

ГРАДУИРОВКА ИНДЕКСОВ РАЗНООБРАЗИЯ И ПОИСК ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ УРОВНЕЙ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ (НА ПРИМЕРЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНА р. ДОН)

Забурдаева Е. А.

По данным многолетнего (с 1978 по 1988 гг.) гидробиологического мониторинга водных объектов бассейна реки Дон проведен расчет параметров ранговых распределений и индексов доминирования численностей видов фитопланктона. Рассчитаны границы исследуемых характеристик, соответствующие границам благополучия - неблагополучия состояния фитопланктонных сообществ. Найдены экологически допустимые уровни для основных абиотических факторов. Выяснен вклад каждого из анализируемых факторов в степень экологического неблагополучия

В настоящее время нормирование качества вод и оценка их экологического состояния ведется по одним и тем же показателям – предельно допустимым концентрациям (ПДК) загрязняющих веществ. Оценка состояния природных объектов по уровням ПДК загрязняющих веществ экологически не обоснована (Абакумов, Сушня 1991; Левич и др., 2004). Альтернативным нормативам ПДК вариантом нормирования может быть установление экологически допустимых уровней абиотических факторов (ЭДУ). 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). ЭДУ учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе комплексы потенциально вредных воздействий, совокупное действие которых может быть более сильным, нежели эффект прямых влияний. ЭДУ носят не общероссийский, а региональный характер, т.е. зависят от фонового уровня абиотических факторов окружающей среды.

Для целей биоиндикации были использованы количественные характеристики видового разнообразия фитопланктона, полученные по многолетним данным государственного экологического мониторинга пресных вод России. Как наиболее чувствительный инструмент для оценки условий среды использовался метод ранговых распределений и индексы доминирования.

Этапу приложения характеристик разнообразия к оцениванию состояния экосистем предшествовала многосторонняя методическая проработка инструментов биоиндикации: выбрана модель ранговых распределений, метод ее оценивания, проанализирована адекватность моделей; исключена зависимость параметров от целого ряда факторов, не имеющих отношения к экологическому состоянию (Булгаков и др., 2005; Забурдаева и др., 2005; Забурдаева, 2006; 2007; Забурдаева, Левич, 2007).

Материалы и методы исследования.

Исходные данные. Для биоиндикации и поиска ЭДУ были использованы данные Росгидромета о фитопланктоне на 220 створах в 21 водном объекте (реках и водохранилищах) Донского бассейна в 1978-1988 гг. (всего 1018 наблюдений), а также данные

о физико-химических показателях на тех же годостворах (всего 371 наблюдение). Данные получены из информационной системы "Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>).

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.

Анализировали экспоненциальную ($n_i = n_1 z^{i-1}$) модель рангового распределения, где n_i – численность вида i -го ранга, n_1 – численность вида первого ранга, i – ранг вида, z – параметр модели. С целью избежать зависимость параметра рангового распределения от видового богатства, расчет проводился по первым четырем видам тех проб, число видов в которых не менее четырех. Отметим, что применение этого параметра ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа почти на 50%.

Использование параметра рангового распределения z_2 позволило пополнить анализируемый массив пробами, в которых известна численность только двух доминирующих видов: $z_2 = \frac{n_2}{n_1}$.

Как инструмент анализа видового разнообразия также использовали индексы доминирования: индекс d_1 , выраженный через индекс Бергера-Паркера ($b = \frac{n_1}{n}$) (Berger, Parker, 1970) и равный $d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$ и индекс $d_2 = 1 - \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right)$, где $n = \sum_{i=1}^w n_i$ – суммарная численность организмов в сообществе. Применение индекса d_1 позволяет сохранить для анализа наибольшее количество наблюдений, так как для его расчета достаточно знать обилие лишь одного вида (в данных о фитопланктоне Дона имеется 80 одновидовых проб).

Метод ЭДУ (Замолотчиков, 1993; Левич, Терехин, 1997; Левич и др., 2004). Данные биологического и физико-химического мониторинга представимы в виде диаграммы, где по оси x отложены значения физико-химического показателя (концентрация вещества, БПК₅, ХПК, 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 для фактора, по одну сторону от которой фактор не нарушает экологическое благополучие, а по другую – нарушает. Эта граница названа (Левич, 1994) экологически допустимым уровнем (ЭДУ) фактора. Горизонтальная линия указывает границу между значениями индекса, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Будем более кратко называть ее границей "благополучия - неблагополучия" индекса или просто границей благополучия.

