

ЧАСТЬ II. РЕАЛИЗАЦИЯ ТЕХНОЛОГИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ НА ПРИМЕРЕ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Глава 7. Метод экологически допустимых уровней факторов окружающей среды

Описанная в разделе 1.2 биотическая концепция контроля природной среды (Левич, 1994) лежит в основе экологического нормирования, задача которого — выявить в пространстве абиотических факторов границы между областями "нормального" и "патологического" функционирования природных объектов. Такие границы названы экологически допустимыми уровнями (ЭДУ) нарушающих воздействий (Левич, 1994; Левич, Терехин, 1997). Согласно биотическому подходу, оценки экологического состояния на шкале "норма-патология" должны проводиться по комплексу биотических показателей, а не по уровням абиотических факторов. Абиотические же факторы (загрязнения, другие химические характеристики, климатические показатели, интенсивности переносов и др.) должны рассматриваться как агенты воздействия на популяции организмов, на экологические связи между ними и как возможные причины экологического неблагополучия.

Для реализации подобной технологии контроля наряду с методами, обеспечивающими индикацию состояния биотического компонента экосистемы, необходимы методы выявления тех физико-химических характеристик экосистемы, которые ответственны за изменение состояния сообщества и его выход за установленные границы нормального существования (Maximov *et al.*, 1999; Максимов и др., 2000б; Булгаков и др., 2003). Это, очевидно, должны быть математические методы анализа, позволяющие выделить в многомерном пространстве экологических факторов область экологического благополучия. К этой же группе следует отнести и те математические

методы, с помощью которых можно установить ЭДУ для обнаруженных повреждающих воздействий. Всем этим требованиям отвечает метод ЭДУ (Замолодчиков, 1992, 1993; Левич, Терехин, 1997), алгоритмы которого подробно излагаются в настоящей главе.

7.1. Пространство наблюдений, область нормального функционирования и экологически допустимые уровни факторов среды

Совокупность значений биотических и абиотических показателей, синхронизированных по времени и месту отбора проб, может быть наглядно представлена в виде следующего геометрического образа: в многомерном пространстве биотических факторов совокупность наблюдений представлена “облаком” точек (рис. 7.1а), каждая из которых отмечена маркером оценки состояния (в простейшем случае это два “цвета”, а именно — “хорошо” (нормальное состояние) и “плохо” (патологическое состояние)). В идеальном случае совокупность “хороших” точек образует компактную область нормального функционирования экосистемы. Граница этой области и представляет собой объект исследования для метода ЭДУ. Чтобы без лишних усложнений описать метод, примем дополнительные предположения, упрощающие реальную картину: область нормального функционирования односвязана и адекватно аппроксимируется многомерным кубом. Тогда проекции области нормального функционирования на оси пространства абиотических факторов представляют собой искомые диапазоны ЭДУ.

Для реальных совокупностей наблюдений границы области нормального функционирования нечетки и размыты (рис. 7.1б). Поэтому в методе ЭДУ используются процедуры оптимального распознавания образов, многомерного статистического и детерминационного анализа. Если оценки состояния не бинарны, то метод позволяет получать нормативы различной степени жесткости, сдвиг границы между оценками, объявленными благополучными и неблагополучными, меняет границу области нормального функционирования в пространстве действующих факторов, а с нею — нормативы ЭДУ. Таким образом, появляется возможность вводить дифференцированные нормативы допустимых воздействий для различных категорий природных объектов (например, заповедных зон, рекреаций, хозяйственных территорий, зон дампинга и

др.). ЭДУ, полученные на основе оценок по различным биотическим идентификаторам, естественно, могут различаться. Для выбора “истинного” норматива следует, как и в случае отбора оценок состояния, или выбрать приоритетный идентификатор, или, применив принцип наибольшей жесткости, отобрать наиболее безопасный для биоты норматив.

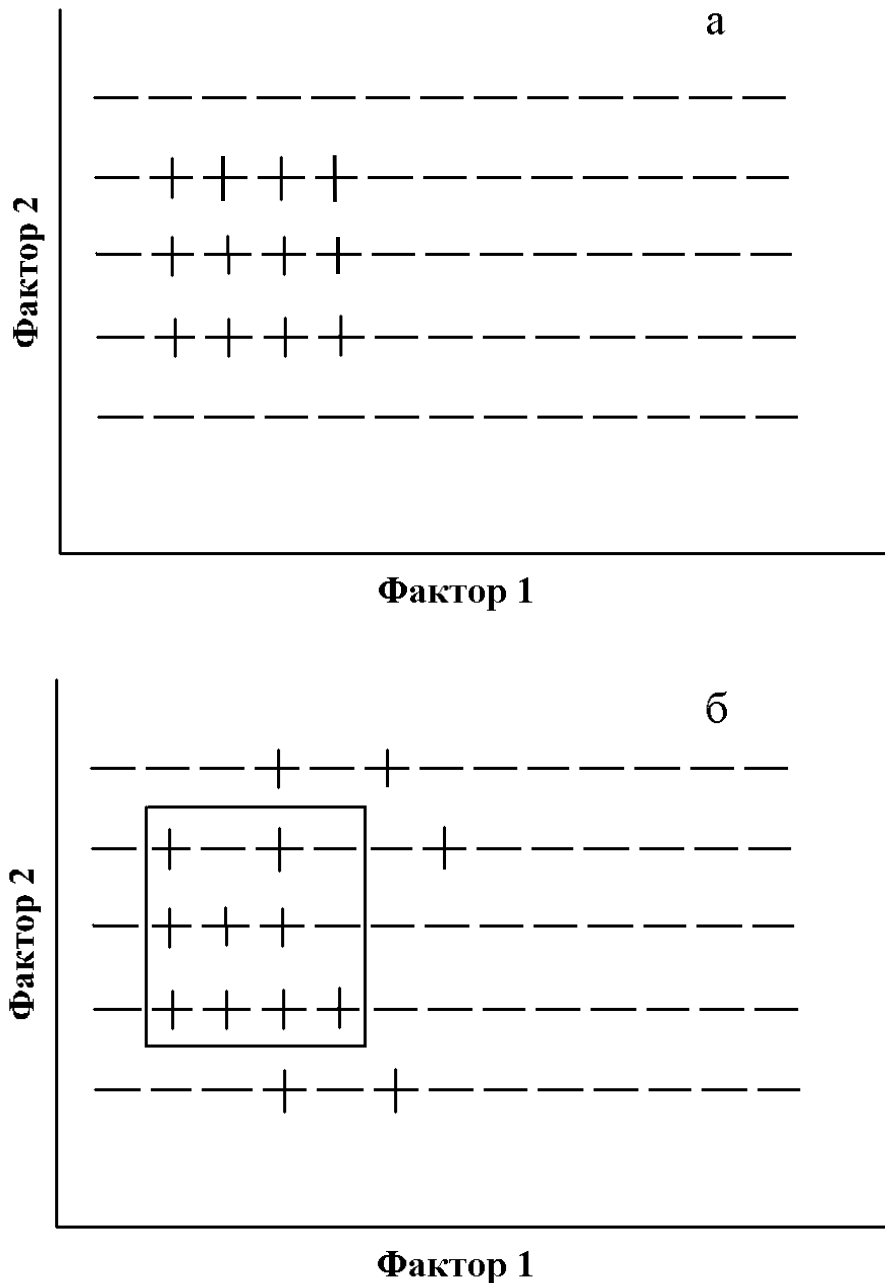


Рисунок 7.1. Область нормального функционирования (знаки «плюс») в окружении области аномального функционирования (знаки "минус") в пространстве факторов среды; а — идеальный случай, б — случай, приближенный к реальности

7.2. Использование метода ЭДУ для диагностики и нормирования факторов окружающей среды

Поставленная задача выделения в пространстве факторов области нормального функционирования экосистемы (в форме многомерного параллелепипеда) и расчета границ этой области (т.е. величин ЭДУ) по каждому из факторов решается с помощью метода многомерного анализа данных, который для простоты далее будем называть методом ЭДУ (Замолодчиков, 1992, 1993; Левич, Терехин, 1997; Максимов и др., 2000а; Левич и др., 2001). Выход за пределы ЭДУ будем интерпретировать как переход системы из благополучного в неблагополучное состояние.

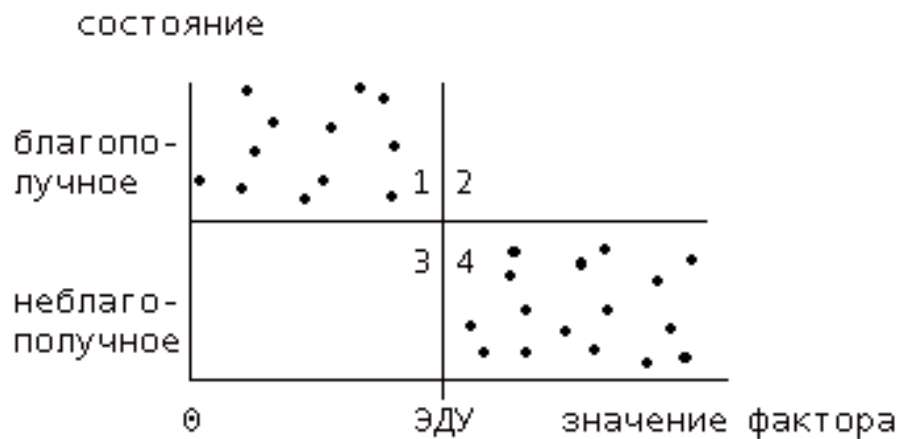


Рисунок 7.2. Идеальная диаграмма распределения наблюдений для одномерного пространства факторов. Сектор 1 — благополучные наблюдения при соблюдении ЭДУ; сектор 2 — благополучные наблюдения при несоблюдении ЭДУ; 3 — неблагополучные наблюдения при соблюдении ЭДУ; 4 — неблагополучные наблюдения при несоблюдении ЭДУ

На рис. 7.2 показано распределение наблюдений для идеального случая одномерного пространства факторов с простой областью нормального функционирования (при всех значениях фактора, меньших ЭДУ, состояние экосистемы благополучно). Однако в реальности, как правило, обнаруживаются точки, соответствующие благополучию экосистемы при превышении ЭДУ и, наоборот, неблагополучию экосистемы при соблюдении ЭДУ. От того, каков процент таких точек от общего количества наблюдений, зависит уровень значимости анализируемой переменной. Существует два критерия значимости — точность и полнота (Чесноков, 1982), привлеченные из теории детерминационного анализа (ДА) многомерных данных (см. главу 3).

