

Гидрохимические исследования

Формирование гидрохимических условий в СЗЧМ определяется факторами как природного, так и антропогенного происхождения. Среди них в 1950—1960 годах определяющее влияние на изменчивость химических процессов в море оказывал в первую очередь речной сток.

Антропогенное эвтрофирование Черного моря началось не сразу. Прежде чем обнаружился в водоеме эффект эвтрофирования, должно было произойти накопление биогенных веществ (БВ) (Россолимо, 1977). Этот процесс в СЗЧМ начался в конце 1960-х годов. С 1970-х годов в формировании гидрохимических условий в СЗЧМ ведущую роль играет антропогенное эвтрофирование. Аналогичные явления происходят практически на всех водоемах мира — озерах, реках, внутренних морях и прибрежных зонах, заливах, лагунах открытых морей. Особенно ярко они выражены в районах с высоко развитой промышленностью и интенсивным сельским хозяйством. Это связано с интенсивностью смыва удобрений с водосборной площади рек, увеличением количества сбросов в водоемы слабоочищенных и неочищенных стоков как промышленного, так и коммунального происхождения. Результатом такого воздействия стало возрастание в воде содержания БВ в поверхностном стоке, а затем и в море. Б В техногенного происхождения включались в цикл биогидрохимических превращений, после различных трансформаций пополняли запас природных соединений и оставались в экосистеме водоема (Максимова, 1986). Следствием этого процесса стало повышение биологической продуктивности водных экосистем.

Многолетними исследованиями в СЗЧМ установлено, что гидрохимический режим за последние 50 лет претерпел значительные изменения. Возросла максимальная концентрация растворенного кислорода, увели-



ТАБЛИЦА 1.3.1. Сравнительная характеристика пределов колебаний гидрохимических показателей в фотическом слое СЗЧМ в различные периоды

Ингредиент, показатель	1948-1959 * ¹⁾	1977-2000 * ²⁾
O ₂ , мг · дм ^{м3}	1,85-13,0	0,0-23,20
Сь, % насыщения	50-105	0,0-270
pH	7,80-8,70	7,68-9,27
PO ₄ ^и , МКГ · ДМ ^{и3}	0,0-50,0	0,0-627,0
P _{орг} , МКГ · ДМ ^{и3}	2,5-28,7	0-540
NH ₄ ^и , МКГ · ДМ ^{и3}	0,0-40,0	5,0-1500
NO ₃ ^и , МКГ · ДМ ^{и3}	0,0-30,0	0,0-155
NO ₂ МКГ · ДМ ^{и3}	0,0-300,0	5,0-3100
N _{орг} , МКГ · ДМ ^{и3}	195-286	20-16000
PO, мг O · ДМ ^{и3}	0,6-2,20	1,5-10,0

*¹⁾ Алмазов, 1962; Биология северо-западной части Черного моря, 1964.

*²⁾ Данные авторов.

чилились пределы колебаний содержаний минеральных и органических соединений азота и фосфора (табл. 1.3.1).

Максимальные концентрации БВ, как правило, наблюдали в зоне влияния речных вод, урбанизированных стоков, сбросов из оросительных систем — в зонах с антропогенным влиянием. Значительные концентрации Б В отмечали также в атмосферных осадках (снег и дождь), в поровых водах донных отложений. Минимальные концентрации — в водах, поступающих из открытой части моря.

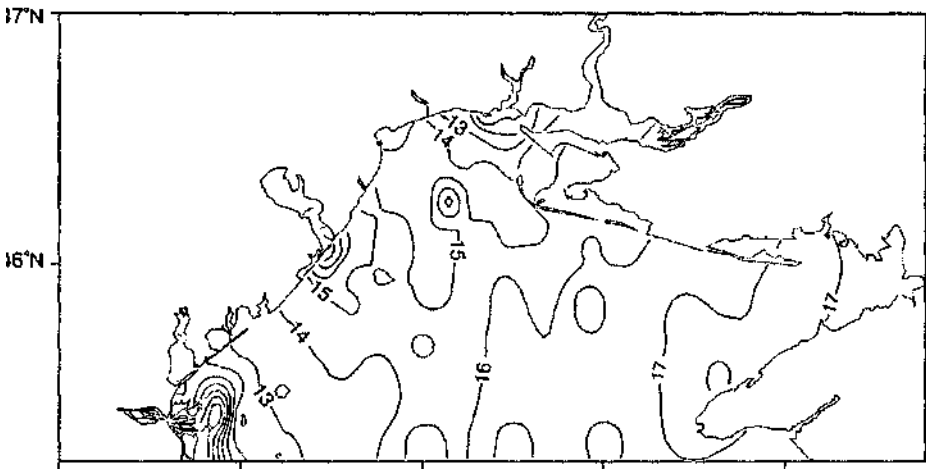
3.1. Источники эвтрофирования

3.1.1. Речной сток

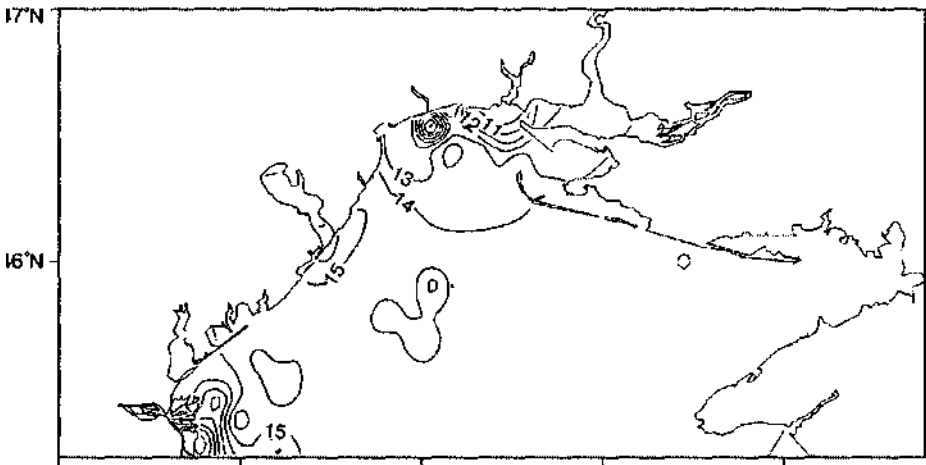
Объем и качество речного стока всегда играли важную роль в жизни моря, так как от них зависят солевой режим, содержание БВ и их распределение, сезонная и межгодовая изменчивость. Вследствие циркуляции вод в регионе (см. гл. 2) речные воды оказывают прямое или косвенное воздействие на формирование гидрохимических условий практически всей СЗЧМ и определяют химические основы продуктивности региона. В многоводные годы воздействию речных вод подвергается до 70 % площади СЗЧМ, в маловодные — до 20—30 % (рис. 1.3.1). Однако в период половодья даже в маловодные годы зона трансформированных речных вод может занимать до 50 % площади поверхностного слоя СЗЧМ (Гаркавая и др., 2000; Берлинский и др., 2003).

РИС. 1.3.1. Изменение солености (‰) в поверхностном слое СЗЧМ в различные периоды водности:

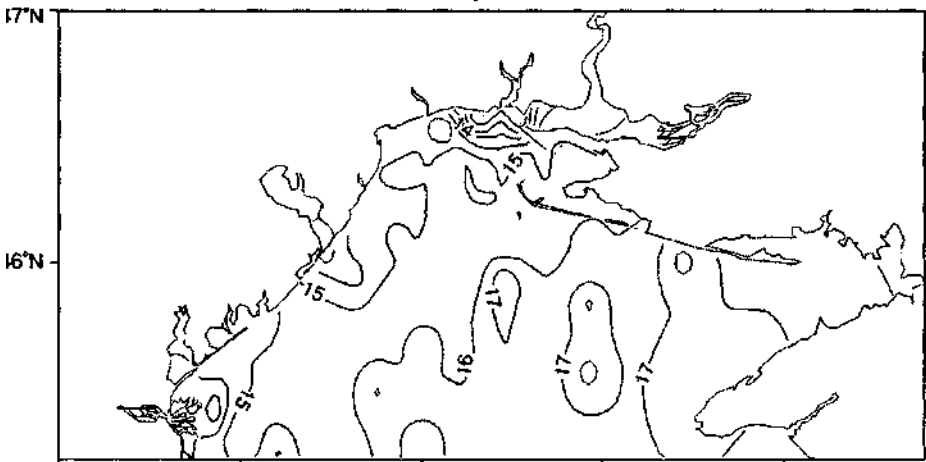
а - 1977-1982 гг.; б - 1983-1984 гг.; в - 1985-1988 гг.



а



б



в

29°E 30°E 31°E 32°E 33°E



Дунай как главная река Черного моря оказывает наибольшее воздействие на содержание БВ в его водах. Поступление БВ в воды шельфовой зоны Украины происходит через Килийский рукав, сток которого в настоящее время сократился с 70 до 56 % общего стока Дуная (Михайлов и др., 2001). В результате антропогенного эвтрофирования в Дунае увеличивалось содержание биогенных и органических веществ (ОВ), что продолжалось до начала 1990-х годов (табл. 1.3.2). При этом сократилось количество взвешенных веществ (ВВ) от 160,0 (Тимченко, 1993) до 82,85 мг • дм⁻³ и увеличилась доля органического вещества в ВВ от 1–2 до 18–20 % в вегетационный период.

При поступлении в море или лиман речные воды в зоне их смешения с морскими изменяют качественные характеристики. Так, на взморье Дуная на геохимическом барьере река—море (2–5 %) в результате физических и химических процессов происходит основное снижение содержаний биогенных и органических веществ в речном стоке (Гордеев, 1983). Здесь уменьшается количество минеральных и органических соединений азота, фосфора, кремния на 30–50 %, переходящих в донные осадки (табл. 1.3.3).

ТАБЛИЦА 1.3.2. Многолетняя изменчивость содержания биогенных и органических веществ в дельте Килийского рукава Дуная

Период	Ингредиент								
	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄ ⁻³	Si	N _{орг}	P _{орг}	ПО	БО
	мг • дм ⁻³							мг о • дм ⁻³	
1948–1960 * ¹⁾	0,248	0,012	0,530	0,071	4,375	0,630	0,031	4,12	10,98
1977–1985 * ²⁾	0,620	0,044	1,000	0,165	3,980	0,900	0,073	-	-
1986–1988 * ³⁾	0,575	0,160	1,126	0,281	2,571	3,072	0,100	4,41	17,0
1989–1992 * ⁴⁾	0,441	0,118	1,626	0,233	2,979	5,069	0,113	6,16	22,0
1993–1996 * ⁴⁾	0,125	0,074	1,184	0,091	2,356	3,739	0,096	9,71	34,0
1997–2000 * ⁴⁾	0,042	0,015	0,580	0,079	2,120	5,034	0,038	6,12	21,5

*¹⁾ Алмазов, Майстренко, 1961. *²⁾ Енаки, Вискушенко, 1977. *³⁾ Енаки, 1987; Енаки, Жураева, 1993; Garkava et al., 1997; Гаркавая и др., 1998. *⁴⁾ Данные авторов (с 1988 до 2000 г).

ТАБЛИЦА 1.3.3. Трансформация содержания взвешенных и биогенных веществ (мг • дм⁻³) на гидрохимическом барьере река—море в устьевой области Дуная в зависимости от солености

Район	н [^] сть [^] оо	ВВ	Р ^о 4 [~]	Н ^н 4	Н ^о 2	NO ₃	N _{орг}	Si
18 км, Вилково	0,4	39,0	0,200	0,400	0,083	1,350	3,530	1,52
6 км, рукав	0,5	30,4	0,220	0,537	0,072	0,730	4,290	1,84
Прорва								
Устье	1,0	29,0	0,086	0,354	0,055	1,470	5,850	1,20
Взморье	1-2	18,0	0,106	0,267	0,070	1,200	5,790	1,30
	2-3	2,6	0,206	0,282	0,041	0,900	1,900	1,00
	3-4	3,3	0,271	0,031	0,040	1,610	2,520	0,90
	5-6	1,4	0,068	0,040	0,034	0,910	2,190	0,74

Так как положение зоны смешения речных и морских вод на взморье Дуная не постоянно и связано с величиной стока и ветровой ситуацией, зона активной седиментации распространяется на значительную площадь морского дна и способствует обогащению донных отложений взморья ВВ, БВ и ОВ (Гаркавая и др., 1998; Гаркавая и др., 2000).

Повышенные концентрации минеральных соединений азота и фосфора в зоне влияния дунайских вод отмечали в 1970—1980-х годах. В тот период содержание аммонийного азота увеличилось почти в 13 раз, минерального фосфора — в 2 раза по сравнению с 1960—1970 гг. Вовлечение значительного количества БВ в биотический круговорот стимулировало интенсивное образование растворенного и взвешенного автохтонного органического вещества — массовое развитие фитопланктона и желетелого зоопланктона (Практическая экология..., 1990).

В последние годы в зоне влияния вод Дуная отмечено уменьшение содержания азота аммонийного в 2—3 раза, нитратов — в 1,5—2, фосфатов — в 1,5—3 раза. Содержание органических веществ в тот же период увеличилось в 2—4 раза.

Влияние вод Днепра и Южного Буга на гидрохимический режим шельфовых вод Украины, как и Дуная, обусловлено системой течений в СЗЧМ. До зарегулирования стока Днепра волна паводка из Днепроовско-Бугского лимана достигала центральной части СЗЧМ, где происходило слияние трансформированных вод Дуная, Днестра и Днепра. С этими водами в центральную часть СЗЧМ поступали растворенные БВ, обеспечивающие развитие морских водорослей, в том числе и уникального Филлофорного поля Зернова, площадь которого в последние годы сократилась на порядок величин. Сокращение объема годового стока Днепра на 10 км^3 вследствие его зарегулирования в 1950—1960-е годы привело к перераспределению стока по сезонам — резкому уменьшению объема пресных вод в период половодья в марте—июне и их увеличению в межень в октябре—феврале (Денисова, 1978). Массовое «цветение» воды на водохранилищах (Сиренко, 1978) и в Днепровском лимане обогатило речной сток растворенными и взвешенными органическими веществами, способствовало изменению соотношений в содержании БВ. Так, в его стоке преобладающей минеральной формой азота стала аммонийная, увеличилось количество нитритов, уменьшилось содержание нитратов (Денисова, 1978, 1979, 1983) (табл. 1.3.4).

Такие изменения указывали на преобладание в низовье Днепра деструкционных процессов над продукционными, свидетельствовали о развитии антропогенного эвтрофирования вод Днепра и Днепровского лимана (Журавлева, 1988). Было установлено, что при прохождении днепровских вод через Днепровско-Бугский лиман значительно снижаются концентрации аммонийного азота, нитратов и увеличиваются — фосфатов и органических веществ. По сравнению с периодом до зарегулирования Днепра концентрация последних в воде Днепровско-Бугского лимана увеличилась в 1,5—2,0 раза. Трансформированные воды Днепра выносят из лимана в море около 2 млн т органических веществ, столько выносилось с водами Дуная в СЗЧМ в 1950—1960-х годах. Такое количество органических ве-



шеств в СЗЧМ приводит к ухудшению кислородного режима, гипоксии и заморам.

В 1970—1990-х годах трансформированные речные воды Днепра и Южного Буга достигали центральной части шельфовой области моря в редких случаях. «Разгрузка» речных вод, насыщенных взвешенными и растворенными О В (пресноводный фитопланктон и продукты его деструкции), происходила в желобе, который протянулся от устья Днепровско-Бугского лимана до Одесского залива и отделяет Одесскую банку от берега (Днепровско-Бугская ... экосистема, 1989). Часть растворенных и взвешенных биогенных и органических веществ, которые поступали из лимана, оставалась в желобе, на банке и ее склонах. В поверхностном слое этого района постоянно отмечалось интенсивное развитие фотосинтетических процессов, в придонном слое вследствие накопления аллохтонных и автохтонных органических веществ развивалась гипоксия, фиксировались следы сероводорода. В зависимости от ветровой ситуации часть воды из Днепровско-Бугского лимана перемещается в сторону о-ва Тендровская Коса, периодически проникая в Ягорлыцкий и Тендровский заливы, увеличивая содержание там растворенных и взвешенных органических веществ различного происхождения (Буланая и др., 1989). Это способствовало развитию здесь гипоксии при соответствующей гидрологической обстановке (Фашук, 1995).

