УДК 504.45.064 (282.247.36)

ПЛАНКТОННЫЕ БИОЦЕНОЗЫ И ТОКСИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ НИЖНЕГО ДОНА

Т. А. Хоружая[1], ***Т. В. Миронова***[2], ***А. М. Никаноров***[3]

PLANKTON BIOCENOSIS AND TOXIC POLLUTION IN THE LOWER DON AQUATIC ECOSYSTEM

Khoruzhaya T. A., Mironova T. V., Nikanorov A. M.

To study the impact of water pollution by toxic chemical substances on the Lower Don plankton biocenosis, the use is made of the data on surface water monitoring obtained by the Roshydromet for the last thirty-five years (since 1968). The annual changes in the state of phyto- and zooplankton communities have been analyzed, as well as the level of pollution by copper, zinc, mercury compounds, oil products, phenols, organic chlorinated pesticides, their statistic correlations in comparison to the literature data on these pollutants biotesting. Statistic analysis revealed the absence of inhibition effects of water pollution by copper and zinc in contrast to mercury; effects of oil products, phenols, and organic chlorinated pesticides were uncertain.

К концу XX столетия — примерно за последние 50 лет, в водной экосистеме Нижнего Дона — одного из крупнейших водных объектов Азово-Черноморского бассейна, произошли существенные изменения, связанные с зарегулированием реки, новым гидрологическим режимом, техногенным загрязнением. Анализ пространственно-временной динамики этих изменений в связи с антропогенным воздействием представляет собой сложную задачу, особенно, когда речь идет о планктоне. Многочисленные данные свидетельствуют о трудностях описания и прогноза развития планктонных сообществ [1,2]. В то же время планктонные организмы не только формируют, но и характеризуют качество воды, что особенно важно с точки зрения питьевого водопользования, забор воды для которого осуществляется из водной толщи.

Настоящее исследование посвящено анализу возможного влияния загрязнения токсичными химическими веществами на планктонные биоценозы Нижнего Дона по материалам многолетних данных мониторинга Росгидромета. Задачи исследования включали описание межгодовых изменений в сообществах фито- и зоопланктона и уровня загрязнения, анализ статистических связей между ними, сопоставление результатов с данными биотестирования токсичности.

Попытки дать характеристику отклика планктонных организмов на воздействие загрязняющих веществ (ЗВ), характерных для Нижнего Дона, ранее были предприняты, тем не менее, они не дали четкого ответа [3].

1. Материал и методика исследования

Для анализа были использованы результаты наблюдений Севкавгидромета (Ростовского Центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды) на Нижнем Дону (участке главного русла реки от плотины Цимлянской ГЭС до устья) по гидробиологическим и химическим показателям за период 1968–2000 гг.

Оценка загрязненности воды проводилась согласно принятым в мониторинге Росгидро-

[1]Хоружая Татьяна Алексеевна, д-р биол. наук, главный научный сотрудник Южного отдела ИВП РАН, профессор кафедры геоэкологии и прикладной геохимии Ростовского государственного университета.

[2]Миронова Татьяна Владимировна, младший научный сотрудник Южного отдела ИВП РАН.

[3]Никаноров Анатолий Максимович, д-р геол.-минерал. наук, профессор, член-кор. РАН, директор Гидрохимического института, заведующий Южным отделом Института водных проблем РАН, заведующий филиалом кафедры геоэкологии и прикладной геохимии Ростовского государственного университета.

мета подходами [4, 5] с учетом данных научных исследований. В основе оценок — среднегодовые, максимальные и медианные величины концентраций основных и характерных (для которых повторяемость случаев превышения ПДК в году более 5%) ЗВ: соединений меди, цинка, ртути, фенолов, хлорорганических пестицидов и нефтепродуктов, а также данные сапробиологического анализа.