Рассмотрим, как с помощью указанных критериев устанавливается степень связи (сопряженности) между определенными признаками двух переменных. При этом сопряженностью называется условное суждение вида “если x , то y ”, где x и y — это определенные признаки соответственно *объясняющей* и *объясняемой* переменных. Обозначим количество наблюдений в квадрантах 1, 2, 3 и 4 соответственно как a , b , c и d . Точность и полнота — это условные частоты данной сопряженности. При исследовании сопряженности “если значение абиотической (объясняющей) переменной выходит за границы ЭДУ (“много”), то значение биотической (объясняемой) переменной неблагоприятно (“мало”). Тогда точность (Т) — доля случаев, когда сопряженность подтверждается, среди всех случаев, в которых имеет место объясняющий признак, т.е. $T = \frac{d}{b+d} 100\%$; полнота (П) — доля случаев, когда сопряженность подтверждается, среди всех случаев, в которых имеет место объясняемый признак, т.е. $P = \frac{d}{c+d} 100\%$. Другими словами, точность — это частотная оценка достаточности сопряженности, а полнота — частотная оценка необходимости сопряженности. Вычислим, например, точность и полноту для конкретной сопряженности «если значение концентрации фенолов было высоким (превышало ЭДУ), то наблюдалась низкая общая численность зоопланктона (экологическое неблагоприятие)». Допустим, что для концентрации фенолов количество наблюдений в классе “много” равно 100, а для численности зоопланктона число наблюдений в классе “мало” — 50. Количество совпавших наблюдений составило 40. Следовательно, $T = (40/100)100\% = 40\%$, а $P = (40/50)100\% = 80\%$ (рис. 7.3а). Соответственно, 100%-я точность означает, что все заданные значения объясняющей переменной сопряжены только с заданным значением объясняемой переменной и ни с каким другим (рис. 7.3б), а 100%-я полнота — что все заданные значения объясняемой переменной встречаются только вместе с заданным значением объясняющей переменной и ни с каким другим (рис. 7.3в).

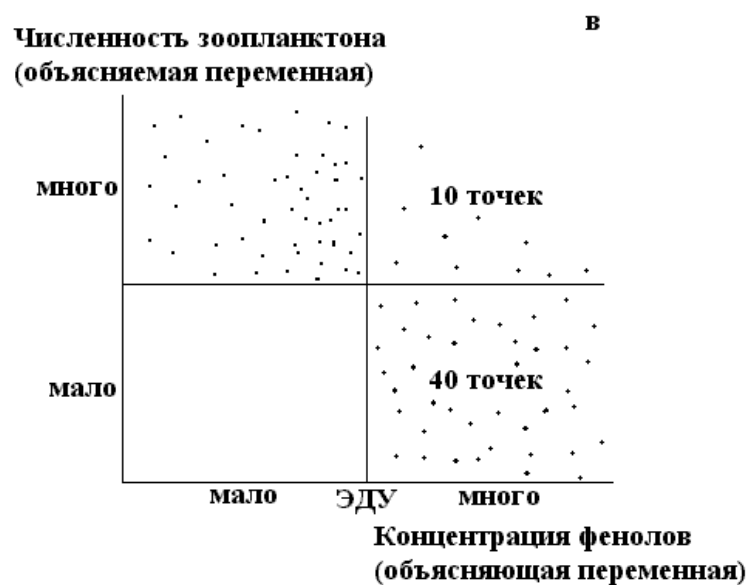
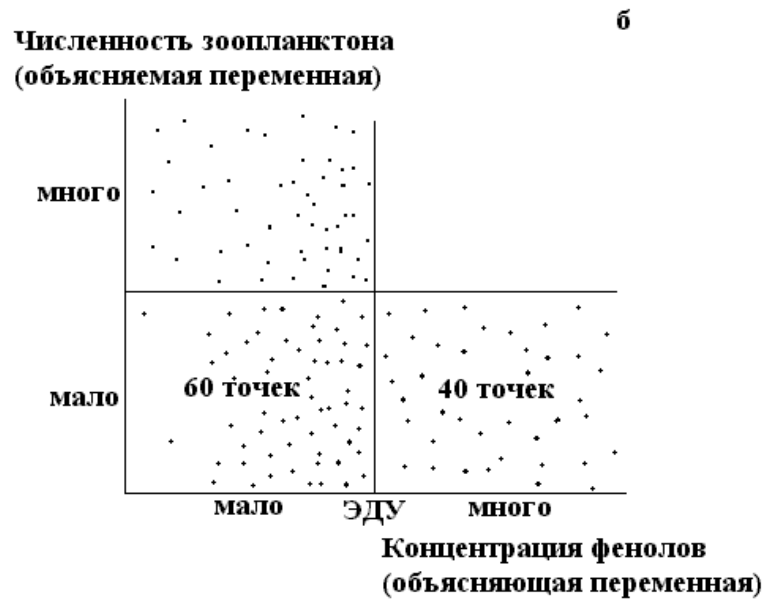
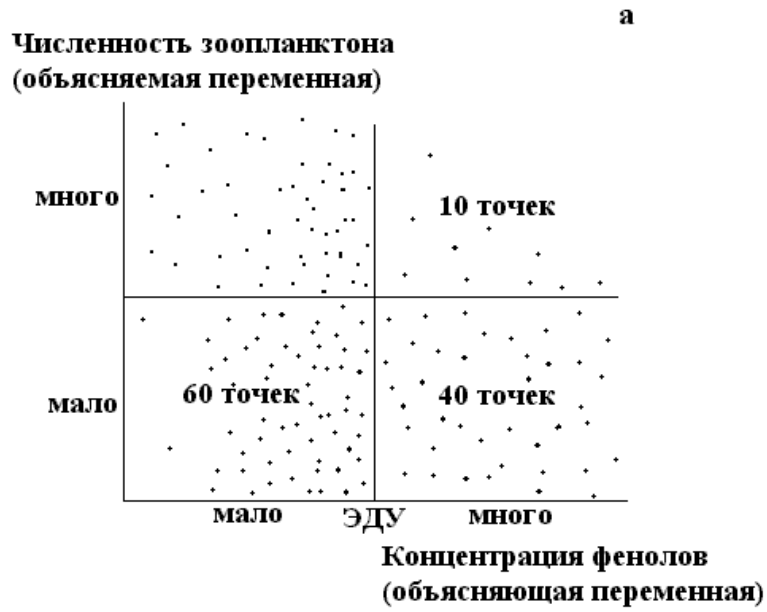


Рисунок 7.3. Примеры вычисления точности и полноты при анализе сопряженностей ДА: а — точность и полнота меньше 100%; б — точность 100%; в — полнота 100%

Если ищется только верхняя допустимая граница оптимизируемой переменной (например, для водных экосистем — концентрации веществ-загрязнителей, БПК₅, ХПК) или нижняя граница (концентрация растворенного кислорода), то график зависимости биотической характеристики от абиотической переменной носит вид, как на рис. 7.3. В том случае, если неблагополучие биоты связано как со слишком высокими, так и со слишком низкими значениями переменной (например, концентрации солей азота, фосфора, кальция, магния, калия, марганца, хлоридов, сульфатов и др.), оптимальным должен быть интервал ее значений посередине шкалы (рис. 7.4). Тогда формулы для расчета точности и полноты запишутся следующим образом:

$$T = \frac{d + f}{a + c + d + f} 100\%, \quad \Pi = \frac{d + f}{d + e + f} 100\%.$$

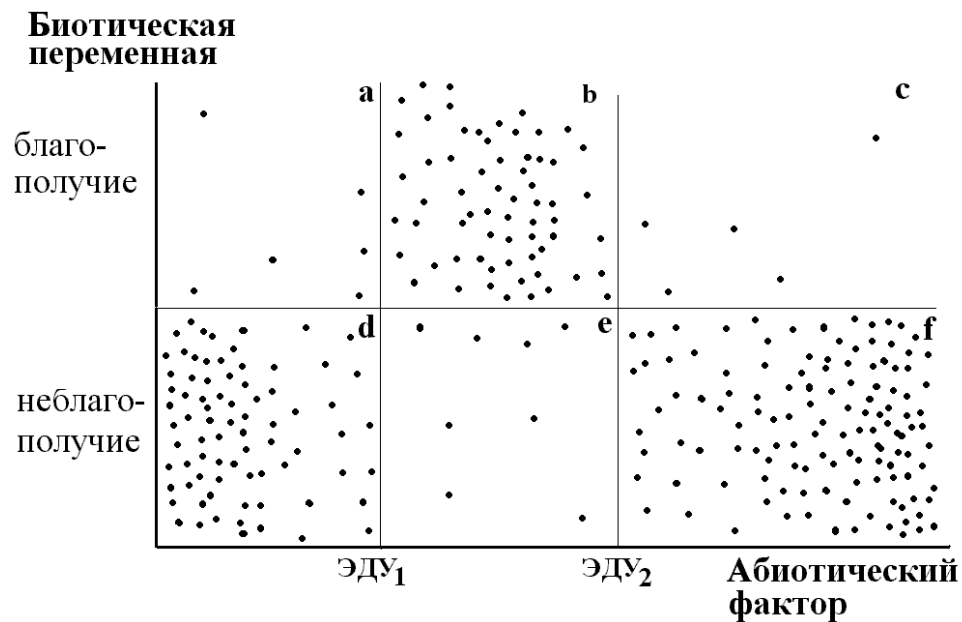


Рисунок 7.4. Оптимизация числовой переменной при установлении двусторонней границы

Таким образом, определить влияние x на y — значит, в первую очередь, найти оптимальное значение ЭДУ (или ЭДУ₁ и ЭДУ₂ в случае двусторонней границы) при заданном значении границы между благополучием и неблагополучием ("мало" и "много") состояния экосистемы и заданных минимальных порогах точности и полноты.