ТАБЛИЦА 1.3.4. Многолетняя изменчивость содержания биогенных и органических веществ в Днепре и Днепровско-Бугском лимане ^{М)}

Район исследований	Ингредиент							Показатель	
	NH ₃	NO ⁻	NO ₂	PO ⁻	Si	N ^{орг}	P ^{орг}	ПО	БО
мг · дм ⁻³								мгО дм ⁻³	
1951-1954 * ²⁾									
Река	0,174	0,011	0,387	0,041	3,470	0,857	0,050	7,72	22,70
Лиман	0,520	0,014	0,324	0,051	3,477	1,200	0,075	8,00	23,52
1963—1969 * ³⁾									
Река	0,588	0,012	0,345	0,054	2,790	1,315	0,070	14,5	43,0
Лиман	0,928	0,023	0,140	0,356	2,385	1,300	0,120	15,02	44,19
1976-1979 * ³⁾									
Река	0,670	0,109	0,160	0,053	—	—	—	10,82	31,82
Лиман	0,471	—	0,080	0,086	—	—	—	12,00	35,29
1981-1986 * ⁴⁾									
Река	0,310	0,023	0,215	0,103	3,01	1,5	0,083	18,00	55,80
Лиман	0,480	0,008	0,088	0,076	1,27	—	—	15,0	40,80
1984—1989 * ⁵⁾									
Река	0,438	0,026	0,080	" 1 ~	—	—	—	8,9	—

" Из-за недостатка опубликованных фактических данных в некоторых случаях средние значения БВ л ОВ рассчитывались по их предельным концентрациям в стоке Днепра и в Днепровско-Бугском лимане. *²⁾ Алмазов и др., 1959; Алмазов, 1967; Майстренко, 1965. *³⁾ Денисова 1978, 1979; Денисова, 1983. *⁴⁾ Журавлева, 1988; Днепровско-Бугская эстуарная экосистема, 1989. *⁵⁾ Журавлева, 1993.

ТАБЛИЦА 1.3.5. Многолетняя изменчивость биогенных и органических веществ в р. Днестр и Днестровском лимане

Район ваний	Ингредиент, мг · дм ⁻¹							Показатель, мг О · дм ⁻²	
	NH ₃	NO ₃	NO ₂	PO ₄ ⁻	Si	С _{орг}	P _{орг}	ПО	БО
1952-1953 * ¹⁾									
Река	0,072	0,018	0,325	0,019	4,30	—	—	6,20	—
Лиман	0,015	0,012	0,174	0,028	2,34	—	—	3,81	—
1977-1978 * ²⁾									
Река	—	0,080	1,292	0,092	4,000	1,380	0,028	—	—
Лиман	—	0,026	0,710	0,048	2,210	0,712	0,021	—	—
1985-1989 * ²⁾ * ³⁾									
Река	0,553	0,191	1,278	0,090	4,410	0,506	0,27	4,26	21,2
Лиман	0,220	0,084	0,538	0,060	2,850	0,470	0,19	5,30	18,3
1991-1992 * ⁴⁾									
Река	0,317	0,046	1,320	0,076	-	-	-	5,01	18,4
2003-2004 * ²⁾									
Река	0,073	0,031	0,855	0,074	2,423	1,668	0,028	2,42	10,0
Лиман	0,025	0,011	0,317	0,018	1,373	1,426	0,018	2,31	10,7

при поддержке гранта GEF BSERP «Изучение реальной нагрузки биогенными веществами и их растворенными фракциями, которые выносятся в Черное море с речным стоком»). *³⁾ Журавлева, 1992; 1977—1978, 1987—1989 — собственные наблюдения авторов. *⁴⁾ Жданова и др., 1995.

Река Днестр — по объему стока наименее значимая из рек, воды которых поступают в СЗЧМ. Благодаря системе течений воды Днестра на взморье объединяют трансформированные воды, поступающие из Днепро-Бугского лимана, с водами Дуная. Зарегулирование стока Днестра заметно уменьшило скорости течений как в реке, так и в лимане и привело к сокращению выноса биогенных и органических веществ в море вследствие осаждения и аккумуляции их в донных отложениях Днестровского лимана (Гидробиологический режим..., 1992). Как и Днепро-Бугский, Днестровский лиман играет роль биологического фильтра, благодаря чему за последние годы в стоке Днестра произошло снижение концентраций как минеральных форм азота и фосфора, так и органических веществ (табл. 1.3.5).

Одной из особенностей района, который находится в зоне влияния вод, поступающих из Днестровского лимана, является образование участков гипоксии в придонном слое. Это обусловлено выносом из лимана вод с повышенным содержанием ВВ органического генезиса, на долю которых в твердом стоке приходится 26—30, а в период «цветения» воды в лимане — до 90 % (Журавлева, 1992).



ТАБЛИЦА 1.3.6. Сток растворенных биогенных и органических веществ (тмс. т · год⁻¹) рек, впадающих в СЗЧМ в 1950—2000 гг.

Ингредиент, показатель	1950—1960			1980—1990			1990—2000			Суммарный сток БВ		
	Дунай	Днепр с Бугом	Днестр	Суммарный сток БВ	Дунай	Днепр с Бугом	Днестр	Суммарный сток БВ	Дунай		Днепр с Бугом*	Днестр
<i>Биогенные вещества</i>												
NH ₄ ⁺	44,5	8,0	0,6	53,1	97,8	19,7	5,4	122,9	46,2	17,72	0,75	64,7
NO ₂ ⁻	2,2	0,6	0,14	2,9	16,6	1,2	1,9	19,7	14,4	0,98	0,32	15,7
NO ₃ ⁻	95,1	21,9	2,6	120,0	241,6	11,6	12,5	265,7	230,0	3,81	8,81	242,6
PO ₄ ³⁻	12,7	2,2	0,15	15,1	39,6	4,1	0,88	44,6	17,8	3,61	0,76	22,2
Si	785,0	154,3	34,4	973,7	852,0	187,9	43,2	1083	600,0	165,6	25,0	790,7
Суммарный биогенный сток	939,5	187,0	37,9	1164	1247,6	224,5	63,9	1536	908,4	191,7	35,6	1136
<i>Органические вещества</i>												
ОВ (по БХ)	2347	1418	128	3893	3366	2595	208	4560	4333	1369	103	5805
<i>Растворенные вещества</i>												
Суммарный сток	3287	1605	166	5057	4614	2819	272	6097	5241	1561	139	6941
Речной сток, км ³ · год ⁻¹	179,4	43,9	8,0	231,3	198,0	46,5	9,8	254,3	201,0	41,0	10,0	252,0

* Из-за недостатка данных о биогенном стоке Днестра за 1990—2000 гг. были использованы значения предыдущего периода с учетом фактического стока.

Система замкнутых круговоротов, образующихся в непосредственной близости от устья лимана, способствовала развитию здесь гипоксии в придонном слое моря (Большаков, 1970; Блатов и др., 1984).

Суммарное поступление биогенных и органических веществ с речным стоком в СЗЧМ в различные периоды изменялось в больших пределах (табл. 1.3.6). В период интенсивного эвтрофирования СЗЧМ сток БВ рек возрос на 32 % по отношению к периоду до эвтрофирования в 1950—1960-х годах. Обогащение или эвтрофирование речных вод БВ — соединениями углерода, азота, фосфора и др., привело к разбалансированию синтеза и деструкции ОВ в экосистеме СЗЧМ. В последующий период отмечено снижение объема поступления БВ на 26 %. За 50-летний период сток ОВ рек аллохтонного происхождения возрос на 50 %. Это привело к ухудшению газового режима в зонах влияния речного стока в СЗЧМ.

Анализ данных табл. 1.3.6 позволил выявить особенность в изменчивости суммарного стока Б В и ОВ, поступающих с речным стоком в СЗЧМ. В 1950—1960-х годах, до начала эвтрофирования, эта величина составляла 5057 тыс. т, в 1980—1990-х годах — в пик развития эвтрофирования в море — 6097 тыс. т, что на 20 % больше, чем в предыдущий период. В 1990—2000 гг. эта величина увеличилась до 6941 тыс. т, т. е. возросла на 37% по отношению к 1950—1960-м годам. Особенность этих периодов — изменение соотношения концентраций органических и минеральных веществ в речном стоке: от 2,7 в 1-й период, 3,0 — во 2-й и до 5,1 — в 3-й. Такие изменения свидетельствовали о продолжающемся антропогенном эвтрофировании речных вод.

3.1.2. Атмосферные осадки

Атмосферные осадки (снег, дождь), как и поверхностные воды, в период увеличения антропогенной нагрузки на окружающую среду стали загрязняться промышленными выбросами, выхлопными газами и т. п. Это привело к увеличению в атмосферных осадках различных химических веществ, в том числе соединений азота и фосфора (табл. 1.3.7).

На водную поверхность СЗЧМ выпадает в среднем до 25—30 км³ в год осадков. Поступление БВ с атмосферными осадками в СЗЧМ составляет до 65 тыс. т минерального и 23 тыс. т органического азота, до 3 тыс. т минерального и около 1,4 тыс. т органического фосфора. Это сопоставимо с поступлением этих соединений со стоком Днестра и Днепра (Гаркавая, Богатова, 2001).

ТАБЛИЦА 1.3.7. Содержание биогенных веществ в атмосферных осадках, мг • дм³

Район	PO ⁴ -	p _{орг}	N _{Мин}	N _{орг}	SiO ₂
Черноморское побережье * ¹⁾		0,072	1,41		0,251
Бассейн Днепра * ²⁾	0,106		1,85	0,400	
Бассейн Дуная * ³⁾	0,100	0,040	3,22	2,82	1,56
Юг Украины * ²⁾			0,8-1,5	1,2	
СЗЧМ * ³⁾	0,161	0,055	2,542	0,245	1,60

*¹⁾Рожественский, 1979. *²⁾ Горев и др., 1994. *³⁾Данные авт.г.р.о.в.



3.1.3. Локальные береговые источники

Локальные береговые источники — промышленные и коммунальные стоки городов, поступающие в прибрежную зону СЗЧМ, играют важную роль в формировании гидрохимических условий этой части моря и лиманов. Согласно (Стан довкшля..., 2002), из Одесского, Николаевского и Херсонского регионов только в 2000 г. в СЗЧМ поступило 110,4 млн м³ х х год⁻¹ сточных вод — около 2 тыс. т взвешенных и 2,5 тыс. т органических веществ. Расчеты с использованием статистической зависимости между поступлением фосфора с городскими канализационными стоками и численностью населения городов (Эдельштейн, 1997) показали, что прибрежная зона вблизи городов Одесса, Ильичевск, Южный и Очаков (-1,3 млн чел.) получает не менее 40 тыс. т • год⁻¹ фосфора. Это сопоставимо с поступлением в СЗЧМ соединений фосфора с речными водами (см. табл. 1.3.6).

К известным источникам локального обогащения прибрежной зоны СЗЧМ БВ можно отнести и дренажные (грунтовые) воды. Так, с выпусками 11 штолен, расположенных на Одесском побережье от м. Ланжерон до м. Большой Фонтан (годовой сток около 0,012 км³), в море поступает до 330 т нитратов и до 600 т органического азота. Эти значения сопоставимы с поступлением указанных соединений со стоком Днестра в Черное море за 1 мес (Alexandrov et al., 2000).

3.1.4. Донные отложения

Эвтрофирование СЗЧМ привело к аккумуляции аллохтонных и автотонных органических веществ в донных отложениях, где содержание биогенных и органических веществ на порядок и более превышает их концентрации в водной толще (табл. 1.3.8).

В результате диффузии, жизнедеятельности бентосных и мейобентосных организмов, взмучивания в период штормов Б В донных отложений переходят в придонный слой моря. Исследования (Friedrich et al., 2002) показали, что диффузия БВ из донных отложений шельфа в кислородных условиях прямо связана с запасом органических веществ в донных отложениях. С учетом скорости диффузии БВ из донных отложений (Callender

ТАБЛИЦА 1.3.8. Средние значения некоторых гидрохимических показателей в поровой воде донных отложений открытого взморья Дуная*

Годы	ПО, мг О • дм ⁻¹	PO [~]	P _{орг}	NH ₃	NO ₂	NO ₃	N _{орг}	Si
		мг • дм ⁻¹						
1979-1992	52,41	0,76	0,78	3,19	0,03	0,47	2,83	9,18
1994-1997	45,03	0,14	0,10	3,12	0,03	0,17	7,16	4,97
1998-2000	15,63	0,16	0,17	2,95	0,01	0,06	9,74	7,71

* Данные авторов

et al., 1982) было установлено, что только в теплый период года (период максимальной диффузии БВ из донных отложений) СЗЧМ может получать до 24 тыс. т фосфатов и до 240 тыс. т азота.

Поступление биогенных веществ в водную толщу особенно усиливается при развитии восстановительных условий на границе вода — донные отложения в период гипоксии. Согласно оценке поступления БВ из донных отложений в придонный слой моря, основанной на натурных наблюдениях, в зависимости от площади гипоксии за 1 мес море получает дополнительно 50—80 тыс. т аммонийного азота, 10—17 тыс. т фосфатов и 40—90 тыс. т кремния. Однако если учесть, что на многих участках морского дна СЗЧМ в донных отложениях восстановительные условия сохраняются несколько месяцев, то величина поступления биогенных веществ может быть значительно выше (Гаркавая и др., 2000). Суммарная величина поступления биогенных веществ из донных отложений в результате прямой диффузии и при развитии восстановительных условий превосходит поступление биогенных веществ с речным стоком в СЗЧМ.

3.2. Кислородный режим

Концентрация кислорода — один из первых показателей качества водной среды, который наиболее быстро реагирует на усиление развития эвтрофирования. В 1950—1960 гг. содержание растворенного кислорода в СЗЧМ в среднем составляло 7,85—11,44 мг · дм⁻³. В зимнее время вследствие увеличения растворимости кислорода при низких температурах его концентрация достигала 12,85 мг · дм⁻³. В весенне-летний период хотя и происходило увеличение концентрации кислорода в процессе фотосинтеза, однако значительного пересыщения морской воды это не вызывало. Исключением были мелководные участки заливов, бухт, где абсолютные величины кислорода достигали 14—15 мг · дм⁻³, насыщение — 160—180 %. На отдельных участках морского дна, прилегающих к устьям рек, величина кислорода снижалась до 1,85—2,43 мг · дм⁻³ при 30—50 % насыщения. Придонную гипоксию в летнее время на взморье Днепра отмечали и ранее (Биология северо-западной части Черного моря, 1967).

Увеличение водности рек в конце 1960-х годов (суммарный речной сток 404 км³ · год⁻¹ в 1970 г.), обогащенных БВ, спровоцировало начало развития антропогенного эвтрофирования, проявившегося вначале в приустьевых районах рек (Иванов, 1982). В 1970—1980-х годах также в условиях повышенного речного стока и увеличенного содержания в море БВ резко возросло количество основного продуцента кислорода — фитопланктона (Зайцев и др., 1987). При этом наиболее резкие изменения в кислородном режиме были отмечены в вегетационный период — синтез кислорода в фотическом слое и расходование его при деструкционных процессах в придонном.

