

Летом содержание ОС в верхнем слое осадков значительно снизилось. Концентрации, превышающие 100 мкг/г, отмечены лишь на четырех станциях, в основном расположенных в прибрежной зоне. Связь концентраций нефтяных углеводородов с морфоструктурным типом осадка подтвердилась и во время летнего этапа исследований. Повышенные концентрации наблюдались в крупных алевроитах и мелкоалевритовых алах (125...206 мкг/г), а низкие - в моренных суглинках и песчано-гравийной смеси (10...72 мкг/г).

В грушовом составе ОС преобладают смолистые фракции (табл.4.6). Особенно это характерно для апрельской съемки, где преобладающая часть ОС представлена неуглеводородными полярными компонентами. Лишь на станциях, где были обнаружены нефтяные комки, доля УВ увеличивалась до 43...50%. В виде соотношения фракций несколько меняется. Полярные компоненты доминируют в тонкодисперсных осадках, их количество уменьшается в более грубых и глицигенных отложениях - суглинках. В этих случаях в составе ОС повышается доля УВ.

Спектр алканов также определяется удаленностью от источников загрязнения и литологией осадков (табл. 4.6). В большинстве проб углеводородная фракция представлена соединениями $C_{16}-C_{35}$. Доминируют высокомолекулярные соединения, доля которых выше, чем для алканов воды. Однако на отдельных станциях (особенно прибрежных) значительно возрастает содержание легких УВ, и отношение легких к высококипящим гомологам становится больше 1, а на станциях: 810 (Клайпедский порт) даже больше 6. Распределение алканов становится бимодальным с двумя максимумами: в низкотемпературной области выделяются $n-C_{17}$, $i-C_{19}$, $i-C_{20}$, имеющие морское происхождение, а в высокотемпературной - $n-C_{25}$, $n-C_{27}$, $n-C_{29}$, типичные для терригенного ОС.

Спектр алканов, выделенных из морской воды и донных осадков, не соответствует нефтяным УВ и тем более алканам мазута, что свидетельствует о высокой степени трансформации нефтяного загрязнения в морской среде, хотя нефтяные углеводороды оказывают влияние на распределение алканов - низкие значения индекса нечетности, увеличение доли фитана, наличие неразделенных ГЖХ соединений.

Исследования по токсичности нефти и их фракций показывают /101/, что низкие концентрации УВ могут первоначально стимулировать рост и фотосинтез некоторых видов фитопланктона. Этот эффект очень специфичен, и на другие популяции такое же содержание УВ действует негативно. Предполагают, что стимулирование достигается при использовании нефтяных компонентов в качестве метаболитических субстратов для клеток растений. Возможно, усиление развития гидробионтов вызывает повышенное содержание среды алканов воды осадков гептадекана, пристана, фитана, имеющих морское генезис.

Таким образом, резюмируя приведенные данные, можно заключить, что через 10 мес после аварии к октябрю 1982 г. содержание нефтепродуктов в воде и осадках приблизилось к предаварийному фоновому уровню. При этом отмечается общая тенденция снижения их концентраций с декабря 1981 г. по октябрь 1982 г. Наиболее высокие концентрации нефтепродуктов приурочены к прибрежным и особенно портовым районам Клайпеды и Лиенаи. В составе ОС преобладают неуглеводородные компоненты, а среди алканов - высокомолекулярные гомологи. Но в пробах с высокими концентрациями ОС увеличивается доля углеводородов и легких алканов. Спектр алканов воды и донных осадков не соответствует нефтяным УВ, что свидетельствует о высокой степени преобразования нефтепродуктов в морской среде. Состав алканов формируется под влиянием трех источников: терригенного ОС с суши, биогенного ОС, продуцированного в море, и антропогенных УВ.