Оценка состояния

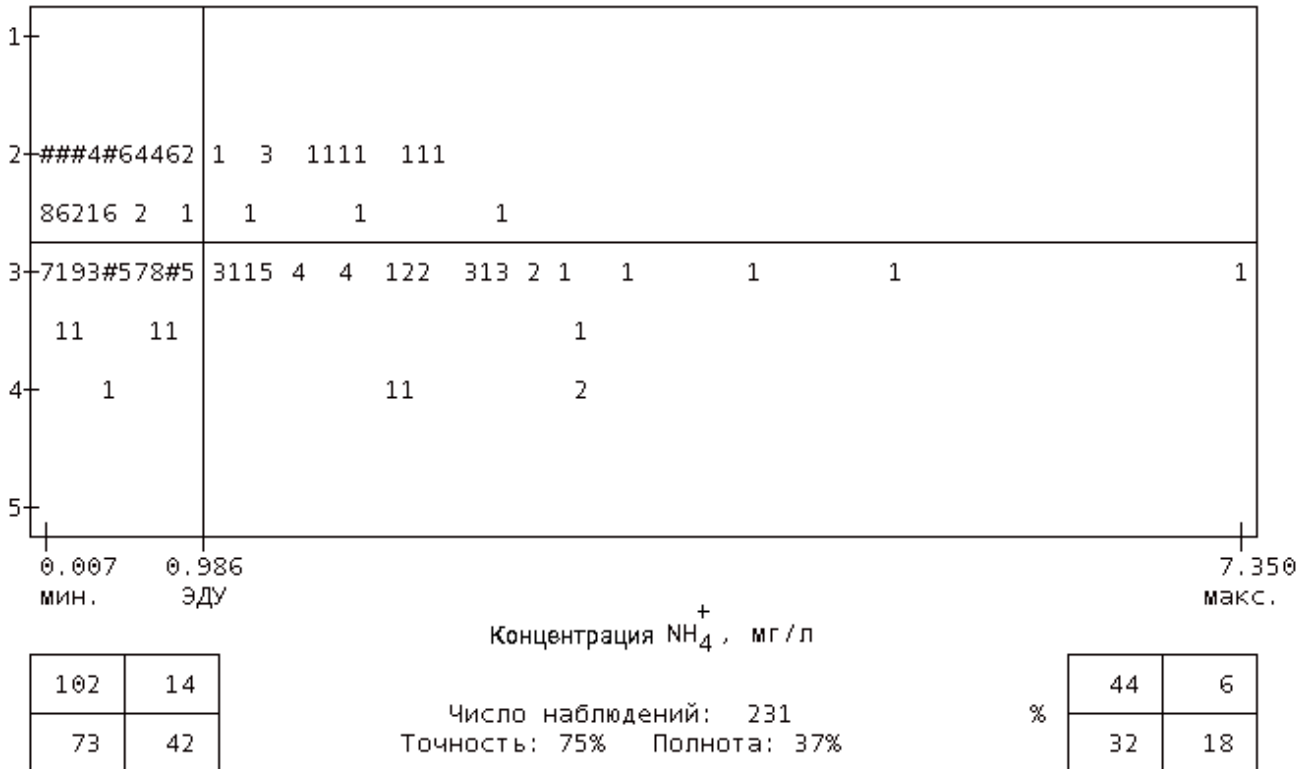


Рисунок 7.5. Реальная диаграмма распределения наблюдений за экологическим состоянием фитопланктона для одномерного пространства факторов (концентрация ионов аммония). Цифры указывают число наблюдений с координатами, соответствующими данной точке координатной плоскости; знак # означает, что число наблюдений было более 9. На уменьшенной диаграмме слева внизу цифры обозначают количество наблюдений в каждом квадранте; на такой же диаграмме справа внизу указано процентное соотношение наблюдений в каждом квадранте

Диаграмма расчета ЭДУ по реальным данным (оценка состояния по фитопланктону и концентрация ионов аммония) приведена на рис. 7.5. Здесь точность полученного ЭДУ (0.985 мг/л) равна $\frac{42}{42+16} 100\% = 75\%$, а полнота — $\frac{42}{42+73} 100\% = 37\%$.

Есть несколько причин нарушений идеального случая, изображенного на рис. 7.3. Первая из них — статистический разброс и погрешности измерений, в результате чего могут появиться точки в квадрантах 2 и 3 на диаграмме. Вторая причина — воздействие на экосистему факторов среды, отличающихся от рассматриваемого, которые могут вызывать экологическое неблагополучие при значениях исходного фактора, меньших ЭДУ. Это приводит к снижению полноты, т.е. к появлению точек в квадранте 3 на диаграмме, но никак не отражается на точности (не добавляет точек на диаграмме в квадранте 2). Чем более значим данный фактор при объяснении экологического неблагополучия (или чем большее число неблагополучных случаев может

быть объяснено превышением ЭДУ именно данного фактора), тем выше критерий полноты.

Рис. 7.5 иллюстрирует анализ влияния на оценку экологического состояния фитопланктона концентрации аммонийного азота — одного из 67 факторов, для которых такой анализ был проведен по данным мониторинга различных водоемов бассейна Дона в 1975-1991 гг. Оценка состояния измеряли по пятибалльной шкале (1 балл — полностью благополучное состояние, 5 баллов — состояние регресса) с точностью 0.5 балла (Абакумов, 1991). Согласно экологическим модификациям природных сообществ (Абакумов, 1991; Руководство..., 1992) предложено для фито-, зоопланктона и перифитона считать нормальными фоновое состояние и состояние экологического напряжения, неблагополучными — состояния с элементами регресса, а также состояния экологического и метаболического регресса. В терминах кодов оценки граница нормы соответствует величине 2.75. Для зообентоса граница нормы и патологии лежит между состояниями с элементами экологического регресса и состояниями с явно выраженными признаками регресса (код оценки границы 3.75). Нижняя граница точности была задана на уровне 75%. Максимальная полнота $P = 42/(42+73)100\% = 37\%$ в данном случае достигалась при значении концентрации $\text{NH}_4^+ = 0.986$, которое и является искомым значением ЭДУ.

Если факторов среды несколько, то их однофакторные ЭДУ могут быть рассмотрены в совокупности. Будем относить наблюдение к неблагополучным, если значение хотя бы одного из факторов превышает свой ЭДУ. Тогда соответствующим образом переопределяются значения a , b , c , d (числа наблюдений). Принимается, что a — число точек, где состояние экосистемы благополучно, а границы ЭДУ не превышены для всех факторов; b — число точек, где состояние экосистемы благополучно, а границы ЭДУ превышены хотя бы для одного фактора; c — число точек, где состояние экосистемы неблагополучно, а границы ЭДУ не превышены для всех факторов; d — число точек, где состояние экосистемы неблагополучно, а границы ЭДУ превышены хотя бы для одного фактора. При таком переопределении a , b , c и d формулы для T и P сохраняют прежний вид. Полученное "суммарное" значение P не меньше одномерных значений, однако объединенная точность может стать меньше минимально допустимого значения.

Подобный многофакторный подход, т.е. совместное определение значений ЭДУ всех факторов из условия максимизации совместной полноты при ограничении минимальной допустимой суммарной точностью, более эффективен, так как позволяет выявить синергизм или антагонизм факторов и получить более точные значения ЭДУ.

При многофакторном подходе предлагается следующий алгоритм расчета ЭДУ. Сначала с помощью двухфакторного метода находятся два фактора, дающие наибольшую полноту. После этого к найденному ядру из двух переменных поочередно добавляется каждый из оставшихся факторов. Для каждого из добавляемых факторов вычисляется оптимальное значение ЭДУ и соответствующая ему совместная трехфакторная полнота (значения ЭДУ для переменных ядра берутся из предыдущего анализа и не меняются). В качестве третьего фактора к ядру добавляется тот, которому соответствует максимальная совместная полнота, приводящая к наибольшему ее увеличению при переходе от двухфакторного анализа к трехфакторному. Затем аналогично трехфакторное ядро расширяется до четырехфакторного и т.д.

Описанная процедура была использована для анализа связи между оценкой состояния планктона и 67 факторами среды в бассейне Дона. Для 12 факторов (БПК₅, NH₄, NO₃, нефтепродукты, фенолы, СПАВ, Cu, Zn, Cr, пестициды, температура), давших наибольшую полноту при одномерном анализе, в табл. 7.1 приведены соответствующие им однофакторные ЭДУ, точности и значения полноты.

Таблица 7.1. Одномерные параметры зависимости оценки экологического состояния планктона и перифитона от абиотических факторов (N — число наблюдений; N1 — число благополучных наблюдений; N2 — число неблагоприятных наблюдений; min и max — наименьшее и наибольшее за период наблюдений значения фактора).

