

УДК 577.4

**ГРАНИЦЫ НОРМЫ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ,
ПОЛУЧЕННЫЕ В РАМКАХ IN SITU-ТЕХНОЛОГИИ КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА
ВОД***

* Работа частично поддержана РФФИ (гранты 11-04-00915а и 12-07-00580а).

© 2013 г. **Н.Г. Булгаков, Д.В. Рисник, А.П. Левич, Е.С. Милько**

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва

Ключевые слова: природные экосистемы, биоиндикация, экологическая диагностика, экологическое нормирование, экологический мониторинг, оценка состояния экосистем.



Н.Г. Булгаков Д.В. Рисник А.П. Левич Е.С. Милько

Статья посвящена исследованию различных способов биоиндикации водных экосистем с целью определить границы нормы их качества по биологическим и физико-химическим показателям. Предложена оригинальная технология контроля окружающей среды, основанная на анализе данных мониторинга природных экосистем, а не данных лабораторных токсикологических экспериментов. Предложены методы оценки состояния водных экосистем, базирующиеся на уже имеющихся данных (в данном случае о численностях и биомассах видов и размерных классов фитопланктона). Установлены границы норм для биологических индикаторов и физико-химических характеристик для оценки степени благополучия или неблагополучия изученных экосистем.

Введение

Цель работы – разработать технологию, обеспечивающую установление границ нормы качества природных вод на основе данных многолетнего и регулярного мониторинга биологических и физико-химических показателей водных объектов. С помощью технологии предполагается выбрать биологические индикаторы, наиболее адекватно оценивающие состояние экосистем, получить указанные границы нормы для конкретных индикаторов и для факторов, существенно влияющих на благополучие индикаторов, установить очередность водоохранных мероприятий, исходя из степени вклада факторов в экологическое неблагополучие. Предложена оригинальная технология контроля окружающей среды, основанная на анализе данных мониторинга природных экосистем, а не данных лабораторных токсикологических экспериментов. Для установления существенности воздействующих факторов вместо параметра точности использован параметр существенности. Впервые при поиске связей между биоиндикаторами и факторами, кроме критерия полноты, применен критерий достаточности. Впервые границы нормы найдены для водных объектов Верхней Волги.

Результаты работы могут быть применены при проведении экологического нормирования, при получении целевых показателей качества вод, при установлении фоновых значений потенциально опасных воздействий, при проведении экологической экспертизы и аудита, при составлении схем комплексного использования водных объектов, при экологическом районировании и картировании, при мероприятиях по восстановлению и реабилитации нарушенных экосистем.

Теоретические предпосылки и методическое обеспечение

В силу проблем, возникающих при применении существующей системы экологического контроля природной среды России, основанной на нормативах предельно-допустимых концентраций (ПДК), возникает необходимость создания технологии, предлагающей нормы качества природных экосистем, базирующиеся на анализе данных наблюдений за биологическими и физико-химическими показателями *in situ*.

Основные научные претензии к применению ПДК следующие:

– неблагополучие тестовой популяции в колбе отождествляют с неблагополучием реальной экосистемы;

– если в лабораторных опытах уровень ПДК представляет собой следствие существования «красной черты» для состояния тестовой популяции, то при применении ПДК к природным объектам происходит подмена понятий и границей между благополучными и неблагополучными состояниями экосистем полагают лабораторные величины ПДК;

– если в лабораторных опытах на тестовую популяцию воздействует единственный испытываемый фактор и предполагается, что действие остальных не приводит к неблагополучию, то в природных экосистемах нет изолированного действия факторов, и все они одновременно влияют на каждую из биологических характеристик и могут одновременно приводить к неблагополучию;

– ПДК устанавливают как универсальные нормативы для огромных административных территорий. Они не учитывают специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональности, биогеохимические провинции с естественными геохимическими аномалиями и различным уровнем содержания природных соединений), а значит и их токсикорезистентность;