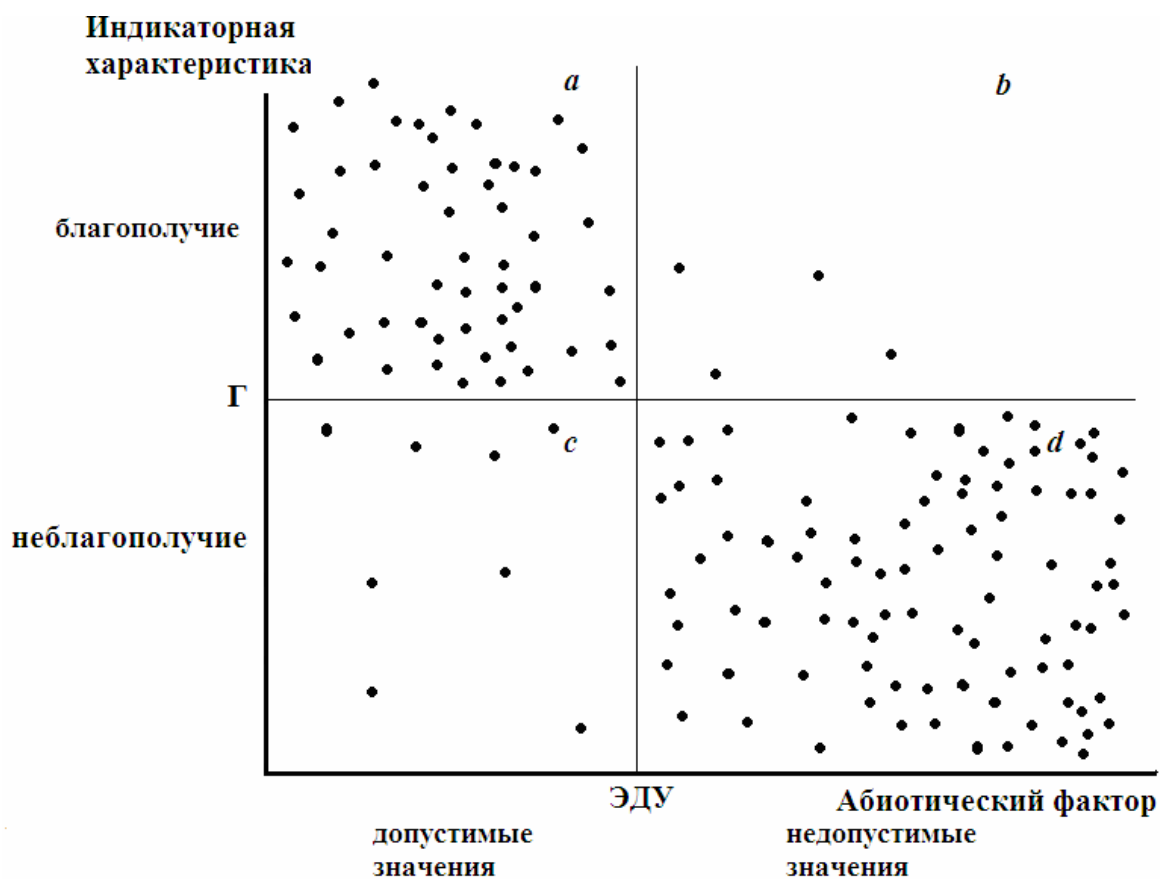


Рис. 1. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Γ) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней границы ЭДУ абиотического фактора

Для достоверности статистических выводов анализируемые массивы должны быть достаточно представительными, например, количество наблюдений биологических и физико-химических данных должно быть не менее 70 в каждой из анализируемых групп.

Если граница "благополучия - неблагополучия" используемого нами индекса действительно соответствует допустимым и недопустимым значениям 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. Однако область "b" обязана быть пустой: если рассматриваемый индекс действительно является индикатором для анализируемого фактора, то при недопустимых его значениях разнообразие не должно быть высоким (в реальности в область "b" могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для поиска граничного значения индекса горизонтальную линию, соответствующую границе, проводят таким образом (рис. 1), чтобы минимизировать количество наблюдений в области "b".

Для формального проведения процедуры минимизации вводят критерий точности $T = \frac{n(a)}{n(a+b)} 100\%$, где $n(a)$ и $n(a+b)$ – количества наблюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Точность – это доля случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с экологически недопустимыми значениями фактора, в которых эти значения совпали с неблагоприятными оценками состояния по индикаторной характеристике. Минимальное количество наблюдений $n(b)$ соответствует максимуму критерия точности T .