Весной и летом, особенно в многоводные годы, на обширных площадях содержание кислорода в поверхностном слое составляло 11,4—14,3, на отдельных участках — 17,2—22,9 мг · дм⁻³ при насыщении 150—270 % и величине рН 8,9—9,2 (рис. 1.3.2). Высокий уровень кислорода в СЗЧМ в 1970—

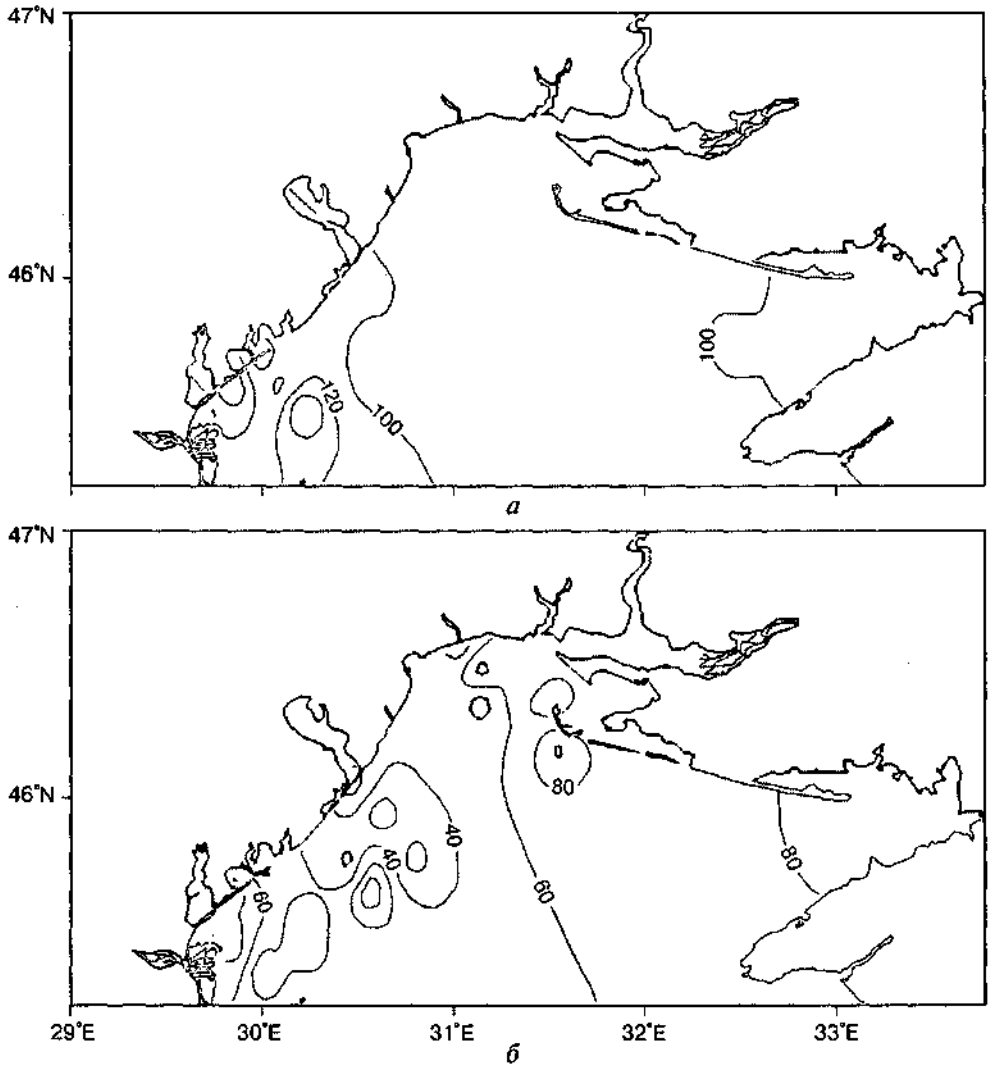


РИС. 1.3.2. Насыщение воды кислородом (%) в поверхностном слое в апреле (а) и в придонном слое в августе (б) 1977 г.

1980-х годах, особенно летом, был обусловлен не только активизацией фотосинтеза, но и перестройкой в фитопланктонном сообществе. В те годы отмечались вспышки развития мелкоклеточного диатомового и перидиниевого фитопланктона (Нестерова, 2001а, б), обладающего большей, по сравнению с другими видами, фотосинтетической активностью на единицу биомассы (Гутельмахер и др., 1987).

Однако наряду с высокой концентрацией кислорода в весенне-летний период в поверхностном слое, в зоне интенсивного «цветения», наблюдалось и резкое ее уменьшение. Низкие значения рН на фоне недосыщения

воды кислородом указывали на то, что водоросли в этот период уже были неактивными, продуцирование кислорода — слабое и его расходование на минерализацию ОВ превышало поступление (табл. 1.3.9).

Распределение многих гидрохимических показателей в СЗЧМ обусловлено воздействием речного стока, который прежде всего оказывает влияние на изменение солености морской воды и определяет жизнедеятельность многих гидробионтов в поверхностном слое моря. С целью выявления наиболее активных зон моря было рассмотрено изменение содержания кислорода в трех зонах (табл. 1.3.10) с различным диапазоном солености. Содержание кислорода в зоне соленостью 0—5 ‰, расположенной на устьевых взморьях рек и лиманов, определяется выносом пресноводного фитопланктона, у которого вегетация вследствие значительных концентраций Б В продолжается практически во все сезоны. Здесь и ранее, в 1950—1960-х годах, в поверхностном слое отмечали максимальные величины кислорода. Так, на приустьевом взморье Дуная содержание кислорода достигало 14,9 мг · дм⁻³ при величине рН до 8,8 (Гидрология устьевой области Дуная, 1963), на приднепровском устьевом участке — 15,3 мг · дм⁻³ при 168 ‰ насыщения (Биология северо-западной части Черного моря, 1967).

Содержание кислорода в зоне соленостью 5—10 ‰ прямо связано с запасом Б В и более высокой прозрачностью воды. Площадь этой зоны бывает значительной только в период половодья, реже в период осенних паводков.

В наиболее обширной по площади зоне — соленостью 10—16 ‰, где происходит полная трансформация речной воды в морскую, содержание кислорода определяется не только влиянием речного стока — выносом Б В и стимуляцией фотосинтеза. Здесь важную роль играют ассимиляция фитопланктоном растворенных Б В и их последующая регенерация в водной толще. Существенное значение в развитии гидрохимических процессов в этой зоне и, следовательно, в кислородном режиме, имеет взаимодействие с водами открытой части моря (табл. 1.3.10).

Начиная с конца 1980-х годов во всех выделенных зонах отмечена тенденция к снижению активности фотосинтетических процессов, что согласует-

ТАБЛИЦА 1.3.9. Гидрохимические показатели поверхностного слоя зоны активного фотосинтеза в междуречье; Дунай—Днестр до и после «цветения» воды

Год	Месяц	Соленость 10—16 ‰				
		O ₂ , мг · дм ⁻³	O ₂ , % насыщения	рН	мг · дм ⁻¹	NC>3, мг · дм ⁻³
1977	Май	7,14	ПО	8,51	50	114
	Июнь	12,67	148	8,60	10	33
	Август	8,78	106	8,16	13	28
1978	Май	10,73	120	8,55	65	85
	Конец мая	6,62	74	7,95	30	58
1986	Июнь	6,81	125	8,69	10	76
	Июль	7,79	139	8,65	10	30
	Август	4,71	88	8,10	13	90



ся со снижением численности фитопланктона и уменьшением площади моря, где отмечается «цветение» воды (Нестерова, 2001б).

В придонном слое СЗЧМ, начиная с конца 1970-х годов, наблюдалось снижение концентрации кислорода летом до минимальных значений и гипоксии (рис. 1.3.3). После обнаружения в 1973 г. в междуречье Дунай-Днестр зоны обширной гипоксии была выдвинута гипотеза о роли вертикальной устойчивости в образовании гипоксии (Толмазин, 1977). Вместе с тем были отмечены важность и значимость биохимических процессов превращения веществ, поступающих в этот район с речным стоком (Толмазин и др., 1977). Снижение содержания кислорода в СЗЧМ началось в толще воды 0–10 м с 1970 г., в слое 10–20 м — с 1966 г. (Жоров и др., 1982) и было обусловлено увеличением градиентов гидролого-гидрохимических характеристик.

На основании материалов, полученных в многочисленных экспедициях, установлено, что полям с наиболее высоким содержанием кислорода весной и в начале лета в слое 0–5 м соответствуют в придонном слое поля гипоксии летом—осенью. На отдельных участках междуречья Дунай-Днестр фиксировалось появление сероводорода от «следов» до $2,0 \text{ см}^3 \cdot \text{дм}^{-3}$ (Гаркавая и др. 1991).

Изучение сезонной изменчивости содержания кислорода на северо-западном шельфе показало, что в весенне-летний период гипоксия формируется на глубине 5–10 м под слоем термоклина, в летне-осенний период по мере прогрева водной толщи и заглупления термоклина перемещается

ТАБЛИЦА 1.3.10. Гидрохимические показатели поверхностного слоя СЗЧМ в зонах различной солености в вегетационный период

Ингредиент	Годы				
	1977-1982	1983-1985	1986-1989	1991-1993	1995-2001 *
0-5 ‰					
O ₂ , мг · дм ⁻³	9,88	15,43	12,67	11,30	10,58
O ₂ , % насыщения	103,23	143,18	124,33	120,12	109,0
pH	8,3	8,8	8,8	8,8	8,5
5-10 ‰					
O ₂ , мг · дм ⁻³	10,61	15,43	11,58	10,97	10,73
O ₂ , % насыщения	120,6	102,4	118,8	105,81	111,7
pH	8,7	8,8	8,6	8,6	8,6
10-16 ‰					
O ₂ , мг · дм ⁻³	12,33	10,73	10,44	10,00	9,87
O ₂ , % насыщения	118,5	110,10	114,0	105,5	101,5
pH	8,6	8,4	8,5	8,6	8,5

* Данные с 1993 г. — без восточной части СЗЧМ (Каркинитский залив).

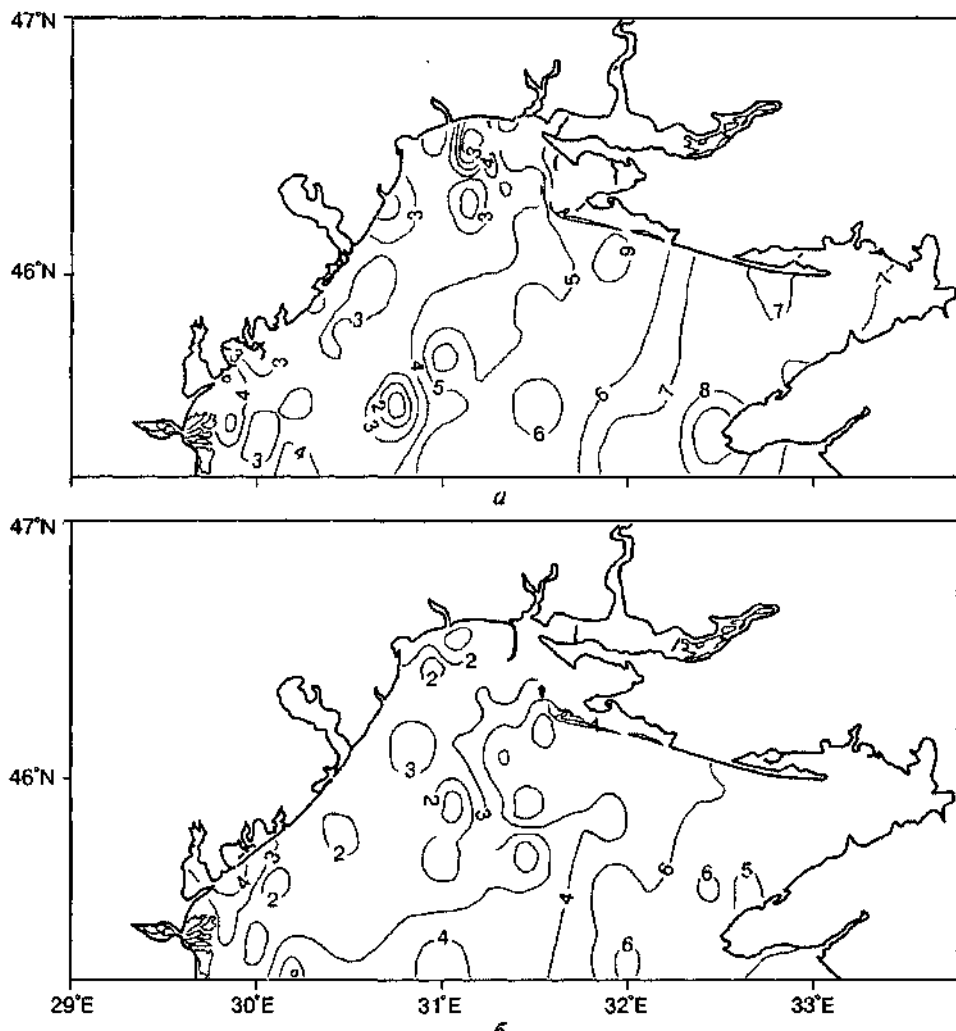


Рис. 1.3.3. Распределение кислорода в придонном слое СЗЧМ в летний период 1977—1984 (а) и 1989-1993 гг. (б)

на глубину 20—30 м. Устойчивая гипоксия может существовать до октябрь-ноября, т. е. до начала вертикальной зимней конвекции. В отдельные годы отмечали появление гипоксии в узкой прибрежной зоне в результате апвеллинга при сгонных северных и западных ветрах. При этом происходило перемещение в прибрежную зону холодных (5—7 °С), обедненных кислородом придонных водных масс из слоя 20—25 м (Берлинский и др. 2001).

Установлено, что, чем интенсивнее были процессы образования органического вещества в пелагиали и его накопления в придонном слое, тем быстрее ухудшался газовый режим придонного слоя СЗЧМ (табл. 1.3.11).



ТАБЛИЦА 1.3.11. Геохимические показатели придонного слоя СЗЧМ

Годы	I_2 мг • дм ⁻¹		% насыщения		Горг мкг • дм ⁻¹		N _{орг}	
	Лето	Осень	Лето	Осень	Лето	Осень	Лето	Осень
1977-1982	3,51	4,62	58,3	71,6	33	21	403	485
1983-1985	4,39	3,45	67,9	56,6	20	49	453	661
1986-1988	3,80	4,45	57,4	65,6	26	40	520	500
1989-1991	2,44	4,06	37,4	57,3	27	24	480	500
1991-1995	2,34	5,19	37,4	66,3	22	24	580	650

Летом 1999–2000 гг. гипоксия в придонном слое СЗЧМ занимала до 40 % площади (севернее 45° с.ш.) и по площади соответствовала гипоксии 1970–1990-х годов (Берлинский и др. 2001; Белевич, Орлова, 2003).

3.3. Межгодовая изменчивость содержания биогенных веществ

Содержание БВ в регионе сильно варьирует, прежде всего в связи с изменившимся их поступлением с речным стоком. В 1970–1980 гг. по сравнению с 1950–1960 гг. в СЗЧМ возросло в 2–3 раза содержание фосфатов, резко увеличилось содержание минеральных форм азота: аммонийного — в 4–5 раз, нитритов — в 2–2,5 раза, нитратов — в 5–8 раз; увеличилось содержание кремния вследствие возросшего выноса кремния со стоком рек (табл. 1.3.12).

Межгодовая изменчивость БВ в СЗЧМ происходила неоднозначно, и это прежде всего было связано как с влиянием антропогенного стока, так и с развитием биогидрохимических процессов в море — ассимиляции и регенерации. Как правило, максимальные концентрации биогенных веществ в поверхностном слое приурочены к зоне воздействия речных вод. В период гипоксии в придонном слое увеличивались концентрации фосфатов, аммонийного азота, кремния. Наиболее низкие их значения наблюдаются в водах, поступающих из открытых районов моря, — менее или совсем не эвтрофированных.

Фосфаты. Содержание фосфатов в СЗЧМ увеличивалось с 1970-х годов. В последующие годы оно сохранялось на уровне значений 30–32 с последующим снижением до 21–24 мкг • дм⁻³ (рис. 1.3.4). В динамике концентрации фосфора, особенно в вегетационный период, важную роль играют процессы его регенерации. В последние годы весной и летом неоднократно отмечалось снижение концентрации фосфатов до 5–10 мкг • дм⁻³ в зоне влияния вод Дуная.

Нитриты. Этот нестойкий продукт деструкции ОВ образуется в процессе нитрификации. В последние годы содержание нитритов увеличилось до 10 мкг • дм⁻³, что связано с ростом количества продуктов деструкции ОВ, а

также со снижением в воде содержания кислорода. Значительные концентрации нитритов в придонном слое СЗЧМ отмечены в зонах с дефицитом кислорода. Здесь, в зависимости от стадии развития гипоксии, происходило увеличение концентрации нитритов в результате окисления аммонийного азота до нитритов или восстановление нитратов до нитритов. Его максимальные концентрации в придонном слое составляли $50 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$ в 1977–1982 гг. и $77,5 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$ в 1983–1990 гг.