4.2.2. Баланс нефтяного загрязнения в районе аварийного разлива танкера "Глобе Асими"

По экспертной оценке, произведенной в первые дни после катастрофы танкера "Глобе Асими" чрезвычайной аварийной комиссией с участием специалистов Минморфлота, вылившиеся из танкера в море нефтепродукты (16 493 т топчного мазута из грузовых танков и 186 т моторного и дизельного топлива из топливных танков) распределились следующим образом: собрано с поверхности моря около 9 тыс. т; испарилось, растворилось в воде и затонуло около 2,5 тыс.т; выброшено на пляжи около 5,5 тыс.т /41/. Эта оценка в целом удовлетворительно отвечала на вопросы, возникавшие в период оперативной ликвидации ближайших последствий разлива, но она оказалась чрезмерно укрупненной в качестве базы для определения влияния катастрофы на различные звенья экосистемы загрязненного района.

Полученные данные о распределении нефтепродуктов в прибрежных районах моря и в береговой полосе легли в основу настоящего балансового расчета масс миграционных форм загрязнения, образовавшихся из продуктов разлива в аварийном районе, а также соотношения масс нефтяного загрязнения вод Клайпедской бухты и Куриского залива, связанных с аварией танкера "Глобе Асими", с поступлением из других источников и с фоновым (доаварийным) содержанием в различных звеньях исследованной системы. Расчеты выполнены для двух этапов исследования: первый - для периода низких температур воздуха и воды (с 21 ноября 1981 г. по апрель 1982 г.), второй - для летнего периода (на конец августа 1982 г.).

Расчеты составлены на базе результатов анализа 540 проб воды; 135 проб поверхностной пленки, 73 проб донных осадков, 8 проб тканей и внутренних органов рыб, 68 проб загрязненных пород с пляжей, 18 проб песка из специальных карьеров, предназначенных для складирования вывозимого с пляжей загрязненного песка, результатов 8 двухмиллиметровых тралений поверхности моря, официальных данных Клайпедской нефтебазы о массах разлившихся и собранных нефтепродуктов, данных Палангского и Клайпедского горисполкомов о массах вывезенного с побережья песка, результатов определения пространственно-объемных параметров загрязненных зон, выполненного на 24 литолого-морфологических разрезах прибрежной полосы.

Общая масса нефтепродуктов, обнаруженных во всех звеньях исследованного района (в объеме вод, поверхностном микрослое, в виде плавающей пленки, в составе биоты, в поверхностном слое донных осадков, в береговой зоне загрязненного района, в карьерах), приравнена к сумме масс нефтепродуктов, разлившихся при аварии танкера "Глобе Асси́и", фоновому содержанию нефтепродуктов в исследованных звеньях, а также нефтепродуктов, попавших в район исследования из источников, непосредственно не связанных с разливом (с водными массами из других районов моря, со сточными водами береговых предприятий и морского флота, через атмосферу и т.д.). Из этой суммы исключены массы нефтепродуктов, собранных после аварии с акватории порта, испарившихся с поверхности воды и побережья, подвергшихся химическому и биохимическому разложению и вынесенных из района исследований с водными массами. В расчетах учтено также изменение качественного состава нефтепродуктов во времени, отражающееся на результатах стандартных определений содержания нефтепродуктов в различных объектах по концентрации в них "нефтяных углеводородов".

При расчете баланса масс нефтепродуктов в первом (зимнем) этапе исследований были сделаны следующие допущения: с учетом температурных и гидрологических условий в этот период, а также характеристики разлитых нефтепродуктов массы испарившихся и подвергшихся полному биохимическому разложению нефтепродуктов приняты равными нулю; исходя из равенства масс воды, внесенной и вынесенной из исследованной акватории, и учитывая повышенную концентрацию загрязнений в этом районе, масса вынесенных загрязнений принята не меньшей массы загрязнений, внесенных в район миграционным путем (с водными массами, по поверхности воды с соседних акваторий, в составе подвижных водных организмов и т.п.). Результаты расчетов приведены в табл. 4.8 и 4.9. Они свидетельствуют о том, что из 16 679 т разлившихся нефтепродуктов в первый период было собрано 8391 т, выброшено на пляжи 6550 т, находится в толще вод в эмульгированном,

Таблица 4.8
Баланс массы нефтепродуктов из танкера "Глобе Асси́и"
(на период март-апрель 1982 г.)