Статистические зависимости изучались по данным 1981–2000 гг для створа: 1 км ниже г. Ростова-на-Дону — одного из наиболее напряженных участков реки. Для значений биомассы и численности фито- и зоопланктона и концентраций токсичных ЗВ рассчитывались коэффициенты корреляции (r), коэффициенты ранговой корреляции Спирмена (ρ). Для анализа использовались данные 48 проб по фито- и 48 — по зоопланктону.

Расчеты проводились: для концентраций ЗВ, регистрируемых в воде в сроки отбора проб на гидробиологический анализ или наиболее близкие к этому времени сроки («синхронизированные» данные); для медианных значений за год; для суммы загрязняющих веществ с использованием критерия ПДК. В случае «синхронизированных» данных коэффициенты вариации рассчитывались для всех сезонов года и отдельно — для вегетационного периода.

2. Краткая характеристика многолетних изменений в планконных биоценозах Нижнего Дона

Данные наблюдений Севкавгидромета и результаты научных исследований [3,4,5,6 и др.] позволили выделить ряд общих закономерностей изменений, обусловленных антропогенным воздействием.

После пуска Цимлянского гидроузла в 1952 г в гидробиоценозах Нижнего Дона произошли перестройки, обусловленные главным образом зарегулированием реки и соответствующими сукцессиями. В дальнейшей эволюции водной экосистемы на первый план вышли последствия роста антропогенных нагрузок и химического загрязнения водной экосистемы. Заметно ухудшилось состояние фито- и зооценозов. Так, если в 70–80-е годы, по данным сапробиологического анализа, фитопланктон был представлен в основном β-мезосапробными видами (Melosira granulata и др.), то к началу 90-х годов существенно возросла роль обитателей более грязных вод — α-сапробов (Stephanodiscus hantzchii и др.). Из состава зоопланктона стали выпадать тонкие фильтраторы (дафниды), усилились процессы эвтрофирования (особенно на участке реки ниже г. Ростова-на-Дону). К середине 90-х годов было отмечено некоторое улучшение состояния планктоценозов, по всей вероятности, это связано со снижением антропогенной нагрузки (уменьшением сбросов и др.) вследствие спада производства. По мнению специалистов, водная экосистема Нижнего Дона находится в неустойчивом состоянии, в водных сообществах происходят перестройки в сторону усиления роли эврибионтов и обитателей грязных вод, выявляються признаки экологического регресса. Особенно чувствительны к загрязнению сообщества донных организмов. По показателям макрозообентоса качество воды Нижнего Дона в течение продолжительного времени соответствует классу «загрязненных-грязных» и даже «очень грязных» вод. В то же время по планктонным показателям (фито- и зоопланктону) воды в основном — «умеренно загрязненные».

Считается, что гидробиологические показатели более «консервативны» по сравнению с химическими, они характеризуют состояние сообществ и их изменения за довольно длительное время [7]. Анализ данных наблюдений по химическим показателям позволяет заключить, что воды Нижнего Дона весьма загрязненные. Наиболее загрязнен участок от г. Ростов-на-Дону до г. Азов. Средний уровень содержания в воде ЗВ: соединений меди (Cu), нефтепродуктов (НФПР), легкоокисляемых органических соединений (по показателю $БПК_5$,), сульфатов, азота нитритов (NO_2) в 2–6 раз превышает ПДК, максимальный — достигает l6 ПДК, что соответствует критерию «высокого загрязнения» (ВЗ). Превышение ПДК отмечено в большей части проб (86–100%). На отдельных участках реки (в рукавах Дона, в устье) периодически обнаруживаются хлорорганические пестициды (ХОП). Максимальная концентрация ДДТ, например, достигала в рукаве Большая Каланча 0,060 мкг/л (60 ПДК), что соотвевтствует «экстремально высокому загрязнению» (ЭВЗ).