Нитраты. Нитраты — одни из основных БВ, определяющих уровень развития продукционных процессов в море. Межгодовая изменчивость нитратов в СЗЧМ прямо связана с ростом поступления этих соединений с речным стоком (рис. 1.3.5). Увеличение водности рек в 1976–1982 гг. ($272 \text{ км}^3 \cdot \text{год}^{-1}$) обеспечило рост средней концентрации нитратов с 20 до $72,0 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$ (рис. 1.3.5). Диапазон содержания нитратов в тот период составлял в поверхностном слое 0–2900, в придонном — 0–516 $\text{мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$. В последующие годы содержание нитратов снизилось до $20 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Аммонийный азот. В 1950–1960-х годах содержание аммонийного азота в СЗЧМ, как и во всем Черном море, было весьма низким (Скопинцев, 1975), в то время как в стоке Дуная, в водах, поступающих из Днепроовско-Бугской и Днестровской эстуарных систем, — высоким: в Дунае — от 0 до $0,760 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$, в Днепроовском лимане — от 0 до 1,160, в Днестровском лимане — от 0 до $1,09 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ (Алмазов, 1962). Следует предположить, что в 1950 — начале

ТАБЛИЦА 1.3.12. Многолетняя изменчивость среднего содержания биогенных и органических веществ в поверхностном (1) и придонном (2) слоях воды СЗЧМ

Ингредиент, мкг · дм ⁻³ ; показатель	Горизонт	Годы						
		1948-1950* ⁰	1952-1960* ²⁾	1966-1976* ³⁾	1977-1982* ⁴⁾	1983-1988	1989-1993	1995-2001
рО ³⁻	1	11-17	9,2	23	32	31	24	21
	2	—	13	12	22	28	23	19
р* _{орг}	1	16	3,8-6,5	—	25	27	22	14
	2	—	—	—	20	23	26	13
NH ₄ ⁺	1	—	6-43	20	—	95	42	27
	2	—	—	60	—	150	55	40
NO ₂ ⁻	1	2,5	0,5-4,7	0-15	6,3	6,0	3,0	10
	2	—	—	—	6,5	4,0	3,6	10
NO ₃ ⁻	1	7-13	5-13	20	72,1	46	60	20
	2	—	—	3,5	38,2	35	55	21
N* _{орг}	1	220	236	—	512	490	600	640
	2	—	247	—	446	420	550	613
Si	1	940	1100	960	1260	1100	750	600
	2	1170	1830	1020	1000	1500	700	525
ПО, мг О · дм ⁻³	1	0,6-1,9	0,97	1,48	2,45	2,5	3,50	4,25
	2	0,4-0,6	0,85	1,39	1,85	2,0	3,00	4,10

*⁰ Дацко, 1959. *²⁾ Алмазов, 1962, 1967. *³⁾ Рождественский, 1979. *⁴⁾ 1977-2001 гг. — данные авторов.

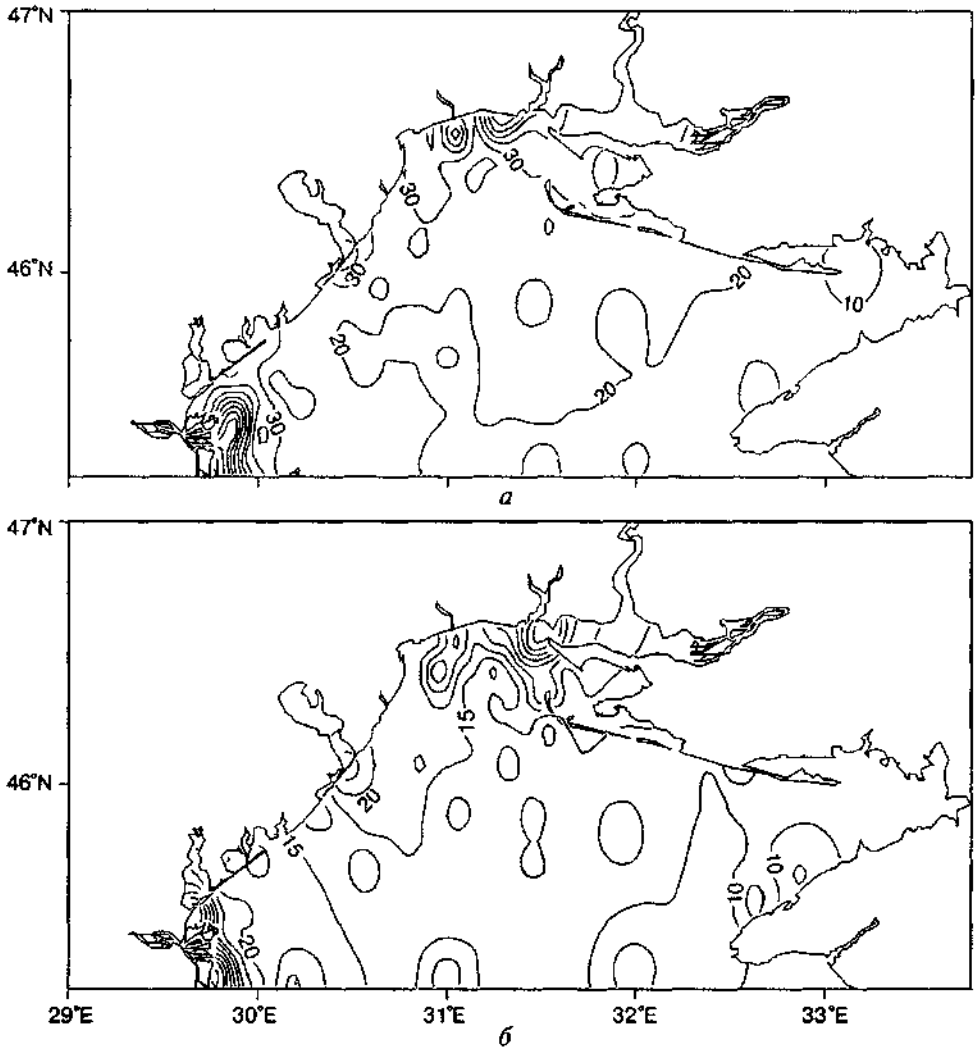


РИС. 1.3.4. Распределение фосфатов ($\text{мкг} \cdot \text{дм}^3$) в поверхностном слое СЗЧМ за период 1977-1984 (а) и 1989-1993 гг. (б)

1970-х годов при низком уровне нитратов весь аммонийный азот, поступивший в СЗЧМ с речными и лиманными водами, вероятно, утилизировался фитопланктоном и макрофитами, в том числе и филлофорой, при низком уровне нитратов.

В конце 1970-х годов рост концентрации нитратов в СЗЧМ, возможно, вызывал уменьшение потребления аммонийного азота, что привело к увеличению его концентрации в воде. Этому способствовала минерализация органических веществ, содержание которых постоянно возрастало как вследствие массового развития фито- и зоопланктона, так и за счет продуктов их жизнедеятельности.

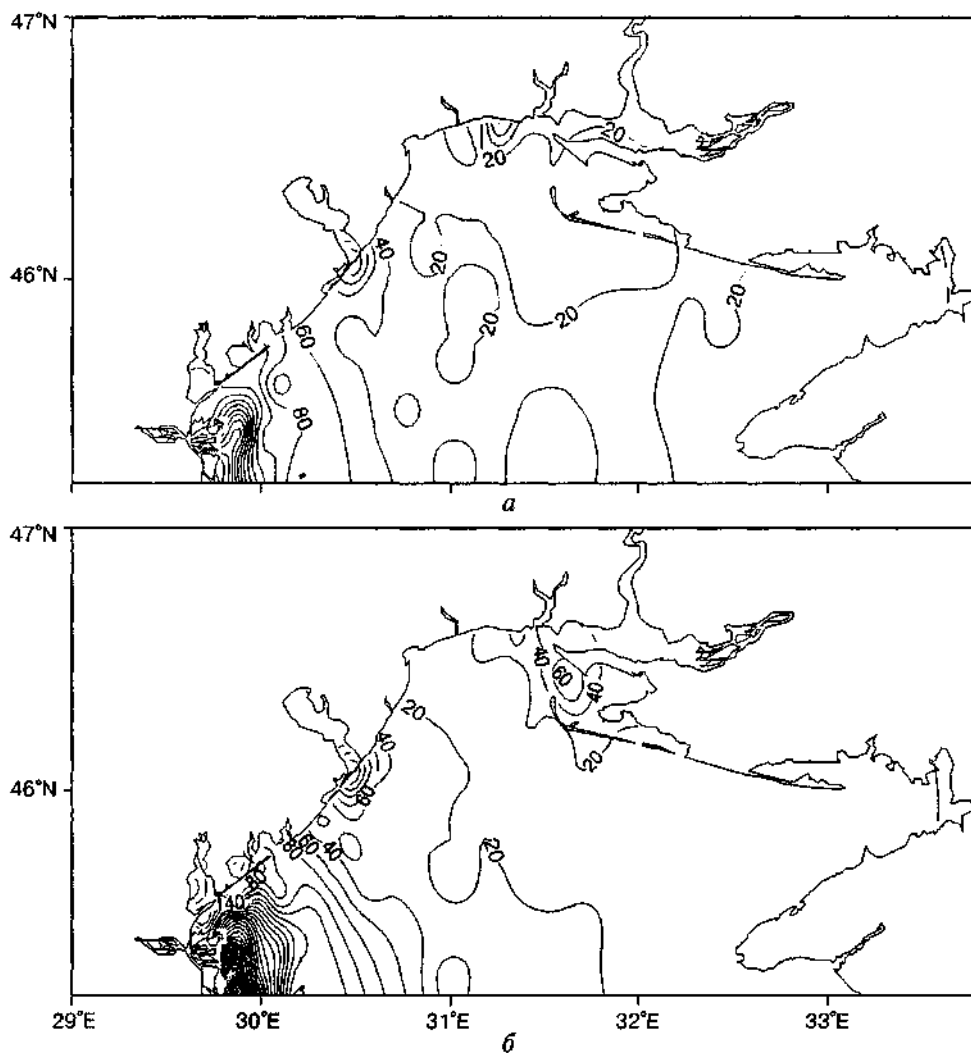


Рис. 1.3.5. Распределение нитратов ($\text{мкг} \cdot \text{дм}^3$) в поверхностном слое СЗЧМ за период 1977-1984 (а) и 1989-1993 гг. (б)

Содержание аммонийного азота в период наиболее интенсивного эвтрофирования изменялось от 0 до $1350 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$, максимальные значения зафиксированы весной и осенью в зоне влияния речных вод, в заливах. Значительные концентрации аммонийного азота установлены в период деградации фитопланктона в зонах «цветения» и в зонах поступления сточных вод, а также в СЗЧМ — $85\text{--}235 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^{-3}$ (Налбандов и др., 1980; Сапожников, 1991; Селин и др., 1992) и в эвтрофных водах болгарского шельфа (Стоянов, 1987).

В придонном слое СЗЧМ (20–40 м) при развитии гипоксии, появлении сероводорода (до $1\text{--}2 \text{ мл} \cdot \text{дм}^{-3}$) концентрация аммонийного азота соответство-

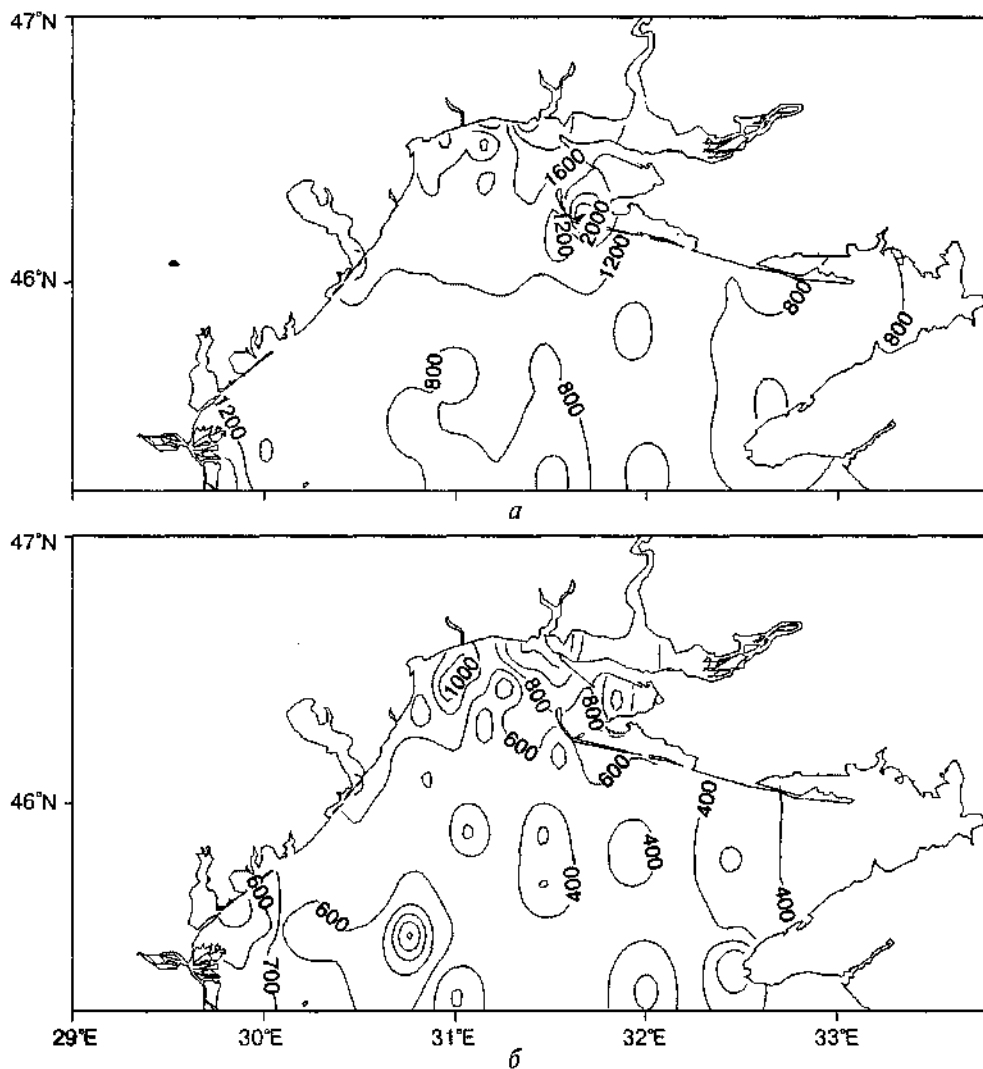


РИС. 1.3,6. Распределение кремния ($\text{мкг} \cdot \text{дм}^3$) в поверхностном слое СЗЧМ за период 1977—1984 (а) и 1989—1993 гг. (б)

вала его содержанию на глубине 150—200 м центрального района Черного моря (Сапожников, 1990). Высокие значения аммонийного азота ($530\text{—}560 \text{ мкг} \cdot \text{дм}^3$) в зоне гипоксии отмечены также в работе П.Ю. Селина (1992).

Таким образом, можно предположить, что значительное увеличение содержания аммонийного азота в СЗЧМ — суммарный эффект как прямого антропогенного воздействия, так и косвенного — нарушение биогидрохимических процессов в результате антропогенного эвтрофирования.

К концу 1980-х — началу 1990-х годов содержание аммонийного азота в поверхностном слое СЗЧМ заметно снизилось — диапазон колебаний со-

ставлял 0—100 при средних значениях для разных районов 14—50 мкг · дм³. В 2003—2004 гг. в зоне влияния вод Дуная среднее содержание аммонийного азота не превышало 50 мкг · дм³, в придонном слое оно осталось на уровне прежних значений.