Среди факторов, потенциально способных нарушить экологическое благополучие биоты, можно выделить три группы. К первой группе относятся факторы, для которых высокие значения концентрации недопустимы (таковы, например, ксенобиотики). Вторая группа включает факторы, для которых недопустимы низкие значения (например, кислород). Для третьей группы факторов недопустимы как слишком высокие, так и слишком низкие значения (например, для биогенных элементов или для водородного показателя воды). Будем называть величину ЭДУ для факторов из первой группы верхней границей ЭДУ, для факторов второй группы – нижней границей ЭДУ, для факторов третьей группы существуют обе границы – верхняя и нижняя. При поиске верхней границы ЭДУ вертикальную линию, соответствующую значению ЭДУ, по указанным выше причинам, проводят таким образом (рис. 1), чтобы минимизировать количество наблюдений в области "b". Критерий точности при этом будет равен $T = \frac{n(d)}{n(b+d)} 100\%$,

где $n(d)$ и $n(b+d)$ – количества наблюдений в соответствующих областях. Точность в алгоритме поиска ЭДУ – это доля случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с экологически недопустимыми значениями фактора, в которых эти значения совпали с неблагоприятными оценками состояния по индикаторной характеристике.

Для процедуры ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия вводят критерий полноты $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)} 100\%$, где $n(d)$ и $n(c+d)$ – количества наблюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Полнота показывает долю случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с неблагоприятными оценками состояния по индикаторной характеристике, в которых экологически недопустимые значения фактора совпали с неблагоприятными оценками. Чем выше полнота, тем больше вклад фактора в экологическое неблагополучие в сравнении с другими факторами.

При поиске нижней границы ЭДУ формулу критерия точности следует заменить на $T = \frac{n(c)}{n(a+c)}$, а полноты – соответственно на $\Pi = \frac{n(b)}{n(b+d)}$.

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: $T = \frac{n(d+f)}{n(b+d+f+e)}$ и $\Pi = \frac{n(d+f)}{n(c+d+f)}$ (рис 2).

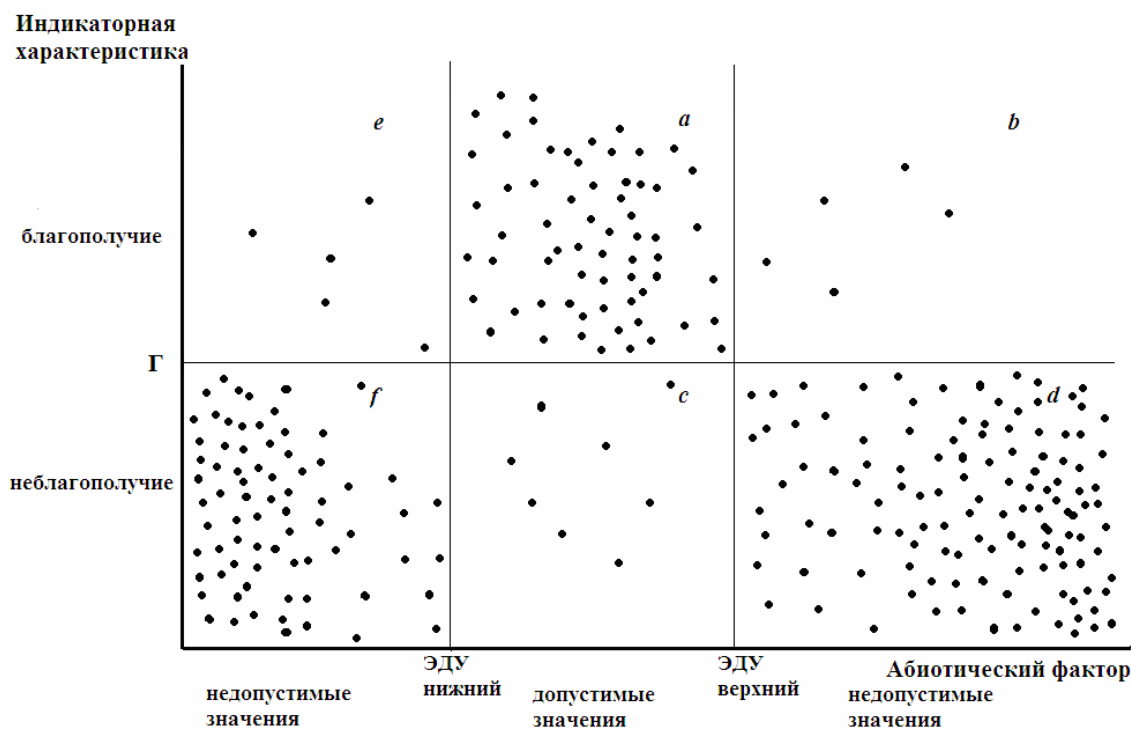


Рис. 2. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Г) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней и нижней границ ЭДУ абиотического фактора