В водных объектах бассейна Нижнего Дона интенсивно идет процесс токсикофикации — накопления токсичных ЗВ в различных элементах водной экосистемы [8, 9]. По результатам биотестирования, на многих

участках Нижнего Дона в отдельные периоды времени природная вода становится токсичной для лабораторных тест-организмов-представителей различных трофических звеньев (ракообразных, водорослей, простейших, коловраток) [9], что недопустимо, согласно установленным требованиям [10].

Токсичность природной воды связана с присутствием экологически опасных ЗВ. Следует подчеркнуть, что в течение всего периода в воде обнаруживались особо опасные ЗВ — соединения ртути (Hg) и ХОП (1 класс опасности для рыбохозяйственных водоемов). Помимо химических веществ, которые анализируются в рамках мониторинга Росгидромета (перечисленных выше) с помощью хромато-масс-спектрометрического анализа [9], в донской воде обнаружено около 80 органических соединений, в том числе высокотоксичные и канцерогенные полиароматические углеводороды, в частности, бензпирен.

Анализ тенденций многолетних изменений уровня загрязненности (1968–2000 гг.) показал, что по сравнению с начальным периодом наблюдений к 2000 г. уровень загрязнения токсичными ЗВ снизился. Эта тенденция выявляется почти на всех участках реки, при этом регистрируется изменение пространственной картины загрязнения. Если в течение 1968–1979 гг наиболее высокие медианные величины соединений меди, нефтепродуктов, фенолов были зарегистрированы на нижних участках реки (ниже г. Ростова-на-Дону), то к 2000 г. более загрязненными становятся и верхние участки.

Во временной динамике выделено несколько периодов с разным уровнем загрязненности по медианным величинам концентраций токсичных ЗВ. Согласно разработанным критериям [11], уровень токсического загрязнения был наиболее высоким в 1980–1988 гг. (максимальным — в 1985–1987 гг.), минимальным в 1993–1997 гг. В конце 90-х годов, примерно с 1998 г., снова началось повышение уровня загрязненности. В последнее время (2000–2002 гг.) он остается достаточно высоким, хотя максимальные величины концентраций токсичных веществ ниже наблюдаемых ранее.

3. Фито-, зоопланктон и концентрации ЗВ

По количественным показателям — биомассе и численности, развитие планктонных сообществ на всем протяжении Нижнего Дона характеризуется большим диапазоном колебаний. Например, по данным за 1981–2000 гг. в районе г. Ростова-на-Дону численность и биомасса фитопланктона варьировали в пределах 0,14–19,16 тыс кл/л и 0,14–15,72 мг/л соответственно (табл. 1). Между показателями численности и биомассы отмечена хорошая корреляционная связь ($r = 0,92$). Сравнение гидробиологических данных с концентрациями ЗВ (табл. 2) показывает, что большая часть связей была слабой (табл. 3). Значимыми оказались лишь несколько положительных коэффициентов корреляции: между биомассой фитопланктона и медианными величинами концентраций Cu ($r = 0,46$; $P = 99\%$), концентрациями Zn ($\rho = 0,51$; $P = 95\%$), «синхронизированными» концентрациями НФПР ($r = 0,35$; $P = 95\%$). Коэффициенты корреляции для фенолов и Hg оказались низкими и статистически незначимыми. Наличие выявленных связей позволяет заключить, что соединения Cu, Zn и НФПР в регистрируемом интервале концентраций (табл. 2) не оказывают токсического действия на развитие фитопланктона, проявляют стимулирующий эффект.

Обращает внимание тот факт, что в некоторых случаях (для «синхронизированных» концентраций соединений Cu, для медианных концентраций Hg, для «синхронизированных» концентраций фенолов и биомассы) коэффициенты корреляции имели отрицательный знак.

Можно предполагать, что при большем числе наблюдений зависимость могла бы быть обратной.