Кремний. Содержание кремния в море наименее подвержено антропогенному влиянию. Однако природные колебания речного стока и зарегулирование рек отразились на поступлении кремния с речным стоком, а массовое развитие основного его потребителя, диатомового фитопланктона, привело к значительным изменениям содержания в море. Летом 1977 г. в период массового развития диатомового фитопланктона, когда его биомасса возросла почти в 2 раза и составляла до 90 % численности фитопланктона (Нестерова, 1987), концентрация кремния уменьшилась с 1400 до 490 мкг · дм⁻³. Повышение водности рек в 1977—1982 гг. обеспечило увеличение содержания кремния в поверхностном слое СЗЧМ с 495 до 2190, а в фотическом — с 485 до 1710 мкг · дм⁻³ (рис. 1.3.6). В последующие годы в связи с перестройкой фитопланктонного сообщества (Нестерова, 2001) — возрастанием роли перидиниевого и уменьшением количества диатомового фитопланктона, снова увеличилось содержание кремния в СЗЧМ. Его резкое уменьшение в 1980—1990-х годах обусловлено рядом причин, одна из которых — уменьшение количества кремния в речном стоке в результате зарегулирования. Другая причина — обилие зоопланктона, потребляющего фитопланктон (Полищук, Настенко, 1998) и способствующего выведению кремния с экскретным комком из круговорота вещества в море. Поступление кремния в воду при лизисе диатомовой клетки происходит быстрее, чем поступление кремния из органического планктонного комка — слизеподобного образования из ночесветки и гребневика (Биогеохимия океана, 1983).

К концу XX в. содержание кремния в СЗЧМ уменьшилось по отношению к 1950—1960-м годам в 2—2,5 раза вследствие уменьшения его поступления, а также выведения из биотического круговорота и захоронения в донных отложениях.

3.4. Межгодовая изменчивость количества органического вещества

Увеличение содержания органических веществ в СЗЧМ произошло за счет как аллохтонных, так и автохтонных веществ. Интенсивное развитие планктона способствовало увеличению содержания в воде растворенных органических веществ — продуктов прижизненных выделений планктона, и взвешенных, часть которых в результате разложения поступала в воду в виде растворенного органического азота и фосфора. Отмершая масса фитопланктона в основном оставалась в зоне «цветения» и осаждалась в придонный слой, где обогащала донные отложения продуктами деструкции органических веществ. Массовое развитие в те годы медузы *Aurelia aurita*, ночесветки *Noctiluca scintillans* (Зайцев и др., 1987) приводило к увеличению количества органических веществ в водной толще, а также к интенсивному их перемещению в придонный слой моря и далее в донные отложения.



При сопоставлении зон с массовым развитием планктона в верхних слоях воды и зон с повышенным содержанием органических веществ в придонном слое установлено, что на этих участках при развитии плотностной и температурной стратификации водных масс создаются предпосылки для образования гипоксии.

Органический фосфор — быстро минерализуемая форма лабильного органического вещества аллохтонного и автохтонного генезиса. Вследствие высокой скорости регенерации органического фосфора и способности фитопланктона ассимилировать простейшие растворенные фосфорорганические соединения при отсутствии минерального фосфора органический фосфор играет важную роль в развитии эвтрофирования. В 1970—1990-х годах концентрации фосфора органического были близки по значению к концентрации фосфатов, в 1990—2000-х годах наблюдается тенденция к снижению его величин (табл. 1.3.13). Максимальные значения, независимо от водности рек, фиксировали после завершения вегетации фитопланктона — осенью. В последние годы отмечена тенденция к уменьшению концентрации фосфора органического на фоне снижения концентрации фосфора минерального.

Происхождение органического азота, как и органического фосфора, — автохтонное и аллохтонное. Это основная форма азота в водах СЗЧМ. Его максимальные значения приурочены к приустьевым районам, а также к зонам «цветения». Большая часть аллохтонного органического азота, в отличие от массы лабильного автохтонного органического вещества, устойчива к деструкции. Не исключено, что основную массу органического азота в СЗЧМ составляет аллохтонное органическое вещество гуминовой природы. Оно устойчиво к бактериальному распаду, чем и объясняется его постепенная аккумуляция в водной толще и донных осадках (Сорокин, 1982). Содержание органического азота в СЗЧМ в период развития эвтрофирования (с 1950-х до середины 1980-х годов) возросло в среднем в 2 раза, а в последующие годы увеличилось почти в 3 раза (см. табл. 1.3.12). Следовательно, процесс минерализации органического вещества замедляется, что связано со снижением содержания в море кислорода.

ТАБЛИЦА 1.3.13. Сезонная изменчивость содержаний органических соединений азота и фосфора в СЗЧМ в различные периоды водности рек, мкг · Дм

Годы	Слой	Зима		Весна		Лето		Осень	
		P _{орг}	N _{орг}	P _{орг}	N _{орг}	P _{орг}	N _{орг}	P _{орг}	N _{орг}
1972-1982	Поверхность	—	—	20,4	450	20,3	429	23,7	364
	Дно	—	—	12,8	460	19,1	364	18,2	436
1983-1984	Поверхность	13,3	240	19,4	350	22,3	627	46,0	679
	Дно	15,0	220	12,9	337	20,8	553	36,2	561
1985-1989	Поверхность	25,5	470	23,7	519	21,9	442	31,1	356
	Дно	19,3	450	12,4	352	19,0	495	26,3	315

Анализ сезонной изменчивости содержания $N_{\text{орг}}$ подтвердил предположение Ю.И. Сорокина. Так, в многоводные и в средние по уровню водности годы максимальные значения $N_{\text{орг}}$ отмечали весной, в половодье в устьевых районах рек и лиманов, т. е. в эти годы $N_{\text{орг}}$ в СЗЧМ был преимущественно аллохтонного генезиса. Для маловодного периода увеличение его содержания фиксировалось от зимы к осени, что соответствует развитию продукционных процессов, т. е. в эти годы он был преимущественно автохтонного происхождения (см. табл. 1.3.13).

Растворенное ОВ (определяемое по перманганатной окисляемости), стойкое в биохимическом отношении, за время развития эвтрофирования СЗЧМ по сравнению с 1950-ми годами возросло в 3–4 раза. Следовательно, в СЗЧМ происходит накопление биохимически устойчивых веществ гуминовой природы.

3.5. Сезонная изменчивость содержания биогенных веществ

Сезонная изменчивость БВ зависит от абиотических и биотических условий среды. В связи с тем что речной сток — один из наиболее значимых факторов, влияющих на содержание биогенных веществ в море, было проведено сопоставление данных о сезонной динамике БВ за три короткоциклических периода в развитии СЗЧМ. Первый период, 1977–1982 гг., — многоводный (объем речного стока, поступающий в СЗЧМ, — $315,2 \text{ км}^3 \times \text{год}^{-1}$), второй, 1983–1984 гг. ($235,3 \text{ км}^3 \cdot \text{год}^{-1}$), — маловодный, третий период, 1985–1988 гг., — средний по водности ($255,5 \text{ км}^3 \cdot \text{год}^{-1}$).

Анализ данных о сезонной изменчивости фосфатов (табл. 1.3.14) свидетельствует о том, что величина поступления фосфатов с речным стоком и его утилизация фитопланктоном (50 %) и бактериями (50 %) поддерживаются почти на одном уровне в период зима—весна—лето как в многоводный, так и в маловодный периоды. Только осенью при снижении активности биологических процессов и усилении деструкции и минерализации органических веществ величина фосфатов возрастает на 50 % и более. В средний по водности период максимальные величины фосфатов отмечали зимой. Следовательно, изменчивость концентраций фосфатов в большей мере зависит от скорости их потребления и регенерации, чем от поступления с речным стоком. В мелководной части СЗЧМ интенсивность потребления минерального фосфора планктоном достигала $5\text{--}12 \text{ мкг Р} \cdot \text{дм}^3 \cdot \text{сут}^{-1}$, а длительность регенерации фосфора составляла 1–4 сут, даже при высоком его содержании (Сорокин, 1991).

В сезонной изменчивости концентраций нитритов (табл. 1.3.14) отмечено нарушение природных закономерностей вследствие антропогенного воздействия. В сезонной динамике величин нитритов произошло нарушение природных закономерностей под влиянием антропогенной деятельности. Так, за период 1977–1982 гг. средние значения содержаний нитритов изменялись от зимы к весне—лету—осени соответственно: $10,5\text{--}6,3\text{--}4,0\text{--}$



ТАБЛИЦА 1.3.14. Сезонная изменчивость содержаний биогенных веществ в различные периоды водности рек, мкг · дм⁻³

Годы	Слой	Зима			Весна		
		PO ⁴⁻	NO ₃	Si	PO ⁴⁻	NO ₃	Si
1977-1982	Поверхность	32,0	54,7	1080	29,4	117,9	690
	Дно	—	—	1090	10,4	45,2	530
1983-1984	Поверхность	23,0	49,5	1950	22,6	12,9	1860
	Дно	17,0	18,1	2070	16,4	5,6	1700
1985-1988	Поверхность	52,0	85,8	1970	24,1	99,1	1200
	Дно	48,0	73,9	1550	13,8	30,4	860
Годы	Слой	Лето			Осень		
		PO ⁴⁻	NO ₃	Si	PO ⁴⁻	NO ₃	Si
1977-1982	Поверхность	29,0	84,6	650	36,4	47,6	1310
	Дно	19,0	31,8	680	33,5	46,1	1340
1983-1984	Поверхность	21,1	29,9	1740	33,5	87,4	1510
	Дно	18,6	17,6	1730	58,9	16,5	1780
1985-1988	Поверхность	28,8	22,7	930	37,2	37,3	1270
	Дно	21,8	24,3	990	37,3	39,5	1360

7,7 мкг · дм⁻³; в 1983-1984 гг. - 3,2-3,5-3,6-5,7; в 1985-1989 гг. - 5,8-7,9-4,4-4,2 мкг · дм⁻³.

В многоводный период (1977—1982) средние величины нитритов снижались от зимы к лету, осенью отмечался рост концентраций, в маловодный период (1983—1984) зимой—летом уровень нитритов был достаточно стабилен, и только осенью отмечали рост концентраций. В средний по водности период (1985—1988) максимальные значения отмечали весной.

Характерная особенность сезонной изменчивости концентраций нитратов в годы различной водности — максимальные значения весной, минимальные — летом. Это связано с поступлением нитратов с речным стоком и развитием продукционных процессов. Рост концентраций нитратов осенью обусловлен минерализацией автохтонного органического вещества.

В сезонной изменчивости концентраций аммонийного азота максимальные значения отмечали как при поступлении в СЗЧМ речных вод, так и при интенсивных процессах деструкции в придонном слое, минимальные — при активном развитии фотосинтетических процессов.

Изменение содержания кремния в течение года прежде всего определялось развитием диатомового фитопланктона. Максимальные значения содержания кремния наблюдали во всей водной толще зимой (табл. 1.3.14). Массовое развитие диатомовых весной приводило к значительному снижению содержания кремния (соответственно 601 (зимой) и 265 (весной) мкг · дм⁻³), в придонном слое с мая по август происходило его накопление.

3.6. Районирование шельфа по гидролого-гидрохимическим параметрам

Для районирования Украинского сектора СЗЧМ были использованы результаты многолетних морских и береговых экспедиций. Проведенное ранее районирование (Гаркавая и др., 2000) было основано на изменчивости гидролого-гидрохимических параметров в поверхностном слое, который наиболее сильно подвержен влиянию природных и антропогенных факторов. Было установлено, что на фоне природных изменений интенсивное антропогенное воздействие привело к резкому нарушению процессов, протекающих во всей водной толще и, особенно, в придонном слое. Районирование СЗЧМ проведено по средним значениям гидролого-гидрохимических параметров для всей водной толщи (табл. 1.3.15, 1.3.16, рис. 1.3.7). Использование таких интегральных гидрологических параметров, как прозрачность и цвет воды, позволяет выделить водные массы различного происхождения и косвенно оценить продуктивность выделенных районов.

I. Приустьевые районы: Придунайский, Приднестровский и Приднепровско-Бугский. Для этих районов характерны распреснение водных масс, повышенное содержание ВВ, высокие концентрации биогенных и органических веществ. Почти ежегодно наблюдается гипоксия в придонном слое моря: в начале лета — на мелководье, с августа — на глубине более 15 м.

II. Междуречье Дунай—Днестр. Гидрохимические условия района определяют трансформированные речные воды Дуная и Днестра. При низком уровне речного стока в северную часть этого района проникают воды с повышенной соленостью из центральной части СЗЧМ.

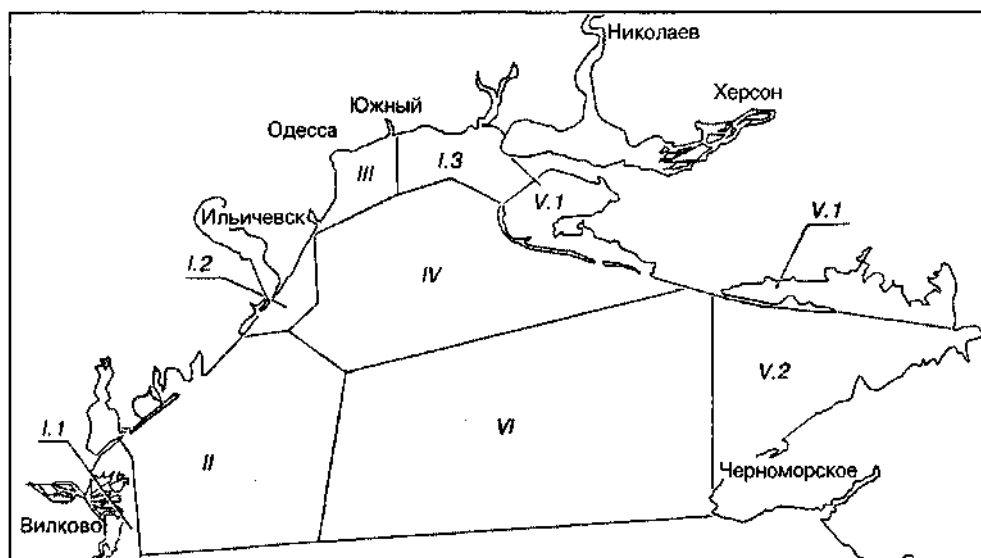


РИС. 1,3,7. Районирование СЗЧМ по гидролого-гидрохимическим параметрам.

Районы: I.1 — Придунайский, I.2 — Приднестровский, I.3 — Приднепровско-Бугский, II — междуречье Дунай—Днестр, III — Одесский, IV — Приднестровско-Тендровский, VI — Центральный; заливы: V.1 — Тендровский и Ягорлыцкий, V.2 — Джарылгачский, Каркинитский



ТАБАИЦА 1.3.15 Средние значения гидрохимических

Районы	Прозрач- ность, м	Цвет	S, ‰	O:	
				мг • дм ⁻³	% насыщения
Приустьевые					
Придунайский	1,7	XVII-XVIII	13,5	7,46	76,2
Приднестровский	2,2	XV-XVI	14,8	6,98	72,8
Приднепровско-Бугский	2,7	XV-XVI	14,5	6,56	66,6
Междуречье Дунай—Днестр	3,6	XIV-XV	16,8	7,61	75,7
Одесский	3,3	XIII—XIV	16,3	6,75	69,5
Приднестровско-Тендров- ский	4,7	XI—XII	16,7	8,61	84,3
Заливы					
Тендровский и Ягорлыц- кий	3,9	XIII—XIV	17,3	5,38	58,9
Каркинитский, Джарыл- гачский	6,5	X-XI	17,6	7,94	82,8
Центральный	10,3	VII—VIII	17,4	7,01	76,8

ТАБЛИЦА 1.3.16. Пределы колебаний некоторых гидрохимических параметров в СЗЧМ за период 1980—1995 гг., мг • дм⁻³

Районы	PO I-	NH ₃	NO ₃	N _{орг}	Si
Приустьевые					
Придунайский	10 - 300	0-274	5-1450	20-2700	340-7000
Приднестровский	10 - 300	13-800	3-860	20-2160	50-6450
Приднепровско- Бугский	0 - 186	12-670	0-224	30-2000	145-8750
Междуречье Дунай- Днестр	0 - 344	0-1650	0-1074	30-2000	75-9500
Одесский	0— 180	0-890	0-223	30-1485	100-9150
Приднестровско- Тендровский	0 - ПО	0-550	0-195	30-1810	53-8600
Заливы					
Тендровский и Ягорлыцкий	2 - 04	20-440	3-128	9-1600	570-6150
Каркинитский, Джарыл гачеки й	0 - 22	10-41	0-24	220-495	50-2030
Центральный	0 - 40	0-120	0-80	0-940	

III. **Одесский район.** Ограничен с севера приустьевой зоной Малого Аджалыкского лимана, с юга — Сухим лиманом. Гидрохимические условия формируются под воздействием урбанизированных стоков мегаполиса Одесса и трансформированных вод, поступающих из Днепровского лимана.