– на организмы, помимо химического загрязнения, оказывают влияние многие другие факторы, например, водообеспечение, тепловое, электромагнитное или биологическое загрязнения; и хотя контроль за многими «нехимическими» воздействиями в принципе возможен в лабораторных условиях, в реальности никто не занимается определением соответствующих ПДК;

– многие факторы среды приводят к экологическому неблагополучию как при слишком высоких, так и при слишком низких уровнях; ПДК ограничивают лишь высокие уровни воздействий;

– универсальные ПДК одинаковы для природных объектов различного целевого назначения (например, заповедные объекты, зоны рекреации, техногенные или урбанизированные территории, зоны свалок и т. д.) и не всегда различны для разных целей использования природных ресурсов (например, для питьевого водоснабжения, для промышленных нужд, почвы для выращивания и вода для полива сельскохозяйственных культур).

Экологическую неэффективность методологии ПДК призвана преодолеть *in situ*-технология контроля окружающей среды [1, 2], согласно которой:

– оценку состояния природных экосистем следует проводить не по уровням факторов среды, а по характеристикам биологических компонент (биологическим индикаторам);

– эту оценку следует проводить *in situ*, а не *in vitro*;

– границы нормы факторов среды следует вводить как уровни, не нарушающие норму экологического состояния, установленную по биологическим индикаторам.

Один из методов анализа данных – переход от количественных переменных к их качественным классам [3]. В приложении к проблеме анализа экологических данных такую возможность предоставляет метод установления локальных экологических норм (метод ЛЭН) [2, 4].

Качественные классы для биологического индикатора – это классы «благополучных» и «неблагополучных» значений (рис. 1), указывающие соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – это классы «допустимых» и «недопустимых» значений. Если некоторая биологическая характеристика Y действительно является индикатором воздействия на биоту фактора X , то благополучные значения индикатора Y встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора X , а неблагополучные значения индикатора Y – только совместно с недопустимыми значениями фактора X . Этот идеальный случай отражен на рис. 1а, где граница между «благополучными» и «неблагополучными» значениями названа «границей нормы индикатора», а граница между «допустимыми» и «недопустимыми» значениями фактора названа «границей нормы фактора».

На рис. 1б представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой Y и некоторым фактором X . От идеального случая на рис. 1а это распределение отличает наличие точек-наблюдений в области c . Наполненность области c связана с влиянием на индикатор всех существующих факторов. Если для качественных классов на рис. 1а корреляция между ними «стопроцентна», то для реальных распределений (рис. 1б) корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако если индикатор Y действительно представляет собой «правильный» отклик на воздействие X , то область b на рис. 1б обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора X никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. Однако в силу

случайного попадания точек в область b требование к ее пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область b была как можно более пустой.

Для анализа взаимосвязи между биоиндикаторами и факторами в рамках метода ЛЭН использован критерий точности [3]: степень «пустоты» области b относительно областей a и d характеризуют величины точности индикатора

$$T_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} \quad \text{и точности фактора} \quad T_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b}, \quad \text{здесь } n_a, n_b, \text{ и } n_d - \text{ число}$$

наблюдений в соответствующих областях на рис. 1. Метод ЛЭН в качестве критерия «пустоты» области b использует максимизацию результирующей точности