Биомасса и численность зоопланктона в течение 1981–2000 гг. варьировались в пределах 2,23–647,48 мг/л и 0,16–175,42 экз./л соответственно (табл. 1). Значимые положительные связи выявлены между биомассой зоопланктона и медианными концентрациями Cu ($r = 0,36$; $P = 98\%$), между численностью, биомассой и концентрациями Zn ($\rho = 0,42$; $\rho = 0,43$; $P = 95\%$) (табл. 4). Коэффициенты корреляции для НФПР, фенолов и соединений Hg оказались низкими и статистически незначимыми. Таким образом, как и в случае фитопланктона, соединения Cu и Zn оказывали стимулирующий эффект на зоопланктон. Также были выявлены отрицательные зависимости (при недостоверных уровнях корреляции), как и для фитопланктона, в частно-

Таблица 1

Динамика показателей развития фито- и зоопланктона Нижнего Дона в районе г. Ростова-на-Дону в течение 1981–2000 гг.

Годы наблюдений	Диапазон колебаний в течение года			
	Фитопланктон		Зоопланктон	
	Численность, тыс клеток/л	Биомасса, мг/л	Численность, экз/л	Биомасса, мг/л
1981	0,14–5,91 (2)*	11,63–19,16	19,44–23,34 (2)	268,3–421,91
1982	4,58–7,07 (2)	0,51–1,48	0,74–31,12 (5)	6,31–240,59
1984	1,23–2,55 (3)	1,71–4,82	2,4–23,38 (3)	16,44–148,87
1985	0,53–14,11 (7)	0,42–15,72	0,32–175,42 (7)	2,23–633,87
1989	0,48–1,4 (6)	0,31–1,35	1,0–3,5 (6)	5,97–65,42
1990	0,26–1,79 (6)	0,14–2,16	0,68–2,32 (6)	7,33–39,1
1991	0,43–5,05 (3)	0,81–5,02	4,18; 4,48 (2)	27,8–41,59
1992	0,65 (1)	0,6	–	–
1993	2,06 (1)	2,42	–	–
1994	0,27; 2,03 (2)	0,28–5,56	0,38; 3,92 (2)	2,44–26,78
1996	0,18–2,43 (3)	0,16–4,56	0,48–5,52 (3)	3,82–33,81
1997	1,83; 19,16 (2)	2,19–13,58	1,86; 3,9 (2)	20,68–41,52
1998	0,42–4,47 (4)	0,77–5,09	0,16–91,4 (4)	6,34–647,48
1999	0,2–2,52 (3)	0,21–4,66	0,96–9,58 (3)	23,02–138,41
2000	–	0,23–2,26	0,5–1,7 (3)	4,61–13,12
Весь период	0,14–19,19 (48)	0,14–19,16	0,16–175,42 (48)	2,23–647,48

Примечание: в скобках указано число проб; прочерк указывает на отсутствие данных в связи с тем, что наблюдения не проводились.

сти, связь численности и биомассы с концентрациями Hg, НФПР.

Общий уровень загрязненности в воде в районе г. Ростова-на-Дону, выраженный в виде суммы превышений ПДК токсичных ЗВ, варьировался в пределах 0,2–24,7 ПДК. Коэффициенты корреляции для суммарного загрязнения были очень низкими и статистически незначимыми (табл. 3,4), за исключением коэффициента для биомассы фитопланктона ($r = 0,28$; $P = 90\%$). Такая же зависимость возможна и для биомассы фито- и зоопланктона в вегетационный период, однако, из-за малых рядов данных она статистически необоснована.

Положительный характер связи позволяет предполагать стимуляцию развития фито- и зоопланктона комплексом ЗВ: соединений Cu, Zn, НФПР. Таким образом, реальные концентрации металлов, НФПР и фенолов, встречающиеся в воде Нижнего Дона, судя по данным статистической обработки, не оказывают негативного влияния на показатели развития планктона: численность и биомассу.