IV. **Приднепровско-Тендровский район.** Охватывает участок моря южнее Одесской банки, ограниченный на востоке Тендровской косой, на западе — участком моря от Сухого лимана до приустьевого района Днестра, на юге — глубинами до 30 м. По гидрохимическим показателям занимает промежуточное положение между зонами, находящимися под влиянием транс-

параметров районов СЗЧМ за период 1980—1995 гг.

pH	PO ⁴⁻	p _{орг}	БЩ	NO ₃	NO ₂	N _{орг}	Si
	мг • дм ⁻³						
8,36	31,2	23,7	75,2	10,1	134	1150	670
8,30	29,2	19,0	126	4,7	58,3	510	770
8,31	43,2	53,3	141	3,9	23,0	510	1030
8,24	21,5	28,9	89,5	4,8	75,1	570	630
8,21	25,3	26,8	85,2	2,9	15,2	460	810
8,25	21,0	18,3	49,0	2,4	17,0	400	500
8,03	15,5	15,4	37,3	3,6	23,7	570	890
8,30	12,7	14,5	15,6	1,8	15,8	400	600
8,2	10,8	8,5	17,5	0,6	10,0	380	400

формированных речных вод, на которые воздействуют урбанизированные стоки мегаполиса Одесса и воды открытой центральной части моря.

V. Заливы. V.1 — *Тендровский и Ягорлыцкий*. Гидрохимический режим мелководных заливов в значительной мере определяется проникновением сюда вод из Днепровско-Бугской эстуарной системы. Мелководность, поступление сбросных вод из оросительных систем Северо-Крымского канала, прогревание в летний период обеспечивают высокую оборачиваемость БВ, усиливают развитие эвтрофирования (Буланная, Гаркавая, 1989). К этой группе заливов следует отнести и мелководный Джарылгачский залив, гидрохимические условия которого формируются под воздействием сброса вод с рисовых чеков (Снежко и др. 1995). Концентрации БВ в Джарылгачском заливе близки к их значениям в Ягорлыцком.

V.2 — *Каркинитский залив*. Формирование гидрохимического режима происходит под влиянием вод открытой части моря. Для вод залива характерны стабильные значения солености и низкие концентрации БВ. Прибрежная и угловая части залива находятся под влиянием сбросных вод оросительных систем. Глубоководная часть залива характеризуется высокой прозрачностью. В заливе сохранилось небольшое скопление филофоры, которая благоприятно влияет на газовый режим придонных слоев моря. В придонном слое восточной части залива неоднократно отмечалась гипоксия. Одни авторы связывали ее формирование с влиянием донного траления и заиления (Рубинштейн, 1987), другие — с поступлением вод с низким содержанием кислорода из глубоководной части моря (рис. 1.3.8).

VI. **Центральный район**. Гидрохимические условия определяются водообменом с открытой западной частью моря. Только в периоды половодья и благоприятной ветровой ситуации эта часть СЗЧМ попадает под влияние трансформированных речных вод, происходит обогащение вод БВ. Исчезновение филофоры — источника кислорода в придонном слое этого

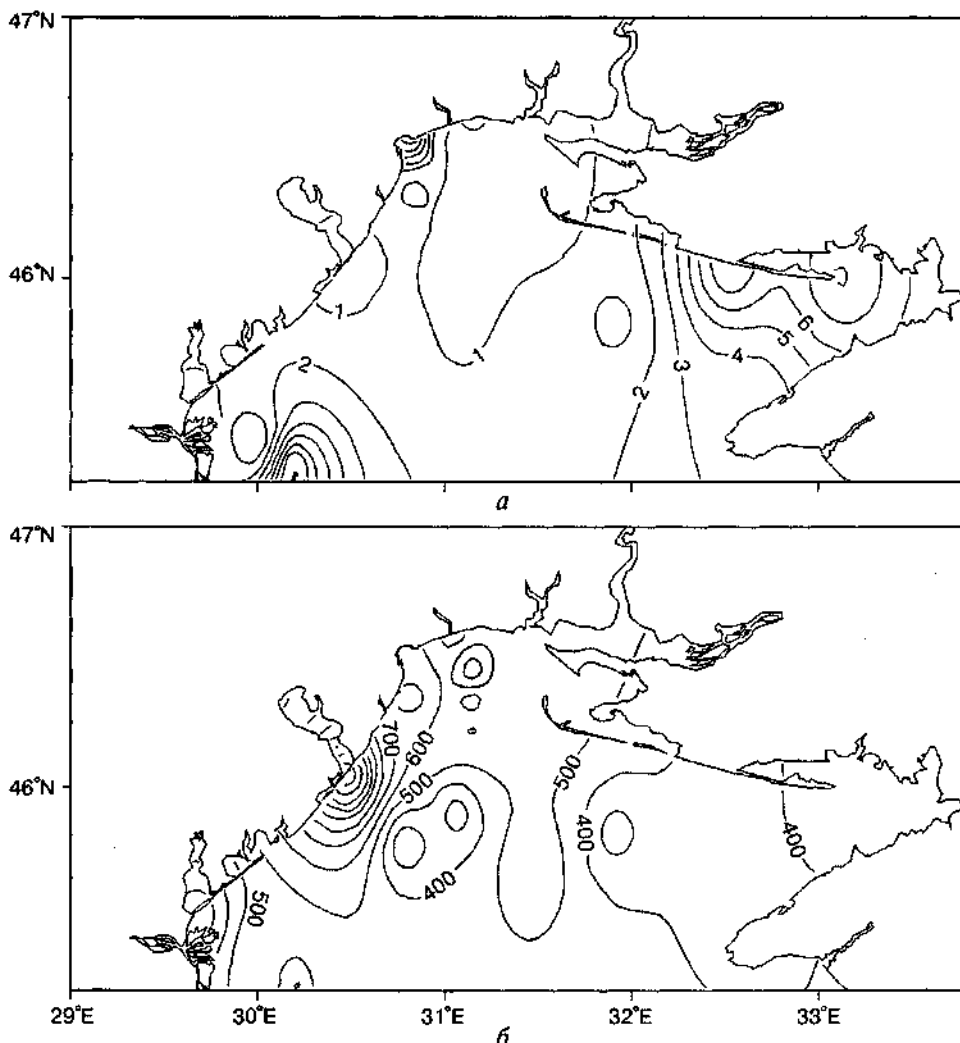


Рис. 1.3.8. Распределение кислорода ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) (а) и органического азота ($\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$) (б) в придонном слое СЗЧМ в сентябре 1990 г.

района — привело к ухудшению газового режима. Несмотря на самую высокую прозрачность воды в СЗЧМ, содержание кислорода здесь постепенно снижается. В августе 1990 г. гипоксия с содержанием кислорода 0–14 % насыщения, содержанием сероводорода $2 \text{ ml} \cdot \text{dm}^{-3}$ из районов, находящихся под влиянием речных вод, распространилась в Центральный район, заняв всю площадь придонного слоя. Увеличение содержания органических веществ во всей водной толще и придонная гипоксия свидетельствуют о том, что процессы антропогенного эвтрофирования охватили и этот район СЗЧМ.

Биотестирование

Вследствие интенсивного загрязнения веществами природного или антропогенного происхождения, сточными водами, атмосферными осадками вода приобретает новое свойство — «токсичность». Этот термин может быть распространен также на донные отложения, прибрежные почвы, взвешенные вещества и водные организмы (Брапнський, 1995). При возникновении токсичности вода из среды, поддерживающей жизнь, становится средой, губительной для жизни (Кузьменко и др., 1999).

В соответствии с современными подходами, степень и характер загрязнения водной среды оценивается с помощью триады методов — биотестирования, методов аналитической химии и биоиндикации (рис. 1.4.1).

Под биотестированием обычно понимают процедуру установления токсичности среды с помощью тест-объектов, сигнализирующих об опасности, независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменения жизненно важных функций у тест-объектов (Брапнський, 1995).

Оценка отклика живого организма на действие среды, содержащей биодоступные загрязняющие вещества, дает информацию, которую в принципе невозможно получить при анализе содержания токсиканта в среде или в организме. Прямые и косвенные взаимодействия токсичных веществ и их метаболитов в среде и организме, синергическое и антагонистическое действие токсикантов находят отражение в реакциях тест-объектов.

Центральное место занимают методы биотестирования при проведении токсикологической оценки промышленных, сточных бытовых, сельскохозяйственных, дренажных загрязненных природных вод с целью выявления потенциальных источников загрязнения, в контроле аварийных сбросов высокотоксичных сточных вод. Биотесты используются для определения уровня

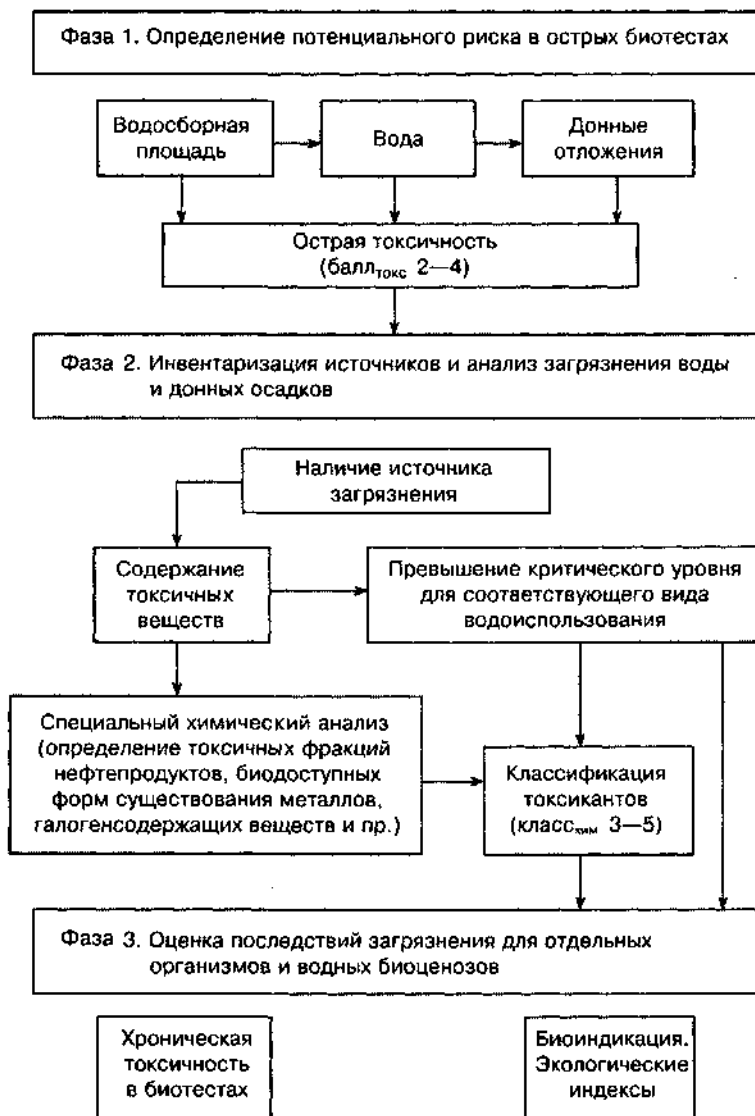


РИС. 1.4.1. Триада методов оценки токсичности водной среды

безопасного разбавления сточных вод с целью учета результатов биотестирования при корректировке и установлении предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ, поступающих в водоемы со сточными водами (Крайнюкова, 1988). Экологическая экспертиза новых материалов, средств защиты растений, удобрений, дезинфицирующих препаратов, технологий очистки, проектов очистных сооружений и многое другое также не обходится без биотестов.

4.1. Основные методические подходы

Биотестирование, как и всякое новое направление, нуждается в четком определении терминов и понятий. Далее в тексте используются устоявшиеся и принятые в современной гидроэкологии термины (Кузьменко и др., 1999): вещество, оказывающее токсическое действие, называется *токсикантом*, процесс воздействия токсиканта на организм — *токсикацией*, а на экосистему — *токсификацией*. Для количественной оценки токсичности обычно пользуются формализованными категориями концентрации чистого вещества, оказывающего токсический эффект при его лабораторном исследовании. К таким токсикометрическим величинам относятся пороговые (*NOEC*, *LC₀*), медианные (*LC₅₀*) и летальные концентрации (*LC₁₀₀*) и минимальная кратность разбавления ($K_{p_{min}}$), при которой исчезает токсический эффект пробы. Показатели не имеют универсального значения и устанавливаются для каждого тест-объекта индивидуально. По Н.С. Строганову, количественно токсичность вещества для отдельного организма определяется как величина, обратная медианной летальной концентрации: $T = \sqrt{LC_{50}}$

Процедура определения токсичности среды проводится с помощью тест-объектов — живых «датчиков», сигнализирующих об опасности. Тест-объектами могут служить водоросли, инфузории, ракообразные, моллюски, рыбы и другие организмы, которые культивируются в стандартных лабораторных условиях. Тест-функции, или критерии токсичности, — это показатели роста культур, выживаемость (смертность), плодовитость, появление аномальных отклонений в раннем эмбриональном развитии тест-организмов и др.

Исследования в области биотестирования проводились в специализированной лаборатории, входящей в Испытательный центр ОФ ИнБЮМ (аттестат аккредитации в УкрСЕПРО № UA 6.001.1.204 от 21.10.2001 г.). Коллекция живых культур представлена чистыми линиями морских и пресноводных организмов (одноклеточных водорослей, макрофитов и ракообразных), предлагаемых национальными нормативными документами и международными стандартами для оценки токсичности морских и пресных природных вод, сточных вод различного происхождения, питьевых вод, поровых вод, донных отложений морских, континентальных водоемов и почв методами биотестирования.

Коллекция живых культур, использованных для биотестирования природных сред, была представлена объектами различного статуса (табл. 1.4.1, 1.4.2). Это объекты временного содержания, введенные в культуру на непродолжительное время, и объекты постоянного содержания, поддерживаемые длительное время. При необходимости обновления культуры восстанавливаются из покоящихся стадий (эффиписев, зимующих яиц), других музейных коллекций или из природных местообитаний.