Переменная	N	N1	N2	min	ЭДУ	max	Точность, %	Полнота, %
БПК ₅ , мг/л	231	116	115	1.03	5.39	9	77	15
NH ₄ , мг/л	231	116	115	0.007	0.99	7.35	75	37
NO ₂ , мг/л	231	116	115	0.004	0.2	0.92	76	11
Нефтепродукты, мг/л	231	116	115	0.015	0.63	2.02	75	23
Фенолы, мг/л	231	116	115	0	0.009	0.017	75	10
СПАВ, мг/л	231	116	115	0	0.12	0.2	75	13

Сu, мг/л	225	114	111	0.001	0.017	0.07	78	13
Расход воды, м ³ /с	231	116	115	8	77.48	310	80	7
Zn, мг/л	173	93	80	0	0.092	0.15	75	4
Cr, мг/л	9	0	9	0.005	0.005	0.016	100	100
Пестициды, мкг/л	110	64	46	0	0.086	0.15	100	2
Температура, °С	77	46	31	8	12.53	18	100	3

В табл. 7.2 приведены результаты двухфакторного анализа зависимости экологического состояния от загрязняющих переменных. Добавление второго фактора увеличивает полноту с 37 до 48 % (нефтепродукты предпочтительнее использовать, чем содержание цинка, поскольку для них имеются более полные данные). В результате последовательного добавления по одной переменной к исходному ядру из двух переменных, полученному двухфакторным анализом, были оценены следующие значения полноты: для NO₂ — 53% (три фактора), для БПК₅ — 56% (четыре фактора), для СПАВ — 57% (пять факторов), для расходов воды — 59% (шесть факторов), для фенолов — 59% (семь факторов).

Таблица 7.2. Двухмерный анализ связи оценки состояния планктона и перифитона с различными параметрами абиотических факторов (обозначения и размерности те же, что и в табл. 7.1)

Пары факторов	N	N1	N2	ЭДУ1	ЭДУ2	Точность, %	Полнота, %
БПК ₅ — NH ₄	231	116	115	5.419	1.027	75	44
БПК ₅ — NO ₂	231	116	115	4.957	0.233	75	34
БПК ₅ — Нефтепродукты	231	116	115	5.650	0.628	76	32
БПК ₅ — Фенолы	231	116	115	5.419	0.009	76	25
БПК ₅ — СПАВ	231	116	115	6.112	0.106	79	23
БПК ₅ — Сu	225	114	111	6.112	0.013	79	30
БПК ₅ — Водность	231	116	115	6.112	38.083	78	27
БПК ₅ — Zn	173	93	80	6.079	0.046	77	21
БПК ₅ — Cr	9	0	9	3.600	0.005	100	100
БПК ₅ — Пестициды	110	64	46	5.341	0.083	80	17
БПК ₅ — Температура	77	46	31	5.642	12.722	100	6
NH ₄ — NO ₂	231	116	115	0.965	0.208	75	44
NH ₄ — Нефтепродукты	231	116	115	0.965	0.739	75	48

Пары факторов	N	N1	N2	ЭДУ1	ЭДУ2	Точность,%	Полнота,%
NH ₄ — Фенолы	231	116	115	0.965	0.012	75	37
NH ₄ — СПАВ	231	116	115	0.965	0.144	75	44
NH ₄ — Cu	225	114	111	0.965	0.018	75	38
NH ₄ — Водность	231	116	115	1.390	38.083	75	45
NH ₄ — Zn	173	93	80	0.912	0.046	76	48
NH ₄ — Cr	9	0	9	0.180	0.005	100	100
NH ₄ — Пестициды	110	64	46	1.972	0.088	86	13
NH ₄ — Температура	77	46	31	1.902	12.722	76	42
NO ₂ — нефтепродукты	231	116	115	0.203	0.628	75	35
NO ₂ — Фенолы	231	116	115	0.203	0.009	75	21
NO ₂ — Cu	225	114	111	0.216	0.016	76	23
NO ₂ — Водность	231	116	115	0.216	81.444	78	16
NO ₂ — Zn	173	93	80	0.203	0.096	76	16
NO ₂ — Cr	9	0	9	0.071	0.005	100	100
NO ₂ — Пестициды	110	64	46	0.210	0.083	77	22
NO ₂ — Температура	77	46	31	0.526	12.722	100	6
Нефтепродукты — Фенолы	231	116	115	0.567	0.010	76	38
Нефтепродукты — СПАВ	231	116	115	0.741	0.106	77	29
Нефтепродукты — Cu	225	114	111	0.596	0.045	76	31
Нефтепродукты — Водность	231	116	115	0.741	138.083	75	35
Нефтепродукты — Zn	173	93	80	0.741	0.096	78	23
Cu — Cr	9	0	9	0.005	0.005	100%	100%
Cu — Пестициды	110	64	46	0.016	0.058	78%	30%
Cu — Температура	72	45	27	0.045	12.722	100%	7%
Водность — Zn	173	93	80	193.652	0.096	86%	7%
Водность — Cr	9	0	9	130.000	0.005	100%	100%
Водность — Пестициды	110	64	46	133.913	0.083	86%	13%
Водность — Температура	77	46	31	130.000	12.722	100%	3%
Zn — Cr	0	0	0	0.000	0.000	100%	0%

Пары факторов	N	N1	N2	ЭДУ1	ЭДУ2	Точность,%	Полнота,%
Zn — Пестициды	102	60	42	0.083	0.083	80%	10%
Zn — Температура	72	45	27	0.083	12.722	80%	15%
Cr — Пестициды	0	0	0	0.000	0.000	80%	0%
Cr — Температура	0	0	0	0.000	0.000	80%	0%
Пестициды — Темпера- тура	50	38	12	0.087	12.722	100%	17%

Объединение семи однофакторных ЭДУ дало бы $\Pi = 62\%$, однако при точности всего лишь 70% , тогда как приведенные результаты с $\Pi = 59\%$ обеспечиваются с заданной точностью 75% .

Описанные выше многофакторный и гибридный методы чувствительны к наличию множества пропущенных наблюдений, поскольку требуют одновременного присутствия значений многих факторов в каждом наблюдении. Удовлетворить это требование можно с помощью так называемого шагового метода. Он похож на описанный выше метод последовательного ввода факторов, но отличается от него тем, что основан полностью на однофакторных ЭДУ. На каждом шаге ищется новый фактор, дающий наибольший прирост суммарной полноты всех введенных переменных, но его ЭДУ не пересчитывается. На последнем шаге, после включения всех переменных, получают суммарную точность и полноту, о которых упоминалось выше.

Шаговый анализ и его результаты позволяют упорядочить факторы по степени их влияния на оценки, а также понять их внутреннюю взаимосвязь. Если группа факторов на первом шаге характеризуется высокой полнотой, а после ввода одного из них на этом шаге все остальные дают малый прирост полноты на втором шаге, то можно утверждать, что их влияние на состояние экосистемы коррелировано. Это важно с точки зрения управления качеством среды, поскольку реально влиять на оценку состояния могут и не все эти факторы.

После проведения описанных выше процедур метода ЭДУ все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы обычно разделяются на две группы: условно значимые, т.е. те, для которых ЭДУ найдены в пределах наименьшего и наибольшего значений данной переменной в исходном массиве данных, и незначимые, т.е. те, для которых все встречавшиеся в массиве данных зна-

чения соответствовали только благополучным оценкам объясняемой биотической характеристики. Отсутствие вычисленной величины ЭДУ для незначимых переменных говорит о том, что соответствующие нормативы для них лежат вне пределов встречавшихся за исследованный период значений. Для условно значимых факторов результатом исследования является вычисленная величина ЭДУ. Однако не все условно значимые факторы могут быть признаны истинными причинами возникающего неблагоприятия биоты. Для идентификации таких причин предназначен процесс отбора значимых факторов среди условно значимых, т.е. тех, которые дают наибольший вклад в описание экологического неблагоприятия.

Критерии значимости:

- соблюдение минимального порогового значения (как правило, не менее 50%) точности детерминации "превышение ЭДУ влечет неблагоприятную оценку"
- высокая полнота соответствующей сопряженности;
- достаточное количество как благополучных, так и неблагоприятных наблюдений (не менее 30% от общего числа наблюдений);
- некоторые экспертные априорные соображения о влиянии данной переменной среды на данную биотическую характеристику.

Значимые факторы и соответствующие значения их ЭДУ могут быть проранжированы по критерию полноты. В соответствии с этим некоторый фактор, несоблюдение ЭДУ для которого в 80% случаев сопряжено с экологическим неблагоприятием, должен быть определен как более значимый, чем фактор, у которого полнота равна 70% (при том же минимальном пороге точности).

7.3. Технология диагностики экологического состояния и нормирование факторов среды по данным гидробиологического и физико-химического мониторинга на примере рек бассейна Дона и реки Суры

С помощью метода ЭДУ проводили экологическую диагностику и нормированию в реках и водохранилищах нижнего течения реки Дон по данным мониторинга в 1975-1991 гг. (Булгаков и др., 1995, 1997; Левич и др., 1996, 1998). Всего был исследован 31 створ наблюдения (на реках Дон, Маныч, Северский Донец, водохранилищах Цимлянском, Веселовском), на которых отбирали как гидробиологические, так и

физико-химические пробы. Оценки состояния соответствующих экосистем проводили по 6 биотическим индикаторам 1) классы качества вод по планктону и перифитону, 2) класс качества вод по зообентосу, 3) уловы судака и берша; 4) уловы леща, 5) уловы чехони; 6) урожайность осетра и леща. Классы качества из пп. 1 и 2 были взяты из классификатора вод Роскомгидромета (табл. 4.1) (Организация и проведение..., 1992).

Граница между нормальными и патологическими состояниями экосистем представляет собой предмет соглашения между исследователями или лицами, принимающими решения. Системы индикации, включающие небинарные множества оценок, допускают подвижность этой границы. В разделе 7.2 были приведены и обоснованы соответствующие границы для планктона и зообентоса.