4. Ожидаемые и реальные эффекты характерных для Нижнего Дона ЗВ на планктон

Представляет интерес сопоставление результатов статистического анализа с данными литературы по оценке токсичности ЗВ при биотестировании. Исходя из сравнения реальных медианных значений концентраций соединений Cu в донской воде (в районе г. Ростова-на-Дону) с их эффектами по обобщенным данным литературы, следует ожидать стимулирующих эффектов на развитие фито- и зоопланктона Нижнего Дона (табл. 5). В дополнение к табл. 5, можно привести данные о том, что некоторые виды «нечувствительных» водорослей (хлорелла) стимулировались даже относительно высокими концентрациями — до 0,05 мг/л [12]. Однако следует заметить, что природные популяции водорослей более чувствительны к загрязнению, чем лабораторные культуры, используемые для биотестирования.

Ожидаемое влияние Zn на природный планктон так же, как и Cu, должно быть сти-

Таблица 2

Динамика концентраций ЗВ в воде Нижнего Дона в районе г. Ростова-на-Дону в течение 1981–1999 гг.

Годы наблюдений	Диапазон колебаний концентраций в течение года				
	Cu, 10^{-3} мг/л*	Zn, 10^{-3} мг/л*	Hg, мкг/л**	НФПР, мг/л*	Фенолы, мг/л*
1981	3–5	Н.о.–7	–	0,33–0,95	0,001
1982	4–6	1–6	–	Н.о.–0,013	0,005–0,025
1984	Н.о.–6	2–20	–	0,11–0,37	0,005–0,017
1985	1–4	3–18	–	0,06–0,24	0,003–0,012
1989	Н.о.–4	0,03–6	–	0,06–0,53	0,001–0,013
1990	2–4	2–7	0,03	0,03–0,16	0,002–0,029
1991	Н.о.–2	1–2	0,08	0,06–0,21	0,003
1992	1	1	–	0,03	–
1993	4	9	–	0,03	–
1994	0,5–1	1–4	0,03	0,03–0,05	–
1996	Н.о.–1	1–3	0,06	0,03–0,37	–
1997	0,5–1	3–5	0,07	0,35–0,46	–
1998	Н.о.–4	2–8	0,05	0,06–0,19	–
1999	2–8	8–13	0,05	0,09–0,12	–
2000	1–1	3–9,5	0,04	0,09–0,10	–
Весь период	Н.о.–8	8–13	0,03–0,08	Н.о.–0,95	0,001–0,029

Примечание: * — «синхронизированные» концентрации; ** — медианные концентрации; прочерк указывает на отсутствие данных в связи с тем, что наблюдения не проводились.

Таблица 3

Зависимость развития фитопланктона от концентраций токсичных загрязняющих веществ в воде Нижнего Дона (1981–2000 гг.)

ЗВ	Коэффициенты корреляции					
	для численности			для биомассы		
	медиана	«синхрониз.» концентрации		медиана	«синхрониз.» концентрации	
	все сезоны	все сезоны	вегетационный период	все сезоны	все сезоны	вегетационный период
Cu^{2+}	0,09 n =50	$-0,25$ n =45	0,13; 0,2* n =22	**0,46** n =50	$-0,007$ n =45	0,03; $-0,15$* n =22
Zn^{2+}	0,20 n =50	0,08 n =45	0,06; 0,38 n =22	0,24 n =50	0,07 n =45	0,27; **0,51** n =22
Hg^{2+}	-0,03 n =32	–	–	$-0,007$ n =32	–	–
НФПР	0,08 n =50	0,23 n =45	0,02; -0,35 n =22	0,13 n =50	**0,35** n =45	0,27; 0,08 n =22
Фенолы	–	0,07 n =28	0,05; 0,15 n =16	–	$-0,24$ n =28	$-0,22$; $-0,19$ n =16
Сумма ЗВ	–	0,10 n =45	0,10 n =25	–	**0,28** n =45	0,29 n =25

Примечание: значение после точки с запятой — ранговый коэффициент корреляции (ρ); прочерк означает, что расчет не проводили из-за малого ряда данных. Жирным шрифтом выделены статистически значимые коэффициенты корреляции.