В нашем исследовании проведен одновременный поиск границы индикаторной характеристики и величины ЭДУ абиотического фактора посредством максимизации 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

$$T_{\delta} = \sqrt{\frac{n(a)}{n(a+b)} \cdot \frac{n(d)}{n(b+d)}}.$$

После проведения процедуры поиска границы между благополучными и неблагополучными значениями индикатора вместе с ЭДУ все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы можно разделить на значимые (истинные причины экологического неблагополучия) и незначимые факторы. Критерии значимости: соблюдение минимального порогового значения результирующей точности (например, не менее 75%) и достаточное количество "точек" в классах благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых наблюдений (например, не менее 10% от общего числа наблюдений).

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.

Расчет параметров осуществляли посредством табличного редактора Microsoft Excel 2000. Для поиска ЭДУ абиотических факторов использованы собственные программы.

Результаты.

Граница между значениями индикаторной характеристики, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. В предыдущих исследованиях (Забурдаева, 2006; 2007) результаты дисперсионного анализа показали статистически значимое более низкое значение всех используемых нами индексов в весенний сезон наблюдений по сравнению с осенним и летним сезонами, а также достоверные различия значений индекса d_1 в различных типах водных объектов. Таким образом, поиск границы индикации (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 учитывались в анализе, так как их количество в этой группе оказалось недостаточным для достоверности процедуры поиска.

Результаты градуировки индикаторных характеристик по всем значимым факторам позволили установить единую границу благополучия - неблагополучия для каждого из используемых индексов. Для этого в каждой группе наблюдений полученные границы по всем абиотическим факторам были усреднены (табл. 1).

Для каждого отдельного наблюдения оценка состояния сводится к сравнению индекса разнообразия, рассчитанного для этого наблюдения, с положением границ, приведенных в таблице 1.

Таблица 1. Среднее значение \bar{n} и стандартное отклонение σ распределений границ между значениями индексов разнообразия. Значения соответствуют благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Границы получены для N разных абиотических факторов в различных сезонах 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	15	8	24	8	25	8	21	
\bar{n}	0.78	0.68	0.81	0.69	0.78	0.32	0.43	
σ	0.03	0.10	0.06	0.05	0.02	0.03	0.03	

Поиск экологически допустимых уровней абиотических факторов. Результаты поиска представлены в табл. 2, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жесткие значения ЭДУ из всех полученных по использованным нами индексам в отдельных группах исследования. Наибольшая жесткость подразумевает: для верхних границ ЭДУ – наименьшее значение, для нижних – наибольшее значение.

Таблица 2. Экологически допустимые уровни (ЭДУ) значимых абиотических факторов, определенные по показателям разнообразия фитопланктона бассейна реки Дон. В скобках приведены значения нижней границы ЭДУ и соответствующие им точности. 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	Точность, %	ЭДУ	Точность, %	
Прозрачность	14	84			-
Удельная электропроводность	0.0017	84			-
БПК ₅	4.19	96	5.24	82	
Смолы и асфальтены	0	84			-
Фенолы летучие	0.005	93	0.017	100	0.001
СПАВ	0.10	84	0.11	77	-
Формальдегид	0.12	94			0.00001
Нефтепродукты	0.85	79	0.31	80	0.05
Альфа-гексохлоран	0	83			0.00001
Гама-гексохлоран	0	89			0.00001
Хром шестивалентный	0.004	80			0.02
Цинк	0.016	86			0.01
Медь	0.018	87			0.001
Железо общее	0.28	78			0.1
Сульфаты	408	89			100
Хлориды	348	94	282	80	300
Гидрокарбонатный анион	336 (162.9)	87			-
Общая жесткость	11.1 (6.48)	81 (94)			-
Магний	61.80 (30.20)	89			40
Марганец общий	0.08 (0.0015)	89			-
Кальций	168 (52.1)	75			180
Кремний	17.4 (2.8)	85			10
Фосфор минеральный	0.34 (0.08)	80			0.05
Аммоний	2.14 (0.09)	82	2.82 (0.22)	86 (86)	0.5
Нитраты	3.71 (0.09)	81			-
Нитриты	0.34 (0.02)	81	0.18 (0.01)	84	0.08
NaK	353 (35)	81			-
Сумма ионов	1660 (712.5)	77 (89)			-
pH	7.97 (7.6)	88	7.9 (7.55)	94	6.5 (8.5)
Кислород	5.24	81	7.84	72	6

В результате процедуры нормирования были получены величины ЭДУ для 30 факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия в сообществах фитопланктона. Количество факторов, для которых найдены величины ЭДУ по индексам d_1 , d_2 и z_2 примерно одинаково (табл. 2). Как было сказано выше, использование индекса z_4 ограничивает нас в количестве доступных наблюдений, поэтому при его использовании количество найденных ЭДУ значительно меньше, чем для других индексов.