Для ихтиологических переменных определение границы было более сложным. Сначала для каждого из четырех ихтиологических идентификаторов подсчитывали среднемноголетнее значение. Величины уловов и урожайности, входящие в интервал от минимальной величины до средней между минимальной и среднемноголетней величинами, оценивались баллом 3; уловы и урожайность из интервала от средней между максимальной и среднемноголетней величинами до максимальной величины — баллом 1. Промежуточным значениям уловов и урожайности была присвоена оценка 2. Затем для каждого года наблюдений выводилась общая оценка состояния ихтиофауны как среднеарифметическое от оценок для каждого вида рыбы. В некоторых случаях общее состояние ихтиофауны невозможно было оценить каким-либо одним баллом и в результате возникали промежуточные оценки 1-2 и 2-3. К неблагоприятному отнесено состояние ихтиофауны с оценками 2-3 и 3, к условно благополучному — с оценками 1, 1-2 и 2. Т.е., под неблагоприятием в данном случае понимается снижение годового улова ниже контрольной среднемноголетней отметки. Таким образом, использовалось представление об относительной норме состояния за эталонный период с 1976 по 1990 годы.

Следует подчеркнуть, что поиск абиотических факторов, значимых для возникновения неблагоприятия в сообществах, и вычисление ЭДУ этих факторов вели независимо для каждого из указанных выше идентификаторов. Необходимость такого отдельного анализа связана с неустранимой зависимостью результатов поиска ЭДУ от выбранного биотического индикатора. Вовсе необязательно ухудшение класса ка-

чества вод по планктону сопровождается, например, снижением уловов или урожайности рыб. Поэтому значения ЭДУ для одного и того же абиотического показателя могут существенно различаться в зависимости от того, какой участок биоценоза мы хотим привести в соответствие с нормой. В этом случае полезным шагом является выработка системы биологических приоритетов, т.е. выделение наиболее важных с той или иной практической точки зрения компонентов биоты, ЭДУ для которых и являются определяющими. Если подобные приоритеты заранее не предусмотрены, оправданным выглядит выбор из всех полученных ЭДУ наиболее жесткого (например, минимального для загрязняющих веществ или максимального — для концентрации кислорода или прозрачности).

Вернемся, однако, к представлению данных для анализа. В качестве абиотических воздействий на биоту рассматривали 34 показателя: концентрации азота аммонийного, азота нитритного, азота нитратного, нефтепродуктов, фенолов, синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ), меди, цинка, взвешенных веществ, кальция, магния, хлоридов, фосфора минерального, железа, марганца, сульфатов, α -гексахлорциклогексана (α -ГХЦГ), γ -гексахлорциклогексана (γ -ГХЦГ), дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ), дихлордифенилхлорэтана (ДДЭ), БПК₅, ХПК, содержание растворенного кислорода, рН, минерализация, расход воды, температура воды.

Метод ЭДУ позволяет использовать при расчетах экологических нормативов не только текущие значения переменных, но и различные типы усреднений. Так, в данном случае для всех гидрохимических характеристик, кроме рН, анализировали влияние на биоту как экстремальных значений (минимальных для растворенного кислорода и максимальных для всех остальных ингредиентов), так и среднегодовых. Для рН в анализе участвовали среднемесячные значения. Кроме того, в анализ были включены среднемесячные значения расходов и температуры воды. Помимо своего прямого смысла, некоторые из среднемесячных значений непосредственно связаны и с дополнительными экологически значимыми смыслами. Например, с мощностью весеннего стока, "дружностью" весны, длительностью маловодного периода, началом распаления льда и т.д.

Для расходов воды, температуры и взвешенных веществ в анализе участвовали относительные величины: отношения абсолютных значений к среднемноголетнему

для данного створа значению (для расходов воды этот показатель называется водностью). Выбор указанных характеристик объясняется их явной "створоспецифичностью" и адаптированностью локальных "створовых сообществ" к долговременным условиям обитания. Остальные переменные участвовали в анализе в виде своих абсолютных значений.

Для концентраций биогенных элементов (нитраты, фосфор, аммоний, сульфаты, магний, железо, кальций, марганец), водности, температуры и водородного показателя допустимые границы описывались как в области высоких, так и в области низких значений. Таким образом, область нормального функционирования для этих факторов имела вид, аналогичный изображенному на рис. 7.4. Для остальных переменных, кроме кислорода, допустимыми считались любые малые значения, и граница недопустимости устанавливалась только для высоких значений. Для растворенного кислорода недопустимыми полагались только низкие его значения.

Текущее состояние гидробионтов, безусловно, может зависеть не только от текущего состояния среды, но и от предшествующих им состояний. Чтобы учесть запаздывание реакций гидробионтов на текущие воздействия и эффект накапливания последних, анализировали влияние на организмы значений абиотических переменных в предшествующие годы. Для планктона, перифитона и бентоса анализировали данные за три года (текущий и два предшествующих). Для уловов судака с бершом, леща и чехони — за шесть лет (текущий и пять предшествующих), поскольку основную массу уловов составляли особи от сеголеток до шестилеток. Для урожайности осетра и леща учитывали влияние факторов первой половины текущего года (или для ряда переменных их характеристики за год).

Для каждого из наборов оценок экологического состояния и для каждой соответствующей набору абиотической переменной отыскивали ЭДУ и рассчитывали точность и полноту — критерии значимости этих уровней. Напомним, что все абиотические переменные распадаются на предзначимые и незначимые (раздел 7.2). Результатом исследования для предзначимых факторов является вычисленная величина ЭДУ. Для незначимых факторов результат исследования — минимальная и максимальная границы значений фактора за исследованный период. Эти величины, названные экологически безопасными границами (ЭБГ), при экологическом нормировании могут служить ориентирами границ экологически безопасных значений, которые для данно-

го фактора заведомо не приводят к экологическому неблагоприятию. Насколько указанные ЭБГ далеки от потенциально существующих вне их интервала величин ЭДУ, остается неизвестным.

В табл. 7.3 сведены все рассчитанные для бассейна Нижнего Дона ЭДУ и ЭБГ. Для каждой переменной при отборе пороговых величин из конкурирующих значений, получаемых для различных сдвигов по времени, выбирали самое жесткое для данного биотического индикатора. В последнем столбце таблицы сведены самые жесткие ЭДУ среди всех биотических индикаторов. Наибольшая жесткость подразумевает: для всех верхних ЭДУ и ЭБГ — это наименьшее из них значение, для нижних уровней или границ — наибольшее значение.

В соответствии с перечисленными в разделе 7.2 критериями для каждого биотического индикатора были отобраны физико-химические факторы, значимые для возникновения экологического неблагоприятия (табл. 7.4). Нижний порог точности расчета ЭДУ был установлен на уровне 80%. Среднесезонные и среднемесячные значения ЭДУ могут служить ориентировочными нормативами допустимого воздействия того или другого фактора, в соответствии с которыми можно строить природоохранную деятельность в продолжение определенного промежутка времени, т.е. так варьировать уровни сбросов или гидрологические показатели, чтобы к концу месяца или года не выйти за границы предписанной средней величины. В то же время максимальные за год ЭДУ являются прямым руководством к действию, представляя собой по сути нормативы аварийных сбросов химикатов или чрезвычайной гидрологической обстановки. Эти ЭДУ предполагают соблюдение их в любой момент календарного года. Среднесезонные и максимальные за год ЭДУ могут различаться в несколько раз. Так, для зообентоса ЭДУ максимальной концентрации γ -ГХЦГ (0.039) примерно в 3.5 раза превысил ЭДУ среднесезонной концентрации (0.011).

Таблица 7.4. Значения ЭДУ значимых факторов бассейна Дона, вычисленные для разных биотических идентификаторов

Абиотический фактор	ЭДУ	Точность, %	Полнота, %
Планктон и перифитон			
Температура (май), в.у.	0.982	82	85
Водность (июнь), н.у.	1.036	81	55
Водность (май), н.у.	0.723	81	52
pH (июль) н.у.	7.73	86	48
pH (июнь) н.у.	7.92	80	35
γ-ГХЦГ макс.	0.093	100	31
Температура (сентябрь), н.у.	0.930	86	30
Кислород мин.	4.03	83	18
Суммарные точность и полнота		76	66
Зообентос			
Температура (май), в.у.	0.976	80	80
Водность (май), н.у.	0.664	92	55
pH (июль) н.у.	7.86	80	63
γ-ГХЦГ макс.	0.039	92	55
Кислород мин.	5.25	80	24
ДДЭ сред.	0.002	81	87
Температура (апрель), в.у.	1.024	81	65
Температура (июнь), в.у.	1.019	81	76
γ-ГХЦГ сред.	0.011	86	57
ДДЭ макс.	0.012	86	80
Водность (август), н.у.	0.994	80	75
pH (март), н.у.	7.65	82	56
α-ГХЦГ макс.	0.025	80	42
pH (январь), н.у.	7.72	80	47
Температура (апрель), н.у.	0.673	86	43
Цинк сред.	0.01	83	28
Температура (январь), н.у.	0.176	83	71

Водность (средняя за год), в.у.	1.361	83	24
Температура (сентябрь), в.у.	1.094	80	27
Температура (октябрь), в.у.	1.162	80	22
Суммарные точность и полнота		76	97
Уловы судака и берша			
Цинк сред.	0.016	83	38
ХПК сред.	20.5	86	75
ХПК макс.	40.1	80	50
Суммарные точность и полнота		79	85
Уловы леща			
Азот нитритный сред.	0.045	89	67
Взвешенные вещества макс.	2.105	83	36
pH (средний за год), в.у.	8.17	83	62
Суммарные точность и полнота		80	86
Уловы чехони			
Водность (средняя за год), в.у.	0.969	80	57
Азот нитритный сред.	0.008	81	93
Медь макс.	0.013	83	71
Водность (май), в.у.	0.93	88	88
Водность (октябрь), в.у.	0.905	80	89
Водность (ноябрь), в.у.	0.888	80	100
pH (апрель), в.у.	7.62	80	100
БПК ₅ сред.	3.73	80	80
Медь сред.	0.004	88	78
Суммарные точность и полнота		78	100
Урожайность леща и осетра			
Кислород мин.	6.51	80	65
α-ГХЦГ макс.	0.013	90	73
γ-ГХЦГ сред.	0.002	83	100
pH (март), н.у.	7.9	80	55
Азот нитритный макс.	0.111	80	86

Фенолы макс.	0.01	81	78
pH (май), н.у.	8.17	90	86
Сульфаты сред., в.у.	195	85	58
Цинк макс.	0.023	80	33
Сульфаты макс.	196	83	100
Суммарные точность и полнота		77	100

Примечание: в.у. — верхний уровень; н.у. — нижний уровень; макс. — максимальное значение за год; мин. — минимальное значение за год; сред. — среднесезонное значение. Температура выражена в долях от среднесезонного значения, пестициды в мкг/л, остальные абиотические переменные — в мг/л (или безразмерны).