$$T_{\text{рез}} = \sqrt{T_{\text{инд}} T_{\text{факт}}}.$$

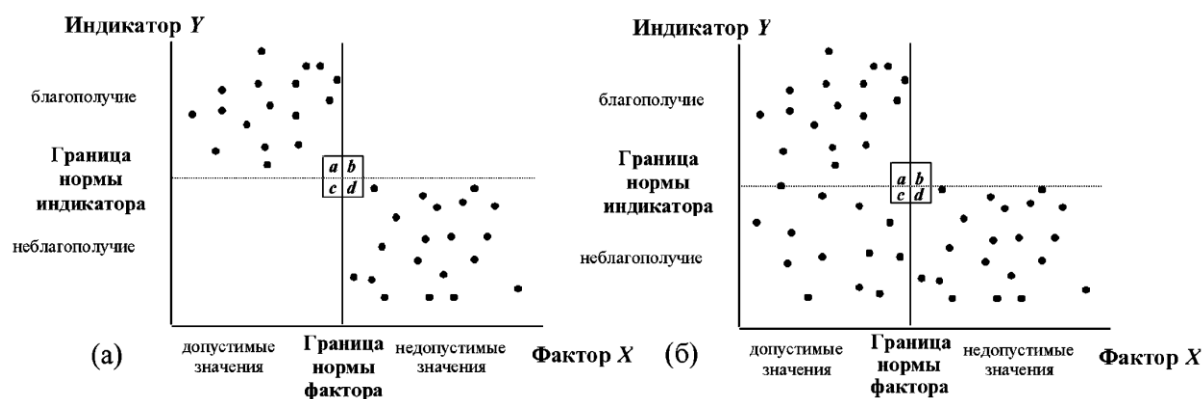


Рис. 1. Классы значений индикатора и фактора: a – в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор, b – в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов.

Однако коэффициент точности характеризует степень «пустоты» области b независимо от того, вызвана эта «пустота» зависимостью биоиндикатора от фактора или собственными распределениями биоиндикатора и фактора. Поэтому вводится модификация критерия точности, которая учитывала бы влияние на точность особенностей статистического распределения значений каждой из характеристик. С.В. Чесноков [3] называет модифицированный критерий коэффициентом существенности.

Существенность детерминации, характеризующую степень «пустоты» области b в сравнении с областью a (существенность индикатора), рассчитывают по формуле

$$C_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} - \frac{n_a + n_c}{N}.$$

Существенность детерминации, характеризующую степень «пустоты» области b в сравнении с областью d (существенность фактора),

рассчитывают по формуле $C_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b} - \frac{n_d + n_c}{N}$. Результирующую существенность детерминации, характеризующую «пустоту» области b в сравнении с областями a и d , можно описать коэффициентом $C = \sqrt{C_{\text{инд}} C_{\text{факт}}}$.

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

1. Выполняется $T > T_{\text{мин}}$, где $T_{\text{мин}}$ – один из параметров поиска (обычно его принимают в пределах 0,8–0,9).

2. Количество наблюдений в областях a и d графика (см. рис. 1) должно быть достаточно представительным, чтобы результат поиска был достоверным.

Представительность индикатора можно описать величиной $\text{ПР}_{\text{инд}} = \frac{n_a}{N}$,

представительность фактора – $\text{ПР}_{\text{факт}} = \frac{n_d}{N}$, здесь n_a и n_d – количество наблюдений в областях a и d соответственно, N – общее количество наблюдений. Каждая из представительностей должна быть больше заданного параметра поиска $\text{ПР}_{\text{мин}}$ (обычно $\text{ПР}_{\text{мин}}$ варьирует в диапазоне 0,15–0,25).

3. Достоверность результатов поиска может быть обеспечена, если общее число наблюдений N не слишком мало: $N > N_{\text{мин}}$, где $N_{\text{мин}}$ – еще один параметр поиска (обычно его выбирают в пределах от 30 до 80).

Все существенные факторы, т. е. отобранные по критерию существенности (точности), могут быть проранжированы на основании критерия полноты $\Pi = \frac{n_d}{N}$ [3]

для исследуемого фактора, где n_d – количество неблагоприятных по индикатору и недопустимых по фактору наблюдений (в области d на рис. 1), а N – количество неблагоприятных по индикатору наблюдений во всем исследуемом массиве (т. е. при любых значениях всех факторов). Чем выше полнота фактора, тем большую долю неблагоприятных наблюдений он объясняет, т. е. тем выше его вклад в неблагоприятие биоты. С помощью критерия достаточности $D = M^- / N^-$, где M^- – количество наблюдений, не допустимых хотя бы по одному из факторов, N^- – общее

количество наблюдений, не благополучных по индикатору, можно выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагополучие. Чем выше величина достаточности, тем более высокую долю экологического неблагополучия описывают факторы, наблюдение за которыми включено в программу мониторинга.