№ п/п	Составляющие баланса	Поступление		Распределение	
		т	%	т	%
1	Масса разлившихся нефтепродуктов, в том числе:	16679	100		
	мазут из грузовых отсеков	(16493)	(98,9)		
	моторное и дизельное топливо	(186)	(1,1)		
2	Собрано на акватории Клайпедского порта и переработано нефтебазой			8391	50,3
3	Выброшено на берег, в том числе:			6550	39,3
	вывезено в карьеры на 8 IV 1982			(3000)	(18,0)
	находятся в береговой зоне на 8 IV 1982			(3550)	(21,3)
4	Находится в толще вод			1550	9,3
5	Находится в поверхностном микрослое			3	0,02
6	Находится в донных осадках			190	1,1
	Итого	16679	100	16679	100

Таблица 4.9
Баланс нефтяного загрязнения (по состоянию на 30 августа 1982 г.)

Поступление		Распределение			
т	%	составляющие баланса		т	%
16679	100			9065	54,34
				5876	35,22
				1665	6,98
				512	3,06

Поступление		Распределение		
т	%	составляющие баланса		
		т	%	
				а) залива (415)
				б) взморья (96)
				Осталось на берегу
		50	0,33	Осталось в донных осадках
		II	0,07	
16679	100			Итого
		16679	100	

сорбированном взвесью и растворенном состоянии 1545 т и находится в поверхностном слое донных осадков 190 т. Сплошных масс затонувшего мазута и нефтепродуктов в виде плавающих комков экспедицией обнаружено не было.

К началу апреля 1982 г. в исследованном районе осталось менее 1/3 всех разлившихся при аварии танкера нефтепродуктов, причем их основная масса находилась не в море, а на пляжах в составе песчано-мазутной смеси. В водной толще к этому времени концентрация "нефтяных углеводородов" превышала фоновый уровень менее чем в два раза.

В летний период под влиянием испарения, химического и биохимического разложения, выветривания, выноса с водными массами (разбавления), трансформация миграционных форм нефтяного загрязнения, вывоза загрязненного песка с пляжей в карьеры происходило дальнейшее изменение составляющих баланса масс загрязнения и одновременно изменение качества нефтепродуктов во всех звеньях исследованной системы.

К концу августа 1982 г. в исследованных районах моря и побережья оставалось около 3% нефтепродуктов, разлитых при аварии танкера "Глобе Асиями". Около 7% подверглось природной деструкции и примерно 90% собрано и утилизировано или захоронено в карьерах вместе с 600 тыс. т песка, вывезенного с пляжей.

Таким образом, аварийное загрязнение было достаточно быстро ликвидировано, но его прямые или косвенные последствия все еще продолжали проследиваться в различных объектах района катастрофы на протяжении всего периода наблюдений.

4.3. Характеристика гидробионтов в оценке их функционирования

4.3.1. Бактериопланктон

Ведущую роль в биодеградации нефти играют микроорганизмы. В результате микробиологического окисления углеводороды нефти превращаются в разнообразные кислородсодержащие соединения, а конечными продуктами этого процесса являются углекислота и вода. Таким путем углерод нейтральных загрязнений вовлекается в естественный круговорот веществ в природе.

Микроорганизмы, окисляющие углеводороды, неспецифичны. Это гетеротрофные формы, использующие для роста широкий набор органических соединений - белков, углеводов, липидов. Эвритрофность, то есть широкие пищевые потребности, делает их обычными обитателями водоемов и почвы. От прочих гетеротрофных микроорганизмов углеводород - окисляющие отличаются наличием системы поглощения гидрофобного субстрата и комплекса углеводородокисляющих ферментов. Благодаря этим особенностям они получают преимущество при загрязнении среды обитания нефтью и нефтепродуктами и размножаются, насколько позволяют факторы среды, тогда как численность микроорганизмов других физиологических групп сокращается.

Таким образом, загрязнение акватории нефтью приводит к перестройке микробного ценоза, к увеличению в нем доли углеводородокисляющих микроорганизмов. Исследование микробиологической ситуации, то есть численности и распределения микроорганизмов разных физиологических групп в загрязненных и чистых акваториях, дает представление о степени отклонения от нормы, об интенсивности процессов самоочищения в данных условиях.