ЭДУ для Нижнего Дона были как жестче, так и мягче, чем соответствующие ПДК. Например, более жестки ЭДУ для нитритного и нитратного азота, α -ГХЦГ. Для БПК₅, кислорода и цинка ЭДУ и ПДК близки. Для сульфатов, меди, γ -ГХЦГ нормативы ЭДУ мягче.

Отметим еще ряд особенностей отдельных идентификаторов и переменных. Суммарная полнота влияния различных факторов для планктона ниже, чем для других биотических показателей — 66% против 85-100%. Это может означать, что среди участвовавших в анализе абиотических переменных содержатся не все, которые приводят к экологическому неблагополучию планктона. Чтобы найти эти возможные неучтенные причины экологического неблагополучия, необходимо расширить программу наблюдений за факторами среды экосистем Нижнего Дона.

Для фитопланктона донских вод нет недостатка в биогенных элементах, поскольку поиск ЭДУ для них в области низких значений не выявил экологической значимости.

В программах гидрохимического мониторинга анализируется содержание веществ только в водной толще. По-видимому, из-за этой причины концентрации этих веществ не оказались сопряженными с особо неблагополучными (4-5 и 5) оценками состояния зообентоса. Для анализа причин особого неблагополучия этой группы гидробионтов необходимы измерения концентраций загрязняющих веществ непосредственно в грунтах, где вещества накапливаются в иных пропорциях, нежели содержатся в водной толще.

Некоторые из анализировавшихся переменных не должны рассматриваться как причины экологического неблагополучия, поскольку сами могут быть следствиями неудовлетворительного состояния биоты. К таким переменным в определенной степени относятся биохимическое и химическое потребление кислорода, водородный показатель и концентрация растворенного в воде кислорода.

В качестве критериев состояния анализировались далеко не все потенциально важные экологические показатели. Например, уровни расходов воды влияют на русловые процессы, уровень подземных вод, на орнитофауну, прибрежную растительность, а также на соленость и другие параметры экосистемы Азовского моря. Эти и другие показатели могут быть включены в анализ, но после предварительной разработки по ним системы оценок экологического состояния водных объектов Дона. Другой пример неучтенных индикаторов состояния — это домашние животные и человек как потребители воды и гидробионтов (в первую очередь, рыб). Скажем, гексахлоран и другие пестициды, как оказалось, имеют ненулевые ЭДУ по отношению к участвовавшим в анализе индикаторам состояния (планктон, перифитон, зообентос, уловы и урожайность рыб), но для потребителей как воды, так и рыб (с накопившимися в тканях ядами) указанные уровни ядов по-видимому оказываются выше экологически допустимых (хотя еще в санитарно-гигиенических нормативах 1988 г. для гексахлорана указана ПДК 0.02 мкг/л). Выход из ситуации состоит в расширении списка критериев состояния и разработке для дополнительных критериев своих систем оценки состояния.

Метод ЭДУ позволяет нормировать воздействия с учётом категории использования природного объекта (например, заповедная зона, рекреация, техногенная территория, зона свалок и т. д.), т. е. при одинаковом уровне нагрузки рассчитывать нормативы для объектов различного назначения, как показано на гипотетическом примере перехода от одного типа экосистемы к другому (рис. 7.6).

Как видно, среди абиотических факторов, использованных для анализа причин экологического неблагополучия, присутствуют не только концентрации химических веществ, как это предусмотрено в концепции ПДК, но и целый ряд иных физико-химических, климатических и гидрологических факторов. В этом заключается одно из главных достоинств метода ЭДУ — он позволяет включать в процедуру нормиро-

вания такие характеристики водной среды обитания как БПК₅, ХПК, окисляемость, рН, минерализация, температура воды, водность, уровень радиации и др.

Оценка состояния

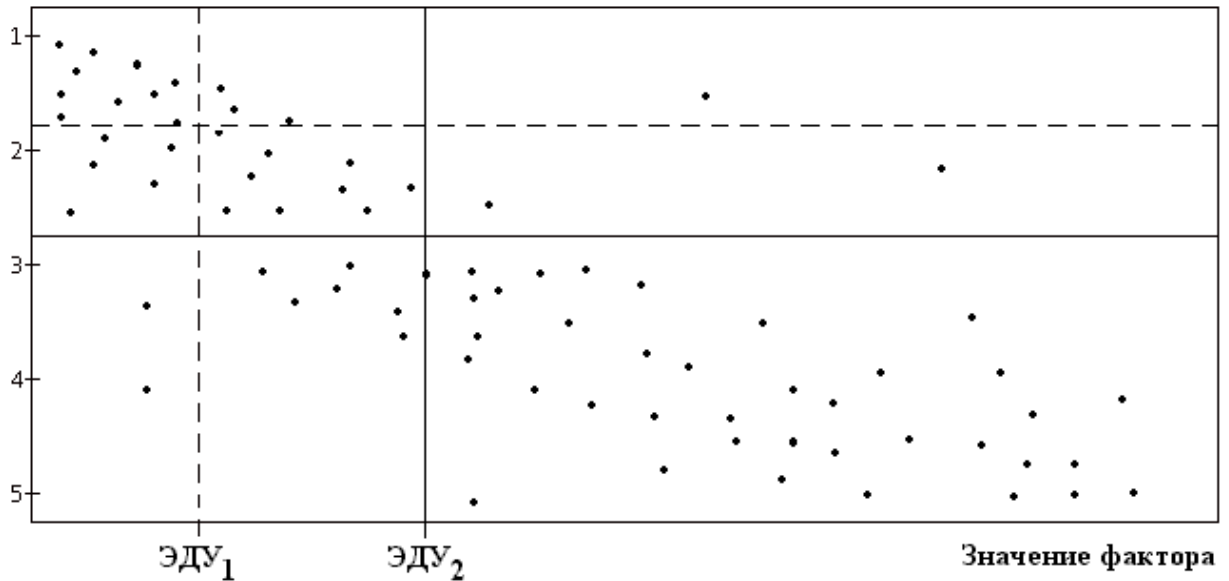


Рисунок 7.6. Границы между благополучием и неблагополучием состояния биоты и значения ЭДУ в различных природных экосистемах. Сплошные линии — техногенная территория, пунктир — зона рекреации

Дополнительным результатом нормирования для рН, относительной температуры, водности являются хронограммы (графики изменения по месяцам года) ЭДУ или ЭБГ их среднемесячных значений. Для водности такие хронограммы называются гидрографами. Примеры хронограмм для переменных, влияющих на состояние планктона и перифитона, приведены на рис. 7.7. Помесячное нормирование указанных физико-химических показателей необходимо при решении следующих проблем экологически безопасного природопользования:

- ◆ расчеты нормативов безвозвратного водопотребления;
- ◆ установление допустимых границ теплового загрязнения или прогноз экологических последствий изменения климата;
- ◆ расчеты нормативов закисляющих и защелачивающих водоемы сбросов или прогноз экологических последствий трансграничного переноса кислотных осадков.