Расчеты проводили с помощью специально разработанного программного обеспечения, реализующего алгоритмы метода ЛЭН [5].

Метод ЛЭН был апробирован на нескольких природных и урбанизированных экосистемах, где в качестве индикаторов экологического состояния использовали различные биологические показатели.

Результаты

Анализ причин экологического неблагополучия показателей видового разнообразия (ПВР) и индексов сапробности в водных объектах Нижней Волги

В работах [6, 7] были использованы данные по численности фитопланктона (726 наблюдений) и по физико-химическим показателям (271 наблюдение) на 12 створах Нижней Волги за 1989–2006 гг. Были апробированы две модели ранговых распределений: экспоненциальная и гиперболическая.

Экспоненциальная модель или модель геометрических рядов Мотомуры [8] описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где n_i – численность особей ранга i , z – параметр модели.

Гиперболическая модель [9] аппроксимирует значения численностей функцией $n_i = \frac{n_1}{i^\beta}$, где β – параметр модели.

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

Как инструмент измерения видового разнообразия также использованы индексы

выравненности [10]: индекс e_k , равный
$$e_k = 1 - \frac{1}{k} \left(\frac{\sum_{i=1}^k n_i}{\sum_{i=1}^w n_i} \right)$$
, где w – общее число

видов в сообществе, k – число видов, используемых в анализе. В случае $k = 1$ получаем $e_1 = 1 - \frac{n_1}{n}$, где $\frac{n_1}{n}$ – индекс доминирования Бергера-Паркера [11] и n – общая численность клеток в сообществе.

Таблица 1. Характеристики поиска границ нормы индикаторов для исследованных биоиндикаторов

Индикатор	Количество существующих факторов	Средняя по значимым факторам величина Доверительный интервал						ГНИ
		Точность индикатора	Точность фактора	Результрирующая точность	Представительность индикатора	Представительность фактора	Результрирующая представительность	
e_1	18	$\frac{0,87}{\pm 0,028}$	$\frac{0,85}{\pm 0,001}$	$\frac{0,86}{\pm 0,025}$	$\frac{0,33}{\pm 0,035}$	$\frac{0,29}{\pm 0,001}$	$\frac{0,30}{\pm 0}$	$\frac{0,78}{\pm 0,014}$
e_2	18	$\frac{0,88}{\pm 0,034}$	$\frac{0,86}{\pm 0,001}$	$\frac{0,87}{\pm 0,03}$	$\frac{0,35}{\pm 0,054}$	$\frac{0,29}{\pm 0,001}$	$\frac{0,33}{\pm 0,001}$	$\frac{0,82}{\pm 0,013}$
e_3	19	$\frac{0,88}{\pm 0,044}$	$\frac{0,87}{\pm 0,001}$	$\frac{0,87}{\pm 0,038}$	$\frac{0,37}{\pm 0,068}$	$\frac{0,31}{\pm 0,001}$	$\frac{0,33}{\pm 0,001}$	$\frac{0,85}{\pm 0,012}$
e_4	17	$\frac{0,86}{\pm 0,056}$	$\frac{0,85}{\pm 0,002}$	$\frac{0,86}{\pm 0,058}$	$\frac{0,35}{\pm 0,073}$	$\frac{0,32}{\pm 0,001}$	$\frac{0,33}{\pm 0,001}$	$\frac{0,87}{\pm 0,009}$
z_2	3	$\frac{0,87}{\pm 0,062}$	$\frac{0,86}{\pm 0,002}$	$\frac{0,87}{\pm 0,076}$	$\frac{0,29}{\pm 0,055}$	$\frac{0,30}{\pm 0,002}$	$\frac{0,29}{\pm 0}$	$\frac{0,81}{\pm 0,107}$
z_3	9	$\frac{0,87}{\pm 0,030}$	$\frac{0,86}{\pm 0,001}$	$\frac{0,87}{\pm 0,024}$	$\frac{0,28}{\pm 0,065}$	$\frac{0,27}{\pm 0,001}$	$\frac{0,27}{\pm 0,001}$	$\frac{0,73}{\pm 0,044}$
z_4	7	$\frac{0,86}{\pm 0,075}$	$\frac{0,87}{\pm 0,001}$	$\frac{0,87}{\pm 0,068}$	$\frac{0,27}{\pm 0,006}$	$\frac{0,29}{\pm 0,001}$	$\frac{0,28}{\pm 0}$	$\frac{0,74}{\pm 0}$