Культуры инфузорий поддерживаются на жидких средах, пресноводных ракообразных и гидромакрофитов — на водопроводной воде, очищенной и подготовленной по специальной методике, солоновато водных и морских ракообразных и гидроидов — на чистой морской воде соответствующей солености. Культуры одноклеточных водорослей, используемых в альготече-



ТАБЛИЦА 1.4.1. Стандартные тест-объекты и показатели токсичности среды, используемые для биотестирования вод, донных отложений и почв

Тест-объект	Продолжительность и тип теста	Токсикометрические показатели	Источник
<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900= <i>C. dubia</i> (ARTHROPODA: Crustacea: Cladocera: Daphniidae), ювенисы в возрасте 4-24 ч	24, 48 или 96 ч (острый)	<i>NOEC</i> , <i>LC₅f</i>	U.S. EPA Methods, 1993; КНД 211.1.4.055-97; Руководство, 2002
<i>C. affinis</i> - <i>C. dubia</i> , ювенисы младше 24 ч от 7—14 сут самок	7 ± 1 сут (хронический)	<i>NO EC</i> , <i>LC₅*s</i> , гибель исходных тест-объектов и (или) уменьшение среднего числа ювенисов	U.S. EPA Short-term methods, 1989; КНД 211.1.4.056-97; Руководство, 2002
<i>Phaeodactylum tricornutum</i> Bohlin. (CHRYSTOPHYTA), 3 ± 1 сут культура в экспоненциальной фазе роста	72 ч (с учетом численности клеток через 24 и 48 ч)	Изменение ростовых характеристик культур (численности клеток, коэффициента роста, скорости роста, биомассы клеток)	ISO. — Water quality, 1994; КНД 211.1.4.047-95, 1995; Руководство, 2002; Дятлов, Петросян, 2001а, б
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville, 1866) Cleve, 1873 (BACILLARIOPHYCEAE) 3 + 1 сут культура в экспоненциальной фазе роста	—	—	ISO. - Water quality, 1994
<i>Artemia salina</i> L. (ARTHROPODA: Crustacea: Branchiopoda), науплиусы из покоящихся стадий	72 ч (с контролем выживаемости через 1, 3, 6, 24 и 48 ч)	Выживаемость, синхронность метаморфоза на стадиях орто- и метанауплиуса	КНД 211.1.4.047-95; Руководство, 2002; Петросян, Дятлов, 2000
<i>Tamnocephalus platyurus</i> Packard (ARTHROPODA: Crustacea, Thamnocephalidae), науплиусы из покоящихся стадий	24 ч	Выживаемость	Tamnotoxkit F, 1995
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrb. (PROTOZOA: Infusoria: Hymenostomata: Parameciidae)	24 ч (острый), 96 ч (хронический)	Выживаемость в остром тесте, коэффициент роста культуры в хроническом тесте	КНД 211.1.4.059-97; Руководство, 2002
<i>Lemna minor</i> L. (MAGNOLIOPHYTA: Arales: Lemnaceae)	168 ч	Коэффициент прироста, время удвоения численности листочков	ISO. - Water quality, 2001; OECD, 2002

стах, поддерживаются на жидких средах в стандартных условиях, в соответствии с традициями школы Л.А. Ланской (Ланская, 1971; Дятлов, Петросян, 2001а). Для сохранения культур водорослей и продления их жизнеспособности

ТАБЛИЦА 1.4.2. Перспективные тест-объекты и показатели токсичности среды, используемые для биотестирования вод, донных отложений и почв

Тест-объект	Продолжительность и тип теста	Токсикометрические показатели	Источник
<i>Euplotes patella lemani</i> Dragesco (PROTOZOA: Infusoria: Euplotidae), культура в экспоненциальной фазе роста	24 ч (острый) 96 ч (хронический)	Выживаемость (в остром тесте), коэффициент роста культуры (в хроническом тесте)	Петросян, Дятлов, 2000
<i>Cordylophora inkermanica</i> Marfenin, <i>C. caspia</i> Pallas, 1771 (COELENTERATA: Hydrozoa: Clavidae)	24 ч (острый) 14 сут (хронический)	Выживаемость (в остром тесте), скорость роста и отношение числа гидрантов к длине гидроризы (в хроническом тесте)	Кошелев, 2003
<i>Brachionus plicatilis</i> Mull. (ROTATORIA: Brachionidae)	24 ч (острый)	Выживаемость	Неопубликованные данные авторов
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lam. (MOLLUSKA: Bivalvia: Mytilida), оплодотворенные яйцеклетки*	2 ч	Синхронность дробления и процент аномальных эмбрионов	Ходаков, Дятлов, Петросян, 1996
<i>Diaptomus salinus</i> E. Daday, 1901 (ARTROPODA: Crustacea: Calanoida)	24, 48 или 96 ч (острый)	NO EC, LC ⁵⁰ , выживаемость, пищевая активность, скорость выделения и размер фекальных пеллет	Неопубликованные данные авторов
<i>Wlassicsia pannonica</i> Daday, 1904 (ARTHROPODA: Crustacea: Cladocera: Macrothricidae), ювенисы младше 24 ч	24, 48 или 96 ч (острый), 10 сут (хронический)	NOEC, LC ₅₋₀ ⁴⁸ (в остром тесте), смертность исходных тест-объектов и (или) уменьшение среднего числа ювенисов (в хроническом тесте)	Петросян, Кошелев, Дятлов, 2002
<i>Moina mongolica</i> Daday, 1901, (ARTHROPODA: Crustacea: Cladocera: Moinidae), ювенисы младше 24 ч	24, 48 или 96 ч (острый), 14—20 сут (хронический)	—	Дятлов, Кошелев, Петросян, в печати

* Получены от взрослых особей, обитающих в природе, путем искусственного оплодотворения в лабораторных условиях.

способности разработана методика хранения на агаризованных и жидких средах при пониженной температуре в режиме темновой прединкубации и кратковременного фотопериода (Петросян, Эльстер, 2001).

Для каждого объекта ведется паспорт культуры, в котором содержатся сведения о происхождении материала, оптимальных условиях культивирования, питательных средах, частоте пассажей и т. д. В паспортах культур накапливаются сведения о биологии объектов, факторах, влияющих на темпы роста и плодовитость.

Наличие музейной коллекции культур, включающей в себя комплекс тест-

объектов различного систематического уровня, позволило руководствоваться принципом «наибольшей жесткости», отдавая предпочтение самым чувствительным тест-объектам, указывающим на наличие в тестируемой среде токсической составляющей. Следует заметить, что стандартные и наиболее популярные тест-объекты не всегда являются самыми чувствительными в сравнении с аборигенными видами или «видами-мишенями». Для тех случаев, когда в экспериментах использовались ненормативные (стандартные) объекты, опыты осуществляли в соответствии с общепринятыми условиями биотестирования (Петросян и др., 1996).

Новое направление исследований — создание микробиотестов в рамках концепции и методологии биотестирования, впервые предложенной школой проф. G. Persoone (университет г. Гент, Бельгия) (Janssen, Persoone, 1993) и в последнее десятилетие получившей всеобщее признание как унифицированный, экономически оправданный и чувствительный подход для оценки качества различных природных сред (Дятлов, 2001). Главное отличие микробиотестов от традиционных методов биотестирования состоит в отказе от длительного культивирования чистых линий тест-объектов и получении синхронизированного материала из покоящихся стадий гидробионтов. Спектр объектов, подходящих для создания микробиотестов, достаточно широк. Это одноклеточные водоросли, инфузории, коловратки, жаброногие и ветвистоусые ракообразные, остракоды и другие обитатели аstaticных водоемов, имеющие в жизненном цикле покоящиеся стадии. В рамках указанного подхода в лабораторных условиях были изучены особенности онтогенеза Cladocera (*W. pannonica*, *M. mongolica*, *M. rectirostris* и др.) и влияние основных факторов, определяющих партеногенетическое размножение или переход на половой цикл развития. Разработан алгоритм, позволяющий в короткие сроки инициировать появление в культурах самок и эфиппидальных самок, провести необходимую паузу покоящихся стадий и получить одновозрастных самок, необходимых для проведения экспериментальных работ (Петросян и др., 2003).

Поисковые исследования, направленные на разработку классических методов биотестирования и микробиотестов с использованием новых перспективных тест-объектов (водорослей, инфузорий, ракообразных, моллюсков, гидроидов и др.), были обусловлены необходимостью создания и апробации региональных стандартов для Черного и Азовского морей (Ходаков и др., 1996; Дятлов, 2000; Кошелев, 2003; Петросян, Дятлов, 2003).

4.2. Одесский залив

Основной поток биогенных и загрязняющих веществ попадает в акваторию Одесского залива из приустьевых районов моря и береговых источников загрязнения — очистных сооружений биологического типа СБО «Южная» (в течение всего года) и «Северная» (с сентября по апрель), из выпусков дренажных вод, ливневых и аварийных коллекторов. В связи с этим оценка качества природной морской воды, степени очистки стоков очистных сооружений, уровня загрязненности донных отложений, а также влияния на состояние акватории точечных источников загрязнения представляется особенно актуальной. Биотесты в указанных условиях наиболее пред-

почтительны, так как исследованиям подвергаются природные среды (вода, донные отложения), а не отдельно взятые вещества, которые *in situ* неизбежно вступают в синергические, антагонистические или аддитивные отношения.

Пресноводное происхождение основных источников загрязнения Одесского залива вызывает определенные методические трудности при проведении биотестирования морских вод с меняющейся в широком диапазоне соленостью. До настоящего времени не найден и вряд ли реально существует в природе универсальный тест-объект или тест-функция, подходящий одновременно для биотестирования как пресных, так и морских вод.

Система оценки токсичности сбросных и природных вод, регламентируемая национальными нормативными документами, предполагает использование в качестве тест-объектов для пресных вод ветвистоусых ракообразных *C. affinis* (КНД 211.1.4.055—97, 1997), для морских вод в условиях меняющейся солености — культуры морских одноклеточных планктонных водорослей *Ph. tricornutum*, а при солености выше 12 ‰ — ранние науплиусы *A. salina* (КНД 211.1.4.047-95, 1995).

Использование комплекса пресноводных и морских биотестов позволило обобщить обширный фактический материал и зафиксировать биологические эффекты, встречающиеся с высокой степенью вероятности в СЗЧМ (Петросян, 1999). Материал, полученный при оценке качества береговых источников загрязнения, лег в основу разработанной методики оценки ущерба, причиненного морской среде в связи со сбросом загрязненных или слабоочищенных сточных вод (Дятлов, 1999).

4.2.1. Береговые источники загрязнения

Вклад местных источников загрязнения (сточных вод СБО, дренажных систем коллекторов противооползневых сооружений, ливнеотоков), по оценкам, составляет до 30 % общего загрязнения прибрежных вод г. Одесса.

СБО «Северная» и «Южная» ежедневно сбрасывают не менее 400 тыс. м³ сточных вод, прошедших биологическую очистку. Установлено, что за последнее десятилетие токсичность вод, сбрасываемых из очистных сооружений биологического типа в Одесский залив, значительно снизилась. Это связано с реконструкцией и введением в работу биологических ступеней очистки на СБО «Северная» и «Южная». Так, в 1991—1992 гг. для устранения острой токсичности требовалось более чем 16-кратное разбавление чистой водой ($K_{p\min} = 1:15$). В 1998 г. необходимая минимальная кратность разбавления снизилась до 1,5—2 раз, а в 1999—2003 гг. было достигнуто стабильное отсутствие острой токсичности сбросных вод СБО «Северная» и «Южная».

Ежедневно в район городских пляжей поступает около 50 тыс. м³ дренажных и около 4 тыс. м³ ливневых стоков. Экспериментальные исследования качества неочищенных ливнеотоков с высоким содержанием нефтепродуктов, быстро минерализующейся нестойкой органики, СПАВ, тяжелых металлов и других веществ позволили установить, что острая токсичность этих источников загрязнения прибрежной зоны моря — явление периоди-

ческое, регистрируемое, в основном, в период таяния снега или сильных дождей (Дятлов и др., 2002).

Одним из крупных источников повышенного токсического фона в прибрежной рекреационной зоне остается функционирующий до настоящего времени ливневый коллектор на 16-й станции Большого Фонтана, через который происходит несанкционированный сброс неочищенных бытовых стоков ($1,45 \text{ млн м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$)- В апреле 1993 г. для устранения острой токсичности этого источника загрязнения было необходимо пятикратное разбавление ($K_{p_{\min}} = 5$), в феврале-марте 2003 г. этот показатель оставался на прежнем уровне ($K_{p_{\min}} = 5 \pm 7$), а после окончания периода активного снеготаяния незначительно снизился ($K_{p_{\min}} = 3$).

Лабораторные исследования последствий естественного разбавления очищенных сточных вод СБО «Северная» и «Южная», остающихся до настоящего времени крупными источниками биогенных элементов и органических веществ, показали общую тенденцию, выраженную в стимуляции ростовых параметров тест-культур морских одноклеточных водорослей.

Подобные эффекты повсеместно регистрируются и в натуральных условиях в местах сброса хозяйственно-бытовых, неочищенных ливневых и дренажных вод. Так, в пробах воды, отобранных в точке аварийного прорыва коллектора СБО «Южная» (сентябрь 1996 г.), превышение численности клеток в тест-культуре составило 150 % (Петросян, 1999).

Влияние точечного источника загрязнения в районе сброса нефтесодержащих сточных вод станции очистки балластных вод (СОБВ) в акватории Одесского порта (в 1993 г., до реконструкции станции) было обнаружено по локальному ядру «цветения» природного фитопланктона с доминирующим видом *Skeletonema costatum*. Лабораторные исследования неразбавленных сточных вод станции показали их токсичность в альготестах, а также способность вызывать стимуляцию роста культур водорослей при многократном (1:7—1:15) разбавлении стока чистой морской водой. Динамика роста культур инфузорий указывала на стимулирующее действие неразбавленных стоков (до 150 %). Стоки СОБВ, разбавленные морской водой в 2—6 раз, вызывали прирост численности инфузорий в культурах до 250—370 % по сравнению с контролем. Эмбриотест с использованием оплодотворенных яйцеклеток мидий показал нарушение синхронности развития и снижение числа дробящихся бластомеров в пробах воды из сбросного резервуара станции, а также сходную по характеру, но ослабленную реакцию бластомеров при разбавлении сточной нефтесодержащей воды (Дятлов и др., 1994; Петросян, 2000; Петросян, Дятлов, 2000).

4.2.2. Мониторинг

Исследования качества вод Одесского залива осуществлялись в 1992—1996 гг. в рамках проекта ГКНТ Украины и научно-исследовательских работ Минприроды Украины. На примере шести весенне-осенних съемок 1993 г., выполненных на НИС «Прибой», показаны сезонные закономерности, характеризующие акваторию залива в целом (табл. 1.4.3). В апреле, на фоне сильного опреснения ($< 10 \text{ ‰}$) при средней температуре поверхностного

горизонта 8,5 °С, вода в Одесском заливе характеризовалась как «стимулирующая деление клеток водорослей» (+2 балла по шкале токсичности), вызывая превышение показателей роста культур водорослей до 150–300 % по сравнению с контролем. Показатель необходимой кратности разбавления ($K_{p_{min}}$), указывающий, какой объем чистой воды необходим для устранения стимулирующего деления водорослей эффекта, составил 2–3. Анализ состояния природного фитопланктона в апреле 1993 г. на прибрежных участках показал усиление вегетации *Scletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge и «цветение» *S. costatum*, достигшей на некоторых станциях численности 2–3 млн кл. • $дм^{-3}$.

В мае ситуация изменилась: 50 % поверхностных и 100 % придонных проб относились к категории слаботоксичных (-1 балл по шкале токсичности и снижение ростовых показателей до 75–89 % по сравнению с контролем). В этот период были отмечены признаки угасания «цветения» *S. costatum*, с максимальными значениями численности клеток в придонных горизонтах (1 млн кл. • $дм^{-3}$).

В июле в поверхностном горизонте был отмечен наиболее широкий диапазон реакции альготестов на анализируемые пробы воды. Мозаичное распределение вод в заливе с токсикометрическими характеристиками от слаботоксичной (-1 балл) до стимулирующей рост водорослей (+2 балла) сопровождалось вспышками развития *Prorocentrum cordata*, *Thalassiosira parva* и *Th. subsalina* Pr.-Lavr., приуроченными к береговым станциям.

По данным августовской съемки, эффект стимуляции клеточных делений в лабораторных культурах водорослей не обнаружен. В сентябре большая часть проб была вновь отнесена к категории, «стимулирующей рост водорослей» (+1 балл по шкале токсичности), тогда же была зафиксирована вторая внутригодовая вспышка «цветения» *S. costatum* (10 млн кл. • $дм^{-3}$).

Анализ результатов шести весенне-осенних съемок позволил выявить участки акватории Одесского залива, на которых природная морская вода периодически или постоянно обладала токсическими свойствами. В качестве показателя токсичности морской воды использовали показатели ингибирования (стимуляции) прироста биомассы тест-культур водорослей *Ph. tri-comutum* и соответствующие ему значения по шкале токсичности, выраженные в баллах. В Одесском заливе были выявлены отдельные станции и участ-

ТАБЛИЦА 1.4.3. Оценка воды Одесского залива (поверхностный горизонт) по шкале токсичности для *Ph. tricorutum*, % общего количества станций на полигоне в 1993 г.