В море, где содержание органических соединений невелико, микроорганизмы приспособились к развитию и размножению при низких концентрациях органики. Для многих морских бактерий богатые органическими соединениями среды даже являются токсичными, поэтому в программу микробиологических исследований наряду с учетом сапрофитной микрофлоры, растущей на богатой среде, было введено определение численности и распределения олиготрофной (т.е. развивающейся при минимальном содержании органического вещества в среде) микрофлоры, как важнейшего элемента морского микробного ценоза.

Микробиологические съемки были проведены сразу после разлива в декабре 1981 г., затем летом 1982 г. и летом 1983 г. Одновременно определялись стандартные гидрологические и гидрохимические показатели, а также содержание нефтепродуктов в пробах, взятых для

микробиологического анализа. Это давало возможность выявить связь развития микрофлоры не только с содержанием углеводов, но и с наличием других, жизненно важных факторов, как-то: количеством солей азота и фосфора, температурой, содержанием кислорода и легко окисляемых органических соединений.

Таким образом, программа исследований включала:

1. Определение общей численности микроорганизмов.
2. Изучение численности и распределения сапрофитных и олиготрофных бактерий.
3. Изучение численности и распределения бактерий, способных к деструкции углеводов разных классов.
4. Таксономическую характеристику углеводородокисляющей микрофлоры.

Пробы воды на микробиологический анализ отбирали из поверхностного микрослоя (ПМС) толщиной 200 мкм с помощью экрана в модификация В.В.Ильинского /22/, а также с метрового и придонного горизонтов с помощью батометра Зобелла. Отбор проб проводили непосредственно с борта судна.

Общую численность бактерий определяли по методу Разумова, используя мембранные фильтры Синпор с диаметром пор 0,2 мкм. Численность физиологических групп микрофлоры определяли на жидких средах методом предельных разведений. Для учета численности сапрофитных бактерий использовали среду Зобелла. Численность олиготрофных бактерий определяли на морской минеральной среде ММС с минимальным содержанием органического вещества (дрожжевой экстракт, 50 мг/л), численность бактерий, способных к окислению углеводов, — на ММС, содержащей в качестве единственного источника углерода дизельное топливо (ДТ) "летнее" или модельную смесь ароматических углеводородов (ксилол — 55,6%, толуол — 32,2%, нафталин — 12,2%) /34/.

С целью установления влияния углеводов на общую численность бактерий, а также на численность отдельных физиологических групп (углеводородокисляющих, сапрофитных и олиготрофных) были рассчитаны коэффициенты корреляции между содержанием углеводов на различных горизонтах исследованных станций и общей численностью бактерий, а также численностью бактерий отдельных физиологических групп. Кроме того, были рассчитаны коэффициенты корреляции между содержанием углеводов в воде и соотношением различных групп бактерий: олиготрофы /сапрофиты; углеводородокисляющие/сапрофиты; углеводородокисляющие/сапрофиты+олиготрофы; углеводородокисляющие/общая численность бактерий. Коэффициенты корреляции рассчитывали по формуле /67/:

$$r = \frac{\sum V_1 V_2 - \frac{(\sum V_1)(\sum V_2)}{n}}{\sqrt{C_1 C_2}}$$

где V_1 и V_2 — даты первого и второго порядков; n — количество дат, а

$$C_1 = \sum V_1^2 - \frac{(\sum V_1)^2}{n}$$

$$C_2 = \sum V_2^2 - \frac{(\sum V_2)^2}{n}$$

Исследования были проведены в прибрежной части Балтийского моря в районе разлива мазута, в центральной части Балтики, незагроуненной разливом, и в Куршском заливе.

4.3.1.1. Открытый шельф и приузювая зона Балтийского моря

В начале декабря 1981 г., т.е. сразу же после разлива мазута, в пробах воды, взятых в приузювой зоне (глубина 0,5 м) в районе от Акменраго до Смилтине, обнаружены углеводородокисляющие микроорганизмы, причем их максимальное количество отмечено в районе Лиепая, а минимальное — в районе Смилтине, что согласуется с данными аэрофотосъемки по содержанию нефтепродуктов.