В качестве биоиндикаторов экологического состояния были исследованы семь ПВР: параметры экспоненциального рангового распределения z_2 , z_3 и z_4 (индексы означают количество доминирующих по численности видов, использованных в модели) и показатели выравнивания e_1 , e_2 , e_3 , e_4 ($e_k = 1 - \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{n}$). Проведены расчеты величин границ нормы индикаторов (ГНИ) и границы нормы факторов (ГНФ) для биологических и физико-химических характеристик, участвовавших в анализе причин экологического неблагополучия (табл. 1, 2). Границы нормы искали как в

области высоких значений фактора (верхние ГНФ), так и в области его низких значений (нижние ГНФ).

Таблица 2. Границы нормы факторов (ГНФ) факторов, существенных для экологического неблагополучия индикатора e_1 , и характеристики их поиска

Фактор	ГНФ	Полнота фактора	Результирующая точность	Результирующая представительность	ПДК
Na+K, мг/л, н.у.	20	0,57	0,97	0,38	
Цветность по Pt-Co шкале, град., н.у.	21	0,54	0,83	0,39	20
Железо общее, мг/л, н.у.	0,04	0,44	0,83	0,33	
Растворенный кислород, мг/л, в.у.	10	0,44	0,81	0,34	
Взвешенные вещества, мг/л, в.у.	21	0,44	0,90	0,30	0,25
рН, в.у.	8,2	0,39	0,84	0,31	8,5
Азот суммарный минеральный, мг/л, в.у.	0,54	0,38	0,88	0,33	
ДДТ, мкг/л, в.у.	0,002	0,37	0,96	0,30	0,001
Азот нитратный, мг/л, н.у.	0,24	0,36	0,81	0,31	
Азот нитратный, мг/л, в.у.	0,46	0,35	0,86	0,32	9,0
Жесткость, мг-экв/л, в.у.	4,0	0,35	0,85	0,33	7,0
Кремнекислота, мг Si/л, в.у.	2,7	0,35	0,83	0,28	
Прозрачность, см, н.у.	12	0,35	0,84	0,31	
Фосфаты, мг P/л, н.у.	0,008	0,34	0,93	0,28	
Углекислый газ, мг/л, н.у.	1,0	0,34	0,92	0,27	
Фенолы, мг/л, в.у.	0,004	0,32	0,83	0,28	0,001
Гидрокарбонатный анион мг/л, н.у.	85	0,31	0,91	0,25	
Нефтепродукты, мг/л, в.у.	0,19	0,31	0,89	0,26	0,05

Примечания: н.у. – нижняя ГНФ; в.у. – верхняя ГНФ.

