верхней и Средней Волге - около 0,7, для Нижней Волги - около 0,5.

Выше было отмечено, что применение индексов сапробности обладает рядом недостатков. Эти недостатки, по-видимому, не мешают использовать представления о сапробности для градуировки характеристик разнообразия в тех областях, где эти представления адекватны, с тем, чтобы применять параметры разнообразия и в тех областях, где представления о сапробности не работают.

Аналогично индексу сапробности для градуировки параметров разнообразия могут быть применены и другие характеристики загрязнения, например, уровни вредных воздействий, для которых известна граница между допустимыми и недопустимыми значениями. Указанный подход будет испытан для градуировки параметра z_2 и индекса Бергера-Паркера в дальнейшей работе.

Заключение

Проведенный методический анализ возможности использования в целях биоиндикации количественных характеристик видового разнообразия фитопланктона, полученных по многолетним данным государственного экологического мониторинга пресных вод России, позволяет сформулировать следующие рекомендации:

1) Во всех пробах следует оставить не более двух доминирующих видов. Из дальнейшего анализа следует исключить пробы, суммарная численность индикаторного сообщества в которых составляет менее 30%.

2) Следует рассчитать следующие характеристики видового разнообразия: параметр экспоненциального рангового распределения $z_2 = \frac{n_2}{\sqrt{n_1}}$ и индекс Бергера-Паркера $b = \frac{n_1}{n}$, где n_1 - численность первого доминирующего вида, n_2 - чис-

ленность второго вида и n - суммарная численность сообщества.

3) Для исследованных в данной работе фитопланктонных сообществ Волги граница между благополучными и неблагополучными состояниями составляет: для z_2 в классе «лето-осень» - около 0,4, в классе «весна» - около 0,3; для b в классе «Верхняя и Средняя Волга» около 0,5; в классе «Нижняя Волга» - около 0,7. Положение границы нормы может быть уточнено привлечением данных, позволяющих провести дополнительную процедуру градуировки.

4) Для исследованных в данной работе фитопланктонных сообществ Волги изменчивость параметра z_2 и индекса Бергера-Паркера, по-видимому, не исчерпана разбросом, связанным с погрешностями в определении численностей видов, разбросом температуры и прозрачности воды, возможными различиями разнообразия в водотоках и водоемах.

5) Возможность применения индекса z_4 требует дополнительного исследования. Среди возможных преимуществ этого индекса в сравнении с параметром z_2 - более низкая чувствительность к погрешностям в определении численностей видов. Среди недостатков - недоступность анализа проб с одним, двумя и тремя видами и, возможно, более низкая, чем у z_2 и b , чувствительность к воздействиям среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближенные расчеты // Изв. РАН. Сер. биол. 2005. № 5.
2. Гелашивили Д.Б., Иудин Д.И., Розенберг Г.С., Якимов В.Н., Шурганова Г.В. Степенной закон и принципы самоподобия в описании видовой структуры сообществ // Поволжский экологический журнал. 2004. № 3.
3. Гелашивили Д.Б., Иудин Д.И., Розенберг Г.С., Якимов В.Н. Степенной характер накопления видового богатства как проявление фрактальной структуры биоценоза // Журн. общ. биол. 2006 (в печати).
4. Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П. Методичес-
- Приведенные рекомендации относятся к анализу сообществ индикаторных видов. Если можно предположить, что первые два вида индикаторного сообщества являются соседними в полном сообществе, то параметр может быть экстраполирован на полное сообщество. Если первый вид в индикаторном сообществе составляет относительную долю более 40%, то z_2 и индекс Бергера-Паркера может быть экстраполирован на полное сообщество фитопланктона.
- Работа поддержана грантами РФФИ № 06-04-48466 и № 06-07-89102.
- 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 для методических изысканий; Виктору Николаевичу Максимову за постоянные консультации и алгоритмы нелинейного оценивания; Николаю Гурьевичу Булгакову - нашему постоянному консультанту и одному из авторов информационной системы «Экология пресных вод России и сопредельных стран», подготовившему данные из информационной системы для наших расчетов; Алексею Сергеевичу Титову - за создание макроса для расчетов в табличном редакторе MS Excel.
- кие вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Изв. Самар. НЦ РАН. Спец. вып. «Актуальные проблемы экологии». 2005. Вып. 4.
5. Кольцова Т.И., Конопля Л.А. Максимов В.Н., Федоров В.Д. К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб // Гидробиол. журнал. 1971. Т. 4, № 3.
6. Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980.
7. 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.
8. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974.
9. Максимов В.Н. О ранговых распределениях

- в экологии сообществ с точки зрения статистики // Изв. РАН. Сер. биол. 2004. № 3.
10. 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.
11. 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 // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 1.
12. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992.
13. Одум Ю. Экология. Т. 2. М.: Мир, 1986.
14. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992.
15. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Ред. Абакумов В.А. СПб: Гидрометеоиздат, 1992.
16. Сахаров В.Б., Ильяш Л.В. Применение метода функции желательности к анализу результатов изучения действия цинка и хрома на фитопланктон Рыбинского водохранилища // Биол. науки. 1982. № 8.
17. Семин В.А. Основы рационального водопользования и охрана водной среды. М: Высш. шк., 2001.
18. Сироткина Н.В., Левич А.П. Влияние тяжелых металлов на видовую и надвидовую структуры фитопланктонного сообщества Рыбинского водохранилища // Человек и biosfera. М.: Изд-во МГУ, 1981.
19. Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979.
20. Bazzaz F.A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois // Ecology. 1975. V. 56.
21. Berger W.H., Parker F.L. Diversity of planktonic Evraminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. № 3937.
22. Inagaki H., Lenoir A. Une etude d'ecologie evolutive: application de la loi de Motomura aux fourmis // Bull. Ecol. 1974. V. 5. № 3.
23. 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.
24. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserwach. 1955. V. 96. № 8. S. 1-604.
25. Sladecek V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. № 7.

METHODICAL ASPECTS OF USING BIOLOGICAL MONITORING OF PHYTOPLANKTON DATE FOR BIOINDICATION THE WATER QUALITY IN THE VOLGA BASIN

© 2007 E.A. Zaburdaeva, A.P. Levich

Moscow State University, Biological faculty, the Department of General Ecology, Moscow

The possibility of using the quantitative characteristics of the specific variety of phytoplankton for bioindication, obtained by ecological monitoring of fresh waters of Russia is investigated. Retrospective materials on the Volga basin are used. The analysis of following influences on the characteristics of the variety is carried out: 1) errors in the calculation of number of phytoplankton cells; 2) the method of evaluating the parameters of rank distributions; 3) the degree of the adequacy of the formal model of distribution; 4) dependence between the characteristic of evenness of variety and the species diversity; 5) the season of sampling; 6) belonging the samples to one or other subbasin and to the type of water object; 7) transparency and the temperature of water. The characteristics of variety are proposed, which are available data of monitoring. Evaluation of the border between well-being and trouble values of these characteristics is made. The recommendations regarding the application of the variety phytoplankton characteristic of the Volga water quality for bioindication are formulated.