Таблица 4

Зависимость развития зоопланктона от концентраций токсичных ЗВ в воде Нижнего Дона (1981–2000 гг.)

ЗВ	Коэффициенты корреляции					
	для численности			для биомассы		
	медиана	«синхрониз.» концентрации		медиана	«синхрониз.» концентрации	
	все сезоны	все сезоны	вегетационный период	все сезоны	все сезоны	вегетационный период
Cu^{2+}	0,15 n =50	0,04 n =45	0,24; 0,23* n =25	**0,36** n =50	0,36 n =50	0,27; 0,17* n =25
Zn^{2+}	0,26 n =50	0,10 n =45	0,18; **0,42** n =25	0,30 n =50	0,30 n =45	0,27; **0,43** n =25
Hg^{2+}	$-0,08$ n =32	–	–	$-0,11$ n =32	–	–
НФПР	0,06 n =50	0,10 n =45	0,08; $-0,17$ n =25	0,01 n =50	0,22 n =45	0,25; $-0,03$ n =25
Фенолы	–	$-0,01$ n =30	0,04; 0,24 n =16	–	–	–
Сумма ЗВ	–	0,10 n =45	0,13 n =25	–	0,17 n =45	0,23 n =25

Примечание: значение после точки с запятой — ранговый коэффициент корреляции (ρ); прочерк означает, что расчет не проводили из-за малого ряда данных. Жирным шрифтом выделены статистически значимые коэффициенты корреляции.

мулирующим; Hg, напротив, должна подавлять развитие фито- и зоопланктона (табл. 5). Как уже указывалось, Нижний Дон отличается высоким уровнем загрязненности Hg. Даже среднегодовые величины чаще всего превышают ПДК на порядки. Опасное загрязнение наблюдается в районе г. Ростова-на-Дону (ниже устья р. Темерник), г. Азова (речной порт) и в протоках дельты.

Данные литературы по биотестированию НФПР свидетельствуют об их слабом токсическом действии на водоросли. Однако влияние НФПР трудно предсказать в реальном интервале концентраций. Оно может быть как стимулирующим, так и угнетающим (табл. 5). Неопределенность связана с использованием различных видов и фракций нефти при биотестировании. Разнородные данные публикуются и по влиянию фенолов [13, 14]. Проблематичным оказалось также сопоставление с пространственно-временной динамикой загрязнения ХОП из-за большого диапазона колебаний концентраций, «нулевых» значений концентраций и относительно небольшого ряда данных. В этой связи данные по фенолам и ХОП не использовались для сопоставлений.

Следует заметить, что у разных авторов эффективные концентрации ЗВ при биотестировании и параметры токсичности (максимально недействующая, пороговая, LC_{50}, LC_{100} и др.) отличаются. Например, при биотестировании на водорослях исследуются разные виды, разные показатели жизнедеятельности (интенсивность фотосинтеза, концентрация хлорофиллов, прирост численности в культуре, ассимиляция углерода и т.д.). То же относится и к биотестированию на зоопланктоне. Например, концентрации меди 0,001–0,003 мг/л стимулировали рост дафний, а концентрации меди 0,005–0,010 мг/л способствовали увеличению плодовитости [14].

Неоднозначность данных может быть связана также с использованием разных методик и технических приемов химического анализа ЗВ в воде (особенно металлов). Поэтому эффективные концентрации могут отличаться на порядки. Так, интервал эффективных концентраций для водорослей колеблется в диапазоне 0,010–1,0 мг/л.

Полученные данные показывают, что перенос результатов биотестирования на естественные водоемы все еще является проблематичным. Тем не менее следует предполагать, что реальный уровень загрязненности соединениями Cu и Zn не вызывает негативных эффектов, тогда как соединения Hg представляют угрозу для природных планктоценозов.