Найденные величины ГНИ каждого индикатора для разных факторов варьировали незначительно: доверительный интервал разбросов составил от 0 до 0.11 при доверительной вероятности 95 % (см. табл. 1). В этой же таблице сведены еще несколько характеристик поиска: средние величины точности, представительности; количества существенных факторов; суммарная полнота охвата существенными факторами случаев неблагополучия. Приведенные характеристики поиска могут служить критериями отбора показателей, более пригодных (по этим критериям) для индикации качества вод. Для выбора индикатора в случае близости указанных

критериев может быть востребован также принцип наибольшей жесткости [1]: следует признать более предпочтительным индикатор, для которого по большинству факторов были наиболее жесткими найденные величины ГНФ. Наибольшая жесткость ГНФ определяется минимальным размером области допустимых значений фактора (области $a + c$ на рис. 1).

По большинству критериев (особенно по количеству существенных факторов и по представительности) предпочтительными оказались индексы выравненности e_1 , e_2 , и e_3 . Показатели z_3 , z_4 и S уступают индексам выравненности также потому, что требуют проведения ресурсоемких вычислений вместо расчета по простым алгебраическим формулам. Дальнейший анализ проведен для индекса e_1 .

В табл. 2 приведены значения ГНФ для факторов, которые оказались значимыми для индикатора e_1 . Факторы расположены в порядке убывания их вклада в степень неблагополучия индикатора согласно величине полноты. Среди факторов, дающих наибольший вклад (полнота более 0,4), можно обнаружить концентрации ряда химических элементов (недостаток суммы ионов натрия и калия, железа), физические факторы (нижнее значение цветности, избыток взвешенных веществ). В последнем столбце таблицы напротив названий факторов, для которых найдены верхние ГНФ, приведены значения ПДК (если таковые установлены). Обращает на себя внимание намного более жесткое по сравнению с ПДК значение ГНФ по нитратному азоту и взвешенным веществам (во втором случае норматив не является ПДК, поскольку определен не в опытах с лабораторными тест-объектами, а экспертным путем, исходя из общих требований к составу и свойствам воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей (Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 № 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения»). В данном случае очевидно, что нормативы ПДК являются завышенными. Например, для азота значение ПДК, равное 9 мг/л, крайне редко встречается в природных водах и может свидетельствовать о крайне высокой степени антропогенной загрязненности. Аналогичный вывод можно отнести и к концентрации взвешенных веществ. Обычное значение этого показателя в исследованных природных водоемах варьирует в пределах примерно от 1 до 100 мг/л, что по величине более соразмерно с найденной ГНФ, а не с концентрацией, прописанной в «Общих требования к составу и свойствам

воды водных объектов, используемых для рыбохозяйственных целей (Приложение № 1 к Правилам охраны поверхностных вод, 1991 г.).

Отсутствие существенных результатов поиска границ для какой-либо пары «индикатор-фактор» может означать: 1) все значения фактора в исследованном массиве были только допустимыми, т. е. фактор не существенен для экологического неблагополучия; 2) все значения фактора были недопустимыми, в силу чего его роль в неблагополучии особо существенна; 3) все значения индикатора были только благополучными, т. е. ни один из факторов не оказывал негативного влияния; 4) все значения индикатора были только неблагополучными, т. е. в каждом наблюдении хотя бы одна причина приводила к экологическому неблагополучию; 5) исследованная биологическая характеристика не является удачным индикатором влияния исследованного фактора.

На основании полученных ГНИ и ГНФ был проведен анализ экологического неблагополучия и его причин для отдельных створов наблюдения Нижней Волги. Для этого сравнивали значения ПВР и физико-химических факторов на данном створе со значениями соответственно ГНИ и ГНФ.

В табл. 3 для каждого створа сведены относительные характеристики качества для показателя выравненности e_1 , равные отношению величины ГНИ к среднемуголетнему значению показателя для створа.

Таблица 3. Анализ экологического неблагополучия для створов Нижней Волги

Качество вод на всех створах оказалось неблагополучным, наиболее неблагополучен створ с. Каменный Яр, чуть менее – с. Подчалык. Самые благополучные – пос. Аксарайский и с. Селитренное.