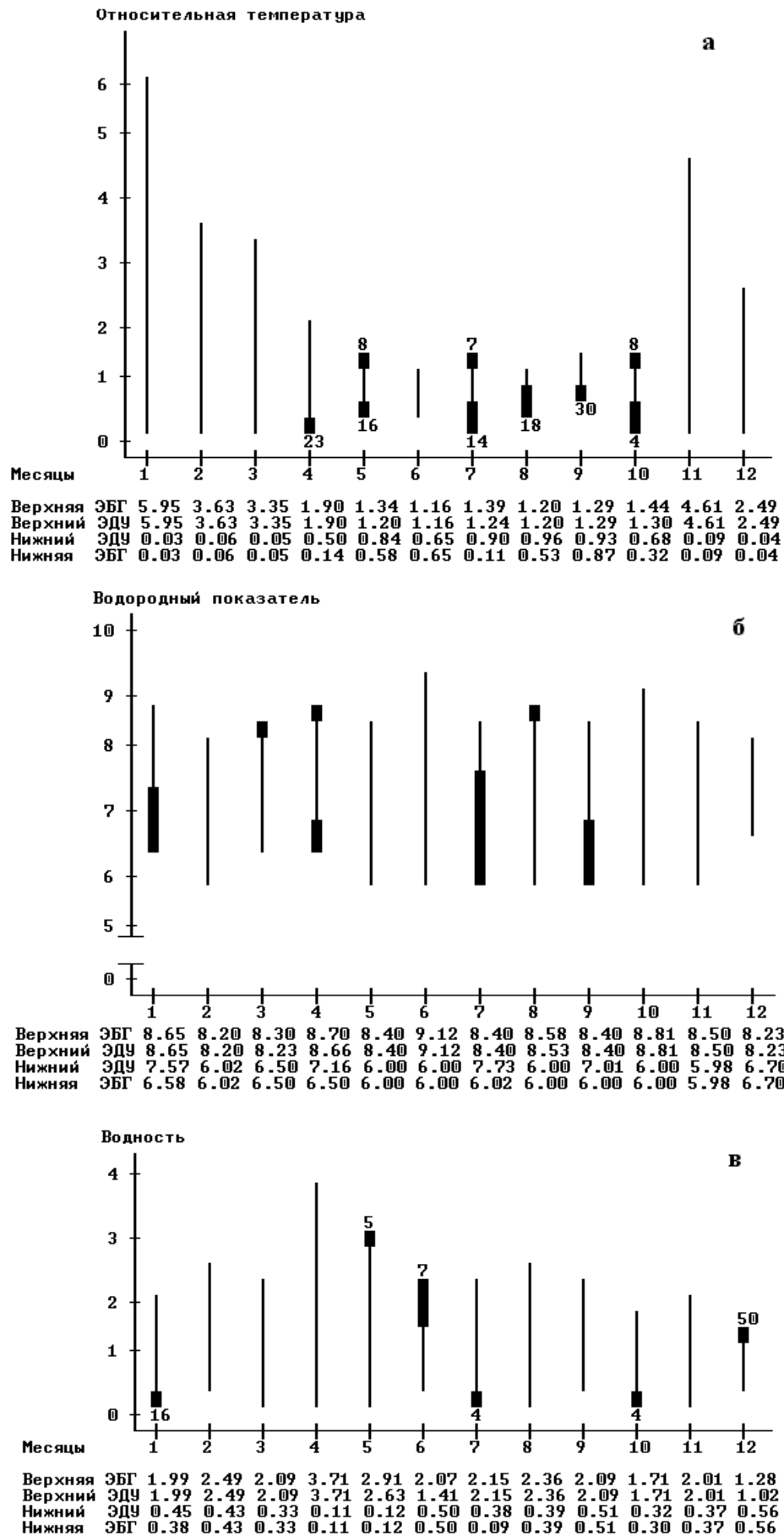


Рисунок 7.7. Динамика ЭДУ и ЭБГ переменных "Относительная температура" (а), "рН" (б), "Водность" (в) для оценки состояния планктона и перифитона. Тонкие линии обозначают интервалы значений переменной, в пределах которых оценка экологического состояния благополучна. Утолщенные столбики показывают интервал значений от ЭДУ до ЭБГ, в пределах которого урожайность падает ниже границы благополучия. Отсутствие утолщенного столбика означает, что данный фактор является незначимым

Для анализа экологической ситуации необходимы критерии значимости не только индивидуальных переменных, но и заданных их наборов. В разделе 7.2 была подробно описана процедура шагового анализа, позволяющего анализировать все воздействующие факторы в их совокупности. Напомним, что суммарной точностью для набора переменных называется доля неблагополучных наблюдений среди всех наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы в одной переменной из этого набора. Соответственно, суммарная полнота — это доля наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы для одной переменной, среди всех неблагополучных наблюдений.

Суммарная полнота возрастает, если превышающие ЭДУ значения переменной на новом шаге сопутствуют значениям прежней переменной ниже ЭДУ. Если превышения ЭДУ переменной на новом шаге совпадают с превышениями ЭДУ прежними переменными, то суммарная полнота никак не изменится. Назовем существенностью переменной x увеличение суммарной полноты существующего набора переменных при добавлении к нему переменной x .

При выборе для водоохранных мероприятий первоочередного набора значимых переменных важна не только индивидуальная полнота каждой из переменных, но и суммарная полнота отобранного набора в сравнении с другими возможными наборами. Поэтому для значимых переменных важен также анализ их взаимной существенности. Из списка значимых переменных для каждого биотического индикатора составляли различные наборы и для вновь добавляемых переменных вычислялась их существенность. В качестве примера приведена существенность факторов, значимых для возникновения неблагополучия планктона и перифитона (табл. 7.5). Указанные сведения могут быть полезными тем, кто занимается планированием водоохранных мероприятий. В строке "Шаг 1" таблиц приведены переменные с высокой индивидуальной полнотой. В строке "Шаг 2" указаны переменные, которые наиболее существенны при добавлении к первой переменной из строки "Шаг 1". Переменные из строки "Шаг 3" наиболее существенны при добавлении к набору из первых переменных предыдущих двух строк и т.д. При выборе первоочередных мероприятий существенность выступает важным критерием наряду с другими, например, доступностью переменной для регулирования, экономической и социальной эффективностью регулирования, степенью значимости и т.д.

Таблица 7.5. Существенность переменных, значимых для планктона и перифитона в бассейне Дона.
в.у. — верхний уровень, н.у. - нижний уровень. макс. — максимальное значение за год

Шаг	Переменные	Достигаемые суммарные		Существенность, %
		точность,%	полнота, %	
1	Температура (май), в.у.	82	85	40
2	рН (июль), н.у.	82	76	14
	Кислород мин.	81	54	12
3	Кислород мин.	81	59	5
	γ-ГХЦГ макс.	82	72	3
	Температура (сентябрь), н.у.	80	77	3
	Водность (май), н.у.	79	79	3
	Водность (июнь), н.у.	77	79	3
	рН (июнь), н.у.	77	79	3
4	Температура (сентябрь), н.у.	80	62	3
5	γ-ГХЦГ макс.	80	64	2
	Водность (май), н.у.	77	64	2
	Водность (июнь), н.у.	76	64	2
	рН (июнь), н.у.	76	64	2
6	Водность (май), н.у.	78	66	2
	Водность (июнь), н.у.	76	66	2
	рН (июнь), н.у.	76	66	2

Во всех случаях низкая суммарная полнота при анализе, учитывающем совокупное действие факторов, свидетельствует о том, что причины экологического неблагополучия лежат вне исследованного набора факторов. Например, низкая численность олигосапробных видов зоопланктона в р. Суре была сопряжена с несоблюдением ЭДУ лишь по немногим из определяемых физико-химических показателей (Левич и др., 2001). Вполне вероятно, что снижение численности данной специфической группы видов, обычно заселяющих наиболее чистые воды, могло быть связано с некоторыми иными факторами неживой природы, не учтенными при анализе. Таким образом, метод ЭДУ дает возможность установить, достаточен или нет набор абиотических факторов среды для наиболее полного выявления возможных причин экологического неблагополучия.

Иногда оказывается, что трудно или невозможно определить ЭДУ для того или иного биотического индикатора, работая с полным массивом данных. В этих случаях эффективность анализа может быть повышена за счет выделения по какому-либо признаку (например, пространственному или временному) из общего массива данных более узкого подмассива. На практике подобный анализ выглядит следующим образом. Для того чтобы выяснить, насколько будут отличаться результаты оптимизации факторов, влияющих на общую численность зоопланктона в р. Суре в зависимости от времени отбора пробы, массив данных был разделен на два подмассива, объединяющих наблюдения соответственно за 1993-1995 (93 наблюдения) и 1996-1997 (106 наблюдений) гг. (Левич и др., 2001). Обращает на себя внимание факт повышения толерантности зоопланктоценоза по отношению к большинству факторов в 1996-1997 гг. по сравнению с начальным периодом исследования (табл. 7.6). Диапазоны безопасных (т.е. не приводящих к снижению численности зоопланктона) значений таких факторов, как БПК₅, содержание кислорода, концентрации аммонийного азота, углеводов, фенолов, фосфатов, взвешенных веществ со временем стали шире, что может свидетельствовать о постепенной адаптации сообщества к условиям данного водоема. Интервалы ЭДУ для нитратного, нитритного азота и марганца несколько сузились, хотя и в небольшой степени, что скорее всего говорит о стабилизовавшемся отклике зоопланктона на эти воздействия. Снижение значений ЭДУ для pH — по видимому, знак того, что произошло смещение зоны толерантности зоопланктонных организмов в сторону более кислой среды.

Таблица 7.6. Сравнение ЭДУ факторов среды в р. Суре, вычисленных для различных периодов исследования (в.у. — верхний уровень, н.у. — нижний уровень)

Физико-химический показатель	Значение ЭДУ для численности суммарного зоопланктона		
	Контекст “1993-1995 гг.”	Контекст “1996-1997 гг.”	1993-1997 гг.
БПК (в.у.), мг/л	2.72	8.8	4.48
Fe (в.у.), мг/л	0.84	0.84	0.84
O ₂ (н.у.), мг/л	10.7	4.8	5.28
Mn (в.у.), мг/л	0.07	0.06	0.07
NH ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0.2-0.63	0.13-1.28	0.2-1.28
NO ₂ (н.у.; в.у.), мг/л	0.04-0.12	0.04-0.08	0.04-0.2

NO ₃ (н.у.; в.у.), мг/л	0.02-0.75	0.03-0.59	0.02-0.82
Углеводороды (в.у.), мг/л	0.02	0.12	0.45
pH	7.76-9.56	7.35-8.25	7.75-9.56
Фенолы (в.у.), мг/л	0.0019	0.0034	0.0038
PO ₄ (н.у.; в.у.), мг/л	0.06-0.24	0-0.31	0-0.27
Взвешенные вещества (в.у.), мг/л	11.5	16.5	16.5

Описанная процедура в детерминационном анализе (глава 3) носит название введения контекста. При анализе данных экологического мониторинга с помощью введения контекста можно налагать на включаемые в анализ данные практически любые необходимые исследователю условия. Например, при поиске значений факторов среды, в пределах которых суммарная численность зоопланктона остается высокой, можно задать контекст, согласно которому будут отобраны те наблюдения, в которых была также высока численность отдельных видов, например, доминирующих в зоопланктоценозе.

После получения нормативов ЭДУ на основе анализа всего массива данных каждое отдельное наблюдение, относящееся к определенному значимому фактору среды, к определенному створу и к определенному периоду (году, месяцу), может быть проанализировано с точки зрения его "вредности" для биотических компонентов экосистемы. Для анализа удобно выразить уровень фактора в долях ЭДУ. Например, если известен ряд наблюдений некоторого фактора по определенному створу за несколько лет, то можно анализировать устойчивость вредного воздействия данного фактора на рассматриваемом створе. Для этого достаточно выразить в "единицах ЭДУ" среднее многолетнее значение фактора на данном створе.