Таблица 5

Ожидаемые по результатам биотестирования эффекты характерных ЗВ для Нижнего Дона на планктон

ЗВ	Эффект при биотестировании*		Реальные концентрации в в донской воде	Ожидаемый эффект донской воды
	на фитопланктон	на зоопланктон		
Cu, мг/л	До 0,005 (+)**; 0,01–1,0 (−)	0,001–0,003 (+); 0,005–0,01 (+)	0,001–0,004	Стимуляция фито-и зоопланктона
Zn, мг/л	0,005–0,02 (+); 0,1–1,0 (−)	0,01–0,12 (+); 0,56 (−)	0,001–0,010	Стимуляция фито- и зоопланктона
Hg, мкг/л	0,007–0,01 (+) 0,05–0,6 (−)	0,03 (−)	0,03–0,60	Угнетение фито- и зоопланктона
НФПР, мг/л	0,002–0,015 (+); более 0,015 (−)	0,07–0,29 (+)	0,1–0,5	Возможны как стимуляция, так и угнетение

Примечание: * – обобщенные авторами данные литературы, ** — в скобках указана направленность эффекта.

Статистический анализ влияния суммы токсичных ЗВ не выявил опасности, однако, статистика не учитывает сложности связей в водных экосистемах, комбинированных влияний ЗВ в разных соотношениях. Число последних практически бесконечно, поэтому прогнозы не могут быть надежными. Медь и цинк, например, могут быть антагонистами или синергистами в биологических эффектах [15].

Очевидной причиной трудностей статистической интерпретации данных гидробиологических наблюдений сети Росгидромета в связи с уровнем загрязненности воды (статистически достоверные результаты получены только в единичных случаях), является прежде всего недостаточность рядов наблюдений при большом размахе численных величин показателей развития сообществ. Нельзя не сказать также, что процедура отбора и подготовки проб к биологическому и химическому анализам является источником ошибок.

Большой размах величин, с другой стороны, обусловлен естественными и антропогенными флюктуациями развития планктона. Динамика планктонных сообществ, цикличность их развития давно являются предметом изучения специалистов. Многочисленные наблюдения свидетельствуют о том, что изменения в распределении сообществ фито- и зоопланктона, которые отличаются пространственной гетерогенностью — «пятнистостью», носят нелинейный характер, существенно отличаются от изменений факторов окружающей среды, а также от антропогенного воздействия. Прогноз состава фитопланктона, интенсивности и сроков «цветения» водоемов в условиях существующих антропогенных нагрузок является трудноразрешимой проблемой [2]. Гидробиологические данные Росгидромета при малой частоте отбора проб (4–6 раз в году) захватывают разные фазы развития сообществ, особенно фитопланктона. На пространственно-временную динамику планктона влияют и адаптационно-приспособительные реакции гидробионтов, формирование фенотипических и генотипических [14] адаптаций. С точки зрения возможности прогнозирования практически невозможно учесть все биологические факторы: цикличность развития, региональные особенности биоценоза, сложные внутри- и межвидовые отношения, адаптационные и поведенческие реакции.

Результаты статистических расчетов позволяют предполагать отсутствие опасности для планктонных сообществ воздействия большинства токсичных ЗВ донской воды (кроме Hg) по показателям развития (численности и биомассе). Однако есть данные о негативном влиянии на фито- и зоопланктон Нижнего Дона более высоких концентраций Cu и Zn, превышающих ПДК в десятки раз (в интервалах 0,004–0,120 мг/л и 0,030–0,190 мг/л, т. е. 120 и 19 ПДК соответственно) [6]. В этом исследовании обнаружена обратная зависимость между биомассой фито- и зоопланктона и концентрациями Cu и Zn, при этом зависимость фитопланктона близка к линейной. Увеличение содержания меди в воде примерно в 30 раз вызывало снижение биомассы на 33%, а увеличение кон-