Кроме того, в табл. 3 для каждого створа и существенного фактора приведены характеристики влияния факторов, равные отношению среднемуголетних значений фактора к значениям их верхних ГНФ или/и отношению значений нижних ГНФ к среднемуголетним значениям фактора. Неблагополучие биоты преимущественно вызвано существенными превышениями ГНФ фенола, ДДТ, в меньшей степени – нефтепродуктов, для ряда створов – взвешенных веществ, а для створа с. Каменный Яр – также недостатком железа и превышением ГНФ для суммарного азота. Наименьший вклад в неблагополучие вносят недостаток содержания: фосфора

фосфатов, углекислого газа, железа (кроме створа с. Каменный Яр), нитратного азота, суммы ионов натрия и калия.

Анализ причин экологического неблагополучия показателей размерной структуры (ПРС) в водных объектах Верхней Волги

Исходными данными служили данные по численности и биомассе фитопланктона и данные о физико-химических характеристиках на створах Верхней Волги за 1978–2009 гг. Был проведен поиск размеров отдельных клеток каждого вида фитопланктона по определителям, базам данных в Интернет, частным сообщениям.

В качестве биологических индикаторов рассматривали:

- средний размер клеток в пробе: $\bar{m} = b/n$, где b и n – соответственно суммарные биомасса и численность видов фитопланктона в данном наблюдении;
- показатели, характеризующие соотношения размерных классов (крупных, средних, мелких клеток) в пробе; для определения этих показателей были выделены несколько размерных классов.

Предложен метод преобразования численностей или биомасс размерных классов в показатели размерной структуры. Формула расчета этих показателей в общем виде:

$$S_i = \frac{(k-1) \times l_k + (k-2) \times l_{kc} + \dots + (k-k) \times l_m}{(k-1)(l_k + l_{kc} + \dots + l_m)},$$

где k – общее число размерных классов, l_k ,

l_{kc} , l_m – соответственно либо относительные численности классов крупных, средних более крупных и мелких клеток, либо их относительные биомассы.

По факторам и индикаторам проводили поиск как верхних, так и нижних границ нормы.

С помощью метода ЛЭН был выбран индикатор, наиболее полно отражающий причины неблагополучия экосистем Верхней Волги по ПРС. Таким индикатором оказался показатель размерной структуры, характеризующий соотношения численностей двух размерных классов (табл. 4).

Найденные границы норм позволили установить границы классов качества как по биологическим, так и по физико-химическим характеристикам исследованных экосистем. На примере БПК₅ и ХПК можно видеть, что найденные границы неуниверсальны.

Таблица 4. Границы нормы для индикатора S_n (2 класса) и для физико-химических факторов, существенных для неблагополучия этого биоиндикатора в период с мая по август в Верхней Волге (факторы упорядочены по их индивидуальной полноте)

Фактор	Верхняя ГНФ (в скобках нижняя ГНФ)	Полнота фактора	Верхняя ГНИ (в скобках нижняя ГНИ)	Достаточность по индикатору
БПК ₅ , мг/л	(2,88)	0,64	0,79 ± 0,10 (0,49 ± 0,13)	0,95
Степень насыщения кислородом, %	(81)	0,48		
Азот аммонийный, мг/л	(0,16)	0,43		
Растворенный кислород, мг/л	(7,47)	0,40		
ХПК, мг/л	35,5 (24,0)	0,37		
Цинк, мг/л	15 (4)	0,37		
Железо общее, мг/л	(0,1)	0,31		
Цветность по Pt-Co шкале, град	62	0,31		
Кремнекислота, мгSi/л	2,3 (0,5)	0,24		
Магний, мг/л	17,6 (7,5)	0,20		
Сульфаты, мг/л	(24,2)	0,17		
Сумма ионов, мг/л	(174)	0,13		