Результаты расчетов показали, что по большинству физико-химических показателей между значениями ЭДУ, вычисленными для разных индикаторных характеристик, не существует существенной разницы. 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, рассчитанных 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.

Результаты анализа значений полнот 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. Заметим, что значения перечисленных показателей, зависят от характера продукционно-деструкционных процессов в водоеме. 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.

В целом для большинства анализируемых факторов величины ЭДУ получились мягче, чем нормативы ПДК (для аммонийного азота, нитритов, минерального фосфора, кремния, рН, БПК₅, летучих фенолов, формальдегидов, нефтепродуктов, цинка, меди, общего железа, сульфатов, магния), что может свидетельствовать о постепенной адаптации фитопланктонного сообщества в бассейне Дона к данным факторам. Для шестивалентного хрома ЭДУ оказался более жестким. Для хлоридов, пестицидов, кальция значения ЭДУ и ПДК достаточно близки (табл. 2).

Сравнение величин ЭДУ, полученных в группе "лето-осень", с ЭДУ, полученными в группе "весна", показывает, что для некоторых факторов (нефтепродукты, хлориды, нитриты, кислород) значения ЭДУ в весенний сезон оказываются более жесткими, чем в осенний и летний сезоны. Возможно, это объясняется более высокой чувствительностью фитопланктона к воздействиям в весенний период. Для таких показателей, как рН и СПАВ, значения ЭДУ оказались достаточно близкими в сравниваемых группах. Для БПК₅ и летучих фенолов значения ЭДУ в весенний сезон выше, чем в осенний и летний сезоны (табл. 2).

Работа поддержана грантами РФФИ №07-04-00045а и №06-04-48466а.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов В.А., Сущеня Л.М.* Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
2. *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 промысловых рыб // Известия РАН. Сер. биол., 1995. №2. С. 218–225.
3. *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 // Известия РАН. Сер. Биол. 2005. №5. С. 1–7.
4. *Забурдаева Е.А.* Методический анализ использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации экологического состояния водных объектов бассейна р. Дон // Материалы Международной конференции "Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем". Санкт-Петербург, 2006. С. 112–117.
5. *Забурдаева Е.А.* Ранговые распределения численности клеток фитопланктона как инструмент биоиндикации качества вод (на примере водных объектов бассейна р. Дон) // Общая и прикладная ценология. 2007. №6. С. 27–33.
6. *Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П.* Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Известия Самарского научного центра РАН. Вып. 4. Актуальные проблемы экологии. 2005. С. 84–91.
7. *Забурдаева Е.А., Левич А.П.* Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод в бассейне Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9. №1. С. 195–211.
8. *Замолодчиков Д.Г.* Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. 1993. Т.15. СПб. С. 214–233.
9. *Левич А.П.* Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. № 2. С. 280–282.
10. *Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Елисеев Д.А., Максимов В.Н., Качан Л.К.* Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестник МГУ. Сер. биол., 1996. №3. С. 18–25.
11. *Левич А.П., Терехин А.Т.* Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Водные ресурсы. 1997. №3. С. 328–335.
12. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: РЭФИА, 2004. 271 с.
13. *Чесноков С.В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
14. *Berger W.H., Parker F.L.* Diversity of planktonic Evraminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. №3937. Pp. 1345–1347.
15. *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 Publishers. 1999. Pp. 363–381.

**CALIBRATION OF DIVERSITY INDEXES AND SEARCH ECOLOGICAL TOLERABLE LEVELS OF ABIOTIC FACTORS
(ON AN EXAMPLE OF WATER OBJECTS OF DON RIVER)**

Zaburdaeva E. A.

By the data of hydrobiological monitoring for many years (1978-1988) in water objects of Don river calculation of rank distribution parameters and indexes of dominance for phytoplankton species abundance is conducted. The borders of investigated characteristics corresponding borders of ecological well-being - trouble condition of phytoplankton communities are calculated. Ecological tolerable levels for the cores abiotic factors are found. The contribution of each of analyzed factors to a degree of ecological trouble is found out