В навигационном сезоне 1982 г. микробиологические исследования проводились по разрезам Лиепая, Папесцямс, Паланга, Клайпеда, Няда с борта НИС "Океанограф" (рис. 4.14).

По данным вильяской экспедиции, на большинстве станций, выполненных в прибрежных районах Балтийского моря, доминировали сапрофитные бактерии (табл. 4.10). Это свидетельствует о наличии значительных количеств легкодоступного органического вещества в водах исследуемой акватории, что подтверждается гидрохимическими данными — преобладанием органических форм азота на метровом и придонном горизонтах и органических форм фосфора на метровом и придонном горизонтах. Численность сапрофитов колебалась в ПМС от единиц до десятков тысяч клеток в I мл, на метровом и придонном горизонтах — от сотен до десятков тысяч клеток. Плотность сапрофитов на пяти станциях была наиболее высока на метровом горизонте, на двух станциях их количество в ПМС и на метровом горизонте было одинаковым и на трех станциях отмечено концентрирование бактерий в ПМС. Коэффициент концентрирования на этих станциях варьировал от 3,8 до 10. Вертикальное распределение бактерий этой группы было также неоднородным — наибольшее количество сапрофитов обнаружено на станциях 55 и 56 (разрез от Лиепая), наименьшее — на станциях 20 (разрез от Клайпеды) и 4 (разрез от Няды). Корреляция между численностью сапрофитных бактерий и содержанием углеводов в воде на на одном из исследованных горизонтов не обнаружено.

Данные микробиологических наблюдений в прибрежной части Балтийского моря (июнь 1982 г.)

Таблица 4.10

№ станции	Горизонт	Сапрофитные бактерии (А), кл/мл	Олиготрофные бактерии, кл/мл	Бактерии, окисляющие диз-топливо (Б), кл/мл	Б 100, % А	Бактерии, окисляющие ароматические углеводороды, кл/мл	Общая численность микроорганизмов, кл/мл
I	ПМС	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$			
	I м	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	26,3	< 5	$4,31 \times 10^4$
	Дно	$1,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	10,0	То же	$6,42 \times 10^4$
4	ПМС	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	16,7	"	$5,13 \times 10^4$
	I м	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	>100	"	$3,05 \times 10^4$
	Дно	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	10,0	"	$3,48 \times 10^4$
16	ПМС	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$7,5 \times 10^3$	21,1	"	$6,44 \times 10^4$
	I м	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^4$	16,7	"	$4,50 \times 10^5$
	Дно	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$	>100	$2,5 \times 10^2$	$4,62 \times 10^5$
20	ПМС	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	26,3	< 5	$3,85 \times 10^5$
	I м	$4,5 \times 10^2$	$1,5 \times 10^4$	-	>100	То же	$6,20 \times 10^4$
	Дно	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	-	-	"	$4,43 \times 10^4$
29	ПМС	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	>100	"	$2,16 \times 10^4$
					0,5	< 5	$5,18 \times 10^4$
30	I м	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	1,0	То же	$8,43 \times 10^4$
	Дно	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	38,0	"	$7,28 \times 10^4$
	ПМС	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	10,0	"	$8,38 \times 10^4$
42	I м	$4,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^2$	3,3	"	$5,64 \times 10^4$
	Дно	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	4,7	"	$6,41 \times 10^4$
	ПМС	$9,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$	2,6	"	$1,22 \times 10^5$
43	I м	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	26,3	"	$1,67 \times 10^5$
	Дно	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$	>100	"	$1,32 \times 10^5$
	ПМС	$2,5 \times 10^4$	$1,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	0,2	"	$9,34 \times 10^4$
55	I м	$4,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	2,1	"	$9,73 \times 10^4$
	Дно	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	10,0	"	$2,45 \times 10^4$
	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$2,0 \times 10^3$			"	$1,32 \times 10^5$
56	I м	$9,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$1,5 \times 10^3$	1,6	"	$4,30 \times 10^5$
	Дно	$9,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	0,3	"	$3,29 \times 10^5$
	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	3,8	"	$9,21 \times 10^4$
56	I м	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	1,0	"	$1,32 \times 10^5$
	Дно	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	1,0	"	$1,29 \times 10^5$

Примечание. Здесь и в табл. 4.11-4.16 ПМС-поверхностный микрослой, ТС-температурный скачок, "-" - отсутствие данных.