Выводы

В процессе работы на основании совместного анализа различных биологических индикаторов и значений воздействующих на них факторов окружающей среды выявлены индикаторы, наиболее эффективно свидетельствующие об экологическом неблагополучии, определены факторы, существенные для экологического неблагополучия, рассчитаны границы нормы и для индикаторов, и для факторов. Существенные факторы проранжированы по степени их вклада в экологическое неблагополучие. Для установления существенности воздействующих факторов вместо параметра точности использован более эффективный параметр существенности. При поиске связей между биоиндикаторами и факторами, кроме критерия полноты, применен критерий достаточности, указывающий на то, насколько достаточна программа физико-химического мониторинга. Границы нормы найдены для водных объектов Нижней Волги и впервые для Верхней Волги.

Подчеркнем, что проделанная работа по использованию *in situ*-технологии и метода ЛЭН носит методический характер, а полученные результаты – предварительный характер. Для их уточнения и достижения воспроизводимости

необходимо пополнение баз биологических и физико-химических данных новыми наблюдениями. Тем не менее, уже сейчас можно говорить о том, что предложенная технология, включающая метод ЛЭН, может служить эффективным инструментом контроля окружающей среды, тем более эффективным, чем продолжительное период наблюдений за анализируемыми биологическими и физико-химическими переменными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н.* Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИИ-Природа, 2004. 271 с.
2. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В.* «In situ»-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 32–57.
3. *Чесноков С.В.* Детерминационный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
4. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Еришов Ю.В., Конюхов И.В., Корнева Л.Г., Лазарева В.И., Литвинов А.С., Максимов В.Н., Мамихин С.В., Осипов В.А., Отюкова Н.Г., Поддубный С.А., Пырина И.Л., Соколова Е.А., Степанова И.Э., Фурсова П.В., Цельмович О.Л.* Поиск связей между биологическими и физико-химическими характеристиками экосистемы Рыбинского водохранилища. Часть 3. Расчет границ классов качества вод // Компьютерные исследования и моделирование. 2013 (в печати).
5. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2012616523. Программа установления границ качественных классов для количественных характеристик систем и установления взаимосвязи между характеристиками (Программа установления ГКК) / Гончаров И.А., Левич А.П., Рисник Д.В.
6. *Левич А.П., Рисник Д.В., Булгаков Н.Г., Милько Е.С., Леонов А.О.* Методические вопросы применения показателей видового разнообразия фитопланктона для анализа качества вод Нижней Волги // Использование и охрана природных

- ресурсов России. 2010. № 5. С. 44–48. № 6. С. 33–37.
7. Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Милько Е.С. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктона // Вода: химия и экология. 2010. № 12. С. 27–34.
 8. Motomura I. Statistical treatment of association // Japan J. Zool. 1932. V. 44. P. 379–383.
 9. Левич А.П. Экстремальный принцип в теории сообществ // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1978. Т. 1. С. 164–82.
 10. Левич А.П., Забурдаева Е.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Мамихин С.В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов бассейна Дона) // Водные ресурсы. 2009. Т. 36. № 6. С. 730–742.
 11. Berger W.H., Parker F.L. Diversity of planctonic Euvraminifera in deepsea sediments // Science. 1970. V. 168. № 3937. P. 1345–1347.

Сведения об авторах:

Булгаков Николай Гурьевич, д. б. н., ведущий научный сотрудник, кафедра биофизики, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, 1-12; e-mail: bulgakov@chronos.msu.ru

Рисник Дмитрий Владимирович, к. б. н., научный сотрудник, кафедра биофизики, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, 1-12; e-mail: biant3@mail.ru

Левич Александр Петрович, д. б. н., ведущий научный сотрудник, кафедра биофизики, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, 1-12; e-mail: apl@chronos.msu.ru

Милько Елена Серафимовна, к. б. н., старший научный сотрудник, кафедра микробиологии, биологический факультет, Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, 1-12; e-mail: esmilk@mail.ru