Дата отбора проб	Токсичность, баллы				
	-1	0	+1	+2	+3
28. IV			16,7	83,3	
25. V	50,0	33,3	16,7	—	—
28. VI	—	66,6	33,3	—	—
28. VII	14,3	42,9	28,6	14,3	—
29. VIII	42,9	57,1	—	—	—
30. IX	—	28,6	71,4	—	—

ки акватории, на которых наиболее часто в период проведения съемок фиксировались значимые биологические эффекты. К таким «горячим точкам» в 1993 г. относились: район аварийного выпуска Аркадийского ливневого коллектора, Нефтяная гавань Одесского порта, участок на траверсе Малого Аджалыкского лимана, район выпуска и рассеивания сточных вод СБО «Южная» (Петросян, 2000).

В результате полигонных исследований, проведенных в июле 1994 г., одновременно была оценена токсичность воды в замкнутых гаванях (Нефтяной, Заводской, Практической, Каботажной, Новой и Карантинной), на внешнем рейде Одесского порта и на полигоне «Одесская банка», подверженном влиянию вод Днепровско-Бугского лимана. Для сравнения был выбран участок акватории, удаленный от береговых источников загрязнения в районе биостанции университета (полигон «Малый Фонтан»).

На фоне отсутствия острой токсичности природных вод в открытой части моря для ракообразных, инфузорий, ранних эмбриональных стадий развития мидий снова была отмечена стимуляция показателей роста лабораторных культур одноклеточных водорослей, проходящих экспозицию в пробах воды из участков акватории, испытывающих влияние пресноводного стока СБО г. Одесса, дренажного или речного стока. Максимальные средние значения показателей роста водорослей в альготестах фиксировались на полигоне «Одесская банка», подверженном влиянию речного стока Днепровско-Бугского лимана. Этот факт указывает на высокую потенциальную биопродуктивность речных вод для фотоавтотрофных организмов. Минимальные значения ростовых показателей в альготестах, как и в предыдущие годы, наблюдались на полигоне «Малый Фонтан».

Для биотестирования воды из гаваней Одесского порта был использован комплекс методов биотестирования, включающий в себя альготесты и эмбриотесты (Дятлов и др., 1994). Пробы воды из гаваней порта вызывали патологии развития, выраженные в замедлении или остановке дробления на стадии 2–4-клеточных бластомеров ранних этапов развития мидий. Отмечены аномалии в развитии эмбрионов, а также нарушения дробления бластомеров, приводящие к формированию уродливых, нежизнеспособных эмбрионов. К типичным аномалиям относились: искривления оболочки; сегрегация цитоплазмы; отслоение оболочки на стадиях двух, трех и четырех бластомеров; отпочковывание участков цитоплазмы и полярной лопасти; дробление, сопровождающееся множественным почкованием. Подобные уродства были характерны только для замкнутых акваторий порта и более не встречались при биотестировании открытых вод СЗЧМ и приустьевых районов. По результатам модельных лабораторных экспериментов установлена высокая степень зависимости между вероятностью появления подобных аномалий в раннем эмбриогенезе моллюсков и загрязнением морской воды хлорорганическими пестицидами и нефтепродуктами (Ходаков и др., 1996).

Важно отметить, что наряду с тератологическими и эмбриотоксическими свойствами акватории порта в июле 1994 г. были присущи и признаки эвтрофности. Показатели роста культур водорослей, интегральной биомассы и коэффициенты деления клеток в тестируемых пробах воды были дос-

товерно выше в гаванях порта, чем на его внешнем рейде. Для проб воды из гаваней порта был характерен большой диапазон колебаний ростовых показателей водорослей между близкорасположенными станциями, а также между поверхностью и придонными горизонтами, что позволило сделать вывод о мозаичном распределении вод с остротоксическими свойствами, приуроченных, в основном, к придонным горизонтам. Гиперэвтрофными, по результатам альготестов, признаны участки акваторий вблизи точечных источников зафязнения в акваториях порта с затрудненным водообменом — у выпуска Деволановского аварийного коллектора в Практической гавани, сброса неочищенного стока в Хлебной гавани, выпусков Одесской ТЭЦ и СОБВ (Дятлов и др., 1994; Петросян, 2000).

Биологический контроль интегральной токсичности морских донных отложений — задача, успешно решаемая с помощью биотестирования. Реакции тест-организмов в лабораторных экспериментах дают возможность судить о токсичности осадков, понять причины деградации донных сообществ, а также оценить потенциальную опасность вторичного загрязнения водной толщи при волновом перемешивании на мелководье, дноуглубительных работах в портах, дампинге загрязненных грунтов и т. д.

В 1993—1994 гг. для оценки потенциальной опасности вторичного зафязнения водной толщи в связи с загрязнением донных осадков была проведена оценка токсичности водорастворимых фракций донных осадков Нефтяной, Заводской гаваней Одесского порта, акватории Судоремонтного завода (СРЗ) и участка у северного входа в порт (у Старого волнолома). Для сравнения были отобраны пробы песчаных донных осадков на внешнем рейде Одесского порта и удаленном от порта и источников берегового загрязнения полигоне «Малый Фонтан». В работе использовался комплекс методов биотестирования, включающий в себя альготесты, эмбриотесты, а также тесты на науплиусах артемии и брюхооресничных инфузориях.

Подтверждено положение (Миронов и др., 1975, 1992) о зависимости уровня накопления загрязняющих веществ и гранулометрического состава осадков. Установлено высокое содержание $C_{\text{орг}}$ в загрязненных тяжелыми металлами (Си, Zn, Ni, FeO) и жидкими углеводородами донных осадках портовых акваторий (Дятлов, Никулин, 2003). Установлена положительная корреляционная связь между содержанием $C_{\text{орг}}$ в донных отложениях гаваней Одесского порта, внешнего рейда порта и полигона «Малый Фонтан» и токсичностью водорастворимых фракций осадков для тест-объектов — науплиусов артемии, дробящихся blastomeres мидий, культур одноклеточных водорослей (Дятлов, 2001).

Более сложным оказался отклик культур инфузорий на водорастворимые фракции донных отложений СРЗ (горизонты залегания 0—10 и 10—30 см). Парадоксальный, на первый взгляд, эффект выражался в значительной скорости роста на начальных этапах роста культур, превышающей контрольные значения более чем в 2 раза. Однако с учетом трофической связи инфузорий с растворенным ОВ, что позволило считать эту группу организмов индикаторами органического загрязнения, такая интенсивная динамика прироста культур в богатых ОВ водных экстрактах очевидна. Вслед за вспышкой численности инфузорий в тестируемых пробах через

2—3 сут экспозиции следовала гибель культур, указывающая на пролонгированный токсический эффект для ряда последующих поколений тест-объекта (Дятлов и др., 1994; Петросян, 2000).

Изучено послойное распределение донных отложений с токсическими свойствами в гаванях порта. Показано изменение токсичности от поверхностного слоя донных отложений до глубины залегания 50 см. Сложный характер распределения осадков с токсическими свойствами на различной глубине залегания обнаружен в Нефтяной гавани и у Старого волнолома, где для культур водорослей и инфузорий интегральная токсичность водных экстрактов осадков возрастала с глубиной. Так, в водном экстракте пробы донных осадков Нефтяной гавани (горизонт 0—10 см) итоговая биомасса клеток водорослей составляла 56,5 %, а в пробе горизонта 10—20 см снизилась до 34,8 % контроля. Донные осадки акватории СРЗ из горизонтов залегания 0—10 и 10—30 см также обладали остротоксическими свойствами, вызывая остановку деления и лизис клеток водорослей. По ингибированию роста культур водорослей и инфузорий и высоким показателям смертности науплиусов артемии донные отложения Нефтяной гавани и участка акватории вблизи Старого волнолома отнесены к категории остротоксичных.

В Одесском порту при съемках 1993—1994 гг. не были обнаружены донные осадки, безопасные для живых организмов различных трофических уровней (водорослей, инфузорий, ракообразных). Это обстоятельство позволило предположить, что причина формирования чрезвычайно обедненного бентосного сообщества, приуроченного к донным осадкам Нефтяной, Практической и Новой гаваней, связана с хроническим загрязнением замкнутых акваторий с ослабленным водообменом (Петросян, 2000).

По данным математического моделирования на основании литературных и собственных данных прогнозируется весьма вероятная ситуация, когда при взмучивании в местах залегания загрязненных донных осадков ухудшится токсикологическая ситуация в акватории, и без того подверженной массивированному загрязнению от береговых источников и судов (Дятлов, Тучковенко, 2003).

4.3. Плавни Дуная

Впервые оценка токсичности воды украинского участка Килийского гирла р. Дунай была проведена в июне 1995 г., повышенный токсический фон зафиксирован в районе г. Килия. Биотестирование сточных вод очистных сооружений г. Килия установило их чрезвычайно высокую токсичность для наиболее чувствительного тест-объекта *C. affinis* ($Kp_{\min} = 21$).

С 1997 г. по нашей инициативе в Дунайском биосферном заповеднике (ДБЗ) проводится регулярный ежедекадный мониторинг (биотестирование) дунайской воды на пяти станциях в районе г. Вилково и заповедника (Дятлов, 1999). Анализ ретроспективных данных ДБЗ свидетельствует о том, что острая токсичность дунайской воды за семилетний период наблюдений фиксировалась редко, не была приурочена к сезону или изменению режимных характеристик и связана с последствиями техногенных катает-

роф, произошедших в бассейне среднего Дуная. Прорыв плотины отстойника на горнопромышленном предприятии «Аурул» (г. Бая-Маре, Румыния) 30.01.2000 г. вызвал загрязнение цианидами притоков Дуная, в которых содержание цианидов в 8000 раз превысило допустимую норму. 10.03 и 26.03.2000 г. в результате аварий были разрушены дамбы отстойника на предприятии «РЕМІN S.F.» (г. Бая-Бурса, Румыния). Вода с высоким содержанием тяжелых металлов общим объемом более 20 тыс. м³ попала в притоки и в Дунай. Расстояние от места аварии до г. Рени (Украина) составляло 2000 км.

Последствия этих событий имели значительный резонанс в странах Центральной и Восточной Европы. На фоне высокого паводка загрязненные воды последовательно прошли по территориям Венгрии, Югославии, Болгарии, Румынии и достигли украинского участка р. Дунай. Прохождение по течению реки двух волн загрязненной воды с токсическими свойствами было зафиксировано методами биотестирования намного оперативнее, чем были получены результаты химического анализа при проведении ежесуточного мониторинга качества дунайской воды. Это обстоятельство кажется особенно важным в связи с тем, что токсичность воды в настоящее время все еще традиционно выражается через концентрации загрязняющих веществ и их ПДК, вследствие чего не учитываются особенности реакций организмов на многокомпонентные смеси отдельных составляющих и особенности формирования отклика на интегральную токсичность среды во времени (Дятлов и др., 2001).

Значимые токсикологические эффекты загрязнения воды и донных отложений на некоторых станциях в руслевой части реки и дельтовых районах Дуная были зарегистрированы через 1–2 мес после прохождения двух волн загрязнения. Наличие множества факторов риска (цианиды, тяжелые металлы, нефтепродукты и продукты их взаимодействий), предполагающих токсификацию всей реки, определило выбор биометрического подхода, основанного на создании регрессионной модели для оценки вклада составляющих. Установлено, что ни один из использованных в анализе факторов не оказывал на отклик тест-объектов преимущественного воздействия. При этом полученные в экспериментах реакции тест-объектов можно объяснить многокомпонентным синергическим воздействием всей совокупности присутствующих в реке загрязняющих веществ (Дятлов, Петросян, 2001в).

4.4. Почвы водосборных площадей

Водную экосистему современная экология рассматривает как единство водного объекта и водосборной площади. Использование гидробионтов для биотестирования водосборных площадей обосновано с целью определения потенциальной опасности для гидросферы загрязненных ксенобиотиками почв (Пристер и др., 1987; Петросян и др., 2002; Савин и др., 2002). При исследовании почв и донных отложений применен подход, базирующийся на экспериментальной оценке токсичности водных экстрактов исследуемых образцов, используемых в качестве среды для культивирования тест-объектов (см. табл. 1.4.1, 1.4.2).

Наибольшую опасность для водных объектов представляют так называемые горячие точки — склады пестицидов и удобрений, химические предприятия и т. п., расположенные вблизи водоемов. Модельный полигон, на котором проводилась оценка загрязнения водосборной площади лимана методами биотестирования, расположен в бассейне р. Малый Куяльник, впадающей в верховья Хаджибейского лимана. Установлено пространственное распределение почв с токсическими свойствами на пахотных землях, приуроченных к балкам, оврагам, эрозионным участкам долины реки. Зафиксирована токсичность воды во временных водоемах и колодцах с питьевой водой. Критический уровень загрязнения почв и водоносных горизонтов возник вследствие разрушения заброшенных хранилищ с пестицидами и удобрениями, а также активных эрозионных процессов, вызванных распашкой пойм малых рек и крутых склонов.

Высказано предположение о том, что потенциальная биопродуктивность фотоавтотрофного звена водоемов, принимающих воды с исследованной территории, может быть значительно снижена. Установлено, что активные эрозионные процессы на полигоне способствуют распространению долгоживущих высокотоксичных веществ на значительные расстояния от источника загрязнения, включая водоносные горизонты.

Всемирно известный курортологическими ресурсами международного значения Куяльницкий лиман был подвержен интенсивному многолетнему нефтяному загрязнению со стороны пересыпи, отделяющей его от Одесского залива Черного моря. Источник загрязнения — промывочно-пропарочная станция Одесской железной дороги (ПГТС), функционировавшая в течение 60 лет и прекратившая свое существование в январе 2000 г. В связи с высоким содержанием нефтепродуктов в почве и в воде прудов, расположенных на пересыпи, район отнесен к «зонам экологического бедствия». В настоящее время ППС закрыта, однако нефтяное загрязнение прудов-накопителей до сих пор представляет значительную опасность в связи с миграцией остротоксичных долгоживущих фракций нефти в водоносные горизонты Куяльницкого лимана.

При изучении распределения токсичных нефтесодержащих донных отложений и миграции токсикантов по цепочке почва — грунтовые воды — водные организмы проведена оценка потенциального риска от загрязненных донных отложений прудов для живых организмов. По результатам биотестирования и сравнительного анализа УФ- и ИК-спектрограмм образцов с различным тотальным содержанием нефтепродуктов установлено, что токсификация водоема зависит не столько от общего уровня нефтяного загрязнения, сколько от его качественного состава. Наиболее выраженные токсические эффекты для тест-объектов получены в водных экстрактах образцов, содержащих вещества наивысшего класса опасности (бенз(а)пирен, карбоновые кислоты, кетоны, гетероструктуры ароматического ряда, фенолы, пиридин и др.). Экспериментально доказано, что растворимые фракции ряда остротоксичных веществ нефтяного происхождения, переходя непосредственно в среду обитания гидробионтов, вызывают отравление и создают условия существования, не совместимые с жизнью (Савин и др., 2002).

Одесский регион СЗЧМ относится к наиболее интенсивно загрязняемой акватории Черного моря. Сложный характер гидрологического режима, наличие значительного количества источников антропогенного загрязнения заставляют существенно расширить перечень показателей мониторинга данной акватории. Биотестирование — один из современных подходов, с помощью которого можно получить интегральную характеристику исследуемой акватории (Дятлов, 2000). Экономически эффективные методы биотестирования позволили регулярно получать информацию о динамике интегральной токсичности природных и сточных вод, а также донных отложений.

Многолетние наблюдения за основными источниками загрязнения моря зафиксировали улучшение эффективности работы очистных сооружений г. Одесса, станции очистки балластных вод. Вместе с тем далеко не все очистные сооружения справляются со своей задачей. Высокая токсичность сточных вод, сбрасываемых в природные водоемы, наблюдается на очистных сооружениях городов Белгород-Днестровский и Килия. Периодически фиксируется острая токсичность воды, связанная с техногенными катастрофами, в реках, впадающих в СЗЧМ.

Без всякой очистки в прибрежную зону моря сбрасываются ливневые воды г. Одесса. Высокая токсичность донных отложений отмечается в гаванях морских и речных портов, на свалках грунтов, в местах дноуглубительных работ.

Дальнейшая интеграция биотестирования в комплексный мониторинг загрязнения морской среды дает возможность создать базу данных, необходимую для принятия управленческих решений.