Соответствующая работа для створов Нижнего Дона была проведена по всем значимым факторам каждого из биотических идентификаторов. Из всех створов отобрали те, для которых среднее многолетние величины значимых абиотических переменных выходят за пределы ЭДУ (выше верхних ЭДУ или ниже нижних ЭДУ). Также соблюдали следующее условие: данная переменная на данном створе наблюдалась не менее пяти лет. В результате из 31 исследованного створа бассейна Дона было выделено 15 неблагополучных створов, для которых наблюдалось несоблюдение ЭДУ хотя бы по одному абиотическому фактору и хотя бы для одного из 6 биотических индикаторов.

Для определения статистической достоверности вычисленных ЭДУ может быть использован вариант метода статистического моделирования, называемый “бутстрэпом” (Левич, Терехин, 1997). Он состоит в том, что, например, при определении ЭДУ, генерируется k выборок x_1, \dots, x_k той же размерности, что и исходная выборка, путем случайного выбора наблюдений из исходной выборки, после чего к каждой из полученных k выборок применяют процедуру поиска ЭДУ или оптимизации при детерминанном анализе. В результате в общей сложности находят k значений ЭДУ, точности (Т) и полноты (П): $\text{ЭДУ}_1, \dots, \text{ЭДУ}_k; T_1, \dots, T_k; P_1, \dots, P_k$. По этим значениям находят средние $\text{ЭДУ}_m, T_m, P_m$, среднеквадратичные отклонения $\text{ЭДУ}_s, T_s, P_s$ и коэффициенты вариации $\text{ЭДУ}_v, T_v, P_v$, определяемые по формулам:

$$\text{ЭДУ}_v = (\text{ЭДУ}_s / \text{ЭДУ}_m) 100\%;$$

$$T_v = (T_s / T_m) 100\%;$$

$$P_v = (P_s / P_m) 100\%.$$

Таблица 7.7. Средние, среднеквадратичные и коэффициенты вариации ЭДУ в бассейне Дона, полученные методом “бутстрэп” (в.у. — верхний уровень, н.у. — нижний уровень)

Переменная	ЭДУ_m	ЭДУ_s	ЭДУ_v
O ₂ (н.у.)	4.32	1.35	31
γ-гексахлорциклогексан (в.у.)	0.076	0.015	19
относительная температура в сентябре (н.у.)	0.95	0.015	2
водность в мае (н.у.)	0.89	0.39	43
водность в июне (н.у.)	1.3	0.53	41
относительная температура в мае (в.у.)	1.03	0.17	16
pH в июне (н.у.)	7.37	0.94	13
pH в июле (н.у.)	7.53	0.31	4

Такого рода анализ был применен к факторам, значимым для экологического неблагополучия, оцениваемого по показателям планктона и перифитона в водных объектах Дона (табл. 7.4). Величины $\text{ЭДУ}_m, \text{ЭДУ}_s$ и ЭДУ_v переменных, значимых для возникновения экологического неблагополучия, приведены в табл. 7.7.

Дополнительная задача, которую можно решать, имея в своем распоряжении биотические оценки экологического состояния и ЭДУ воздействующих на биоту фак-

торов, — это прогнозирование экологического состояния природного объекта по заданным сценариям абиотических факторов среды. Рассмотрим технологию составления такого прогноза для водных объектов Нижнего Дона (Булгаков и др., 1997).

Прогноз проводили по сценариям факторов, т.е. по заданным значениям абиотических переменных в результате применения метода ЭДУ получали предсказание для состояния экосистемы в принятой шкале оценок. Практически метод прогноза сводится к выяснению того, по какую сторону границы нормального функционирования, или экологически допустимого уровня, лежит каждое из прогнозируемых в сценарии значений абиотического фактора.

В табл. 7.8 и 7.9 представлен прогноз экологического состояния водных экосистем Нижнего Дона на 1991 г. в виде сопоставления значений вычисленных ЭДУ значимых факторов и сценариев этих факторов в прогнозируемом году по всем створам наблюдения. Рядом с прогнозируемыми оценками экологического состояния (благополучие или неблагополучие) приведены реальные оценки, полученные по данным гидробиологических наблюдений в 1991 г.

Достоверность прогноза может быть выражена количественными критериями суммарных точности и полноты. Суммарная точность для набора значений факторов равна доле неблагополучных наблюдений среди всех наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы для одной переменной из набора, а суммарная полнота набора есть доля наблюдений, где ЭДУ превышено хотя бы для одной переменной, среди всех неблагополучных наблюдений. Низкая суммарная полнота означает, что основные причины экологического неблагополучия лежат вне исследованного набора факторов. Суммарные точность и полнота предсказания экологического неблагополучия для состояния планктона и перифитона составляют соответственно 100 и 43 %. Для зообентоса эти величины равны соответственно 89 и 89 %. Высокие значения точности свидетельствуют о достоверности прогноза. Невысокая полнота для планктона и перифитона, вероятно, связана с отсутствием в 1991 г. данных по водности и температуре, которые были в числе значимых переменных.

Таблица 7.8. Прогноз экологического состояния планктона и перифитона бассейна Нижнего Дона на 1991 г. по сценарию значимых гидрохимических факторов (плюс — благополучное состояние, минус — неблагополучное состояние, макс. — максимальное значение, мин. — минимальное значение)

Водный объект, створ наблюдения	Оценка экологического состояния		Концентрация	
	прогнозируемая	реальная	γ-ГХЦГ макс., мкг/л	Кислород мин., мг/л
Цимлянское водохранилище				
г. Волгодонск	-	-	0	2.1
пос. Нижний Чир	-	-	0	3.52
хутор Красноярский	+	-	0.009	4.14
с. Жуковское	-	-	0	3.15
Ростовская АЭС	+	-	-	6.63
река Дон				
г. Волгодонск	+	-	0.013	4.75
г. Семикаракорск	+	-	0.063	6.73
пос. Багаевский, выше	-	-	1.531	5.44
пос. Багаевский, ниже	-	-	0.276	6.1
г. Ростов-на-Дону	-	-	0.208	7.02
г. Азов	+	+	0	10.1
хутор Колузаево	+	-	0	9.8
рукав Переволока, о. Перебойный	+	+	0	10.3
рукав Песчаный	+	+	0	10.8
Веселовское водохранилище				
г. Пролетарск	+	-	0	10.14
с. Новоселка	+	-	0	9.14
река Маныч				
устье	+	-	0	9
ЭДУ			0.093	4.03

Результаты экологического прогнозирования показывают, что в подавляющем большинстве случаев предсказанное путем сопоставления ЭДУ и реальных значений значимых факторов экологическое неблагополучие водных объектов реализуется на

практике. Поэтому можно говорить о высокой эффективности экологического прогноза.

При этом необходимо отметить, что вся концептуальная и техническая тяжесть применения метода биотического прогноза выпадает на долю формирования банка данных, диагностики состояния экосистем и расчета ЭДУ. Следует заметить, что формирование банка данных, диагностика состояний и нормирование по ЭДУ проводятся не специально для целей прогноза, а независимо от них, как самостоятельные этапы технологии контроля природной среды. Поэтому, если границы ЭДУ известны и сценарии нарушающих воздействий заданы, сам метод биотического прогноза становится элементарной, рутинной и тривиально алгоритмизируемой процедурой. Если область нормального функционирования экосистемы в пространстве факторов среды однажды вычислена, то впоследствии она рутинно используется для получения многочисленных прогнозов по различным вариантам сценариев.

Рассчитанные ЭДУ значимых факторов дают возможность управлять качеством окружающей среды, т.е. генерировать и выбирать пути восстановления неблагополучных экосистем. Для решения этой задачи необходимо измерить “близость” каждого из воздействующих факторов к границе области нормального функционирования системы и рассчитать диапазон такого изменения факторов, которое необходимо для возврата системы к экологическому благополучию (рис. 7.8): для восстановления нормального функционирования экосистемы с вектором факторов B достаточно уменьшить фактор 2 на величину более, чем $\Delta\phi_2^B$. Для восстановления нормального функционирования экосистемы с вектором факторов C необходимо уменьшить фактор 1 на величину более, чем $\Delta\phi_1^C$, и вместе с этим фактор 2 — на величину более, чем $\Delta\phi_2^C$. Отбор путей производится с учётом экономических, технологических, социальных и других издержек для различных вариантов возвращения.

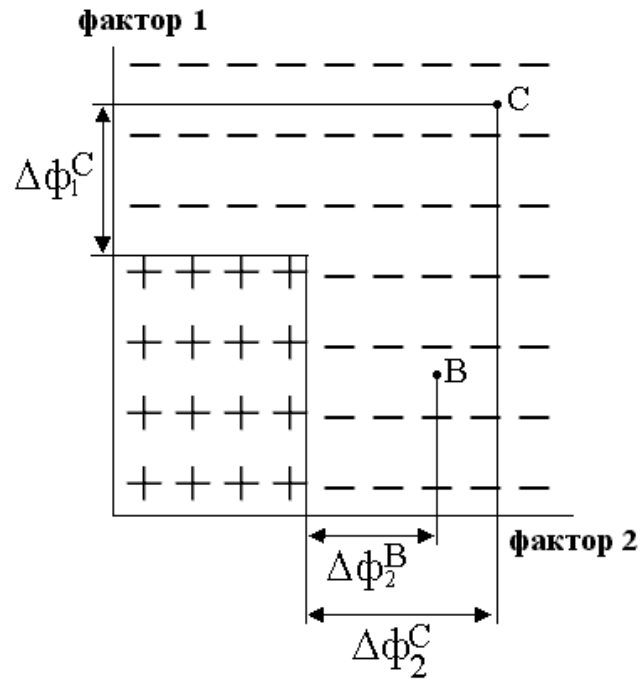


Рисунок 7.8. Управление качеством среды с целью возвращения в область нормального функционирования биоты. Плюсами обозначена область экологического благополучия, минусами — область экологического неблагополучия