центрации цинка в 5 раз приводило к снижению биомассы вдвое. Зависимость биомассы зоопланктона от меди является линейной, от цинка — гиперболической. Увеличение концентрации меди в 9 раз вызывало уменьшение биомассы зоопланктона в 3 раза, цинка в 5 раз — снижение биомассы в 4 раза. Столь высокие концентрации металлов почти не встречаются в данных наблюдений Росгидромета. По этим данным, максимальные медианные концентрации соединений Cu на обследованном участке (в районе г. Ростова-на-Дону) составляли 0,004 мг/л (4 ПДК), Zn — 0,010 мг/л (1 ПДК). Столь низкий средний уровень загрязнения воды не исключает экстремальных случаев загрязнения, которые имеют место на других участках на всем протяжении реки.

Возможность негативных эффектов ЗВ подтверждаются нашими исследованиями по биотестированию донской воды: токсичной оказалась вода, отобранная на 10 из 11 обследованных участков Нижнего Дона [9]. Доля токсичных проб воды составила около 80%. В донных отложениях также обнаруживалась токсичность.

Очевидна и тенденция ухудшения состояния планктонных биоценозов по данным сапробиологического анализа. Данные статистических расчетов показывают, что происходят изменения структуры сообществ даже при отсутствии заметных негативных изменений в развитии планктонных биоценозов. Учитывая хронический характер загрязнения, нельзя не признать, что угроза для планктонных биоценозов существует и может реализоваться, особенно, если уровень токсического загрязнения будет возрастать.

Литература

1. *Медвинский А. Б. и др.* Формирование пространственно-временных структур фрактала и хаос в концептуальных экологических моделях на примере динамики взаимодействия популяций планктона и рыбы // Успехи физических наук. 2002. Т. 172. № 1. С. 30–38.
2. *Брусиловский П. М., Кожова О. М.* Динамика планктона Байкала и регенерирующие процессы. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 1. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. С. 142–148.
3. *Брызгало В. А., Коршун А. М., Никаноров А. М., Соколова Л. П.* Гидробиологические характеристики нижних участков Дона в условиях длительного антропогенного воздействия // Водные ресурсы. 2000. Т. 27. № 3. С. 357–363.
4. Ежегодники качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям на территории деятельности СевКавгидромета. Ростов н/Д, 1984–1997 гг.
5. Ежегодники качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям на территории деятельности СевКавгидромета. Ростов н/Д, 1984–1996 гг.
6. Биогеохимический цикл тяжелых металлов в экосистеме Нижнего Дона / Бессонов О. А. Белова С. Л., Водолазкин Д. И., Кикина О. Г. и др. Ростов-н/Д: Изд-во Ростовского госуниверситета, 1991. 112 с.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В. А. Абакумова СПб: Гидрометеоиздат, 1992. 318 с.
8. *Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В.* Качество вод: оценка токсичности. Серия «Качество вод». СПб.: Гидрометеоиздат, 2000.
9. *Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Страдомская А. Г., Миронова Т. В.* Биотестирование в оценке эколого-токсикологического состояния водных объектов в бассейне Нижнего Дона // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 2. С. 209–214.
10. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). М.: Госкомприрода СССР, 1991. 38 с.
11. *Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Страдомская А. Г., Миронова Т. В.* Химические показатели в оценке токсического загрязнения Нижнего Дона // Метеорология и гидрология. 2002. № 11. С. 68–74.
12. *Капков В. И.* Водоросли как биомаркеры загрязнения тяжелыми металлами морских прибрежных экосистем: Автореферат дис. ... д-ра биол. наук. М. 2003. 48 с.
13. *Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г.* Водная токсикология. М.: Колос, 1971. 247 с.
14. *Флеров Б. А.* Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, 1989. 144 с.
15. *Никаноров А. М., Жулидов А. В.* Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 311 с.

Статья поступила 5 января 2004 г.
Южный отдела ИВП РАН, Гидрохимический институт Росгидромета, Ростовский государственный университет
© Хоружая Т. А., Миронова Т. В., Никаноров А. М., 2004