Данные микробиологических наблюдений в прибрежной части Балтийского моря (август 1982 г.)

Таблица 4. II

№ стан- ция	Горизонт	Сапрофитные бактерии (А), кл/мл	Олиготрофные бактерии, кл/мл	Бактерии, окисляющие дистопливо (Б), кл/мл	Б А	100, %	Бактерии, окисляющие аро- матические уг- леводороды, кл/мл	Общая числен- ность микро- организмов, кл/мл	
130	I	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		10,0	< 5	$5,45 \times 10^4$	
	I м	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^0$		0,4	То же	$1,86 \times 10^4$	
	Дно	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		1,0	"	$7,39 \times 10^4$	
	4	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^0$	< 10	-	"	$2,48 \times 10^4$	
	I м	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	< 10	-	"	$5,90 \times 10^4$		
	Дно	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$		0,2	"	$3,41 \times 10^4$	
	16	ПМС	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		5,6	"	$1,03 \times 10^5$
	I м	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$		1,0	"	$1,38 \times 10^5$	
	Дно	$9,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$		1,0	"	$7,21 \times 10^4$	
17	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	< 10		-	"	$1,19 \times 10^4$	
	I м	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		1,0	"	$9,94 \times 10^4$	
	Дно	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$		1,8	"	$1,04 \times 10^5$	
20	ПМС	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	< 10		-	< 5	$6,65 \times 10^4$	
	I м	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	То же		-	То же	$4,70 \times 10^4$	
	Дно	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		0,6	"	$8,26 \times 10^4$	
29	ПМС	$1,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$		3,0	"	$3,11 \times 10^4$	
	I м	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		0,6	"	$4,49 \times 10^4$	
	Дно	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$		2,1	"	$2,39 \times 10^4$	
30	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		0,1	"	$1,26 \times 10^4$	
	I м	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		0,6	"	$2,81 \times 10^4$	
	Дно	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$		1,0	"	$3,89 \times 10^4$	
42	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$		1,8	"	$3,04 \times 10^4$	
	I м	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$		1,0	$10,0 \times 10^0$	$8,20 \times 10^4$	
	Дно	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$		2,6	< 5	$9,67 \times 10^4$	
43	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$		10,0	То же	$4,44 \times 10^4$	
	I м	$9,5 \times 10^1$				18,0			
	Дно	$1,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$		> 100	"	$7,48 \times 10^4$	
55	ПМС	$4,5 \times 10^1$	< 10	$2,5 \times 10^1$		55,6	"	$2,28 \times 10^4$	
	I м	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^2$		3,3	"	$2,99 \times 10^4$	
	Дно	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$		3,8	"	$4,04 \times 10^4$	
56	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^0$		3,8	"	$3,59 \times 10^4$	
	I м	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$		10,0	"	$4,64 \times 10^4$	
	Дно	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$		55,6	"	$5,18 \times 10^4$	

130

131

Данные микробиологических наблюдений в прибрежной части Балтийского моря (июнь 1983 г.)

№ стан-ция	Гори-зонт	Общая чис-ленность микроорга-низмов, кл/мл	Сапрофитные бактерии, кл/мл	Олиготроф-ные бакте-рии (А), кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б 100% А
1	2	3	4	5	6	7
1	ПМС	$2,38 \times 10^5$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	4
	1 м	$2,69 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	630
	Дно	$2,52 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	180
4	ПМС	$2,79 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	21
	1 м	$2,53 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	100
	Дно	$2,61 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	1800
16	ПМС	$1,65 \times 10^5$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	6
	1 м	$2,77 \times 10^5$	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	38
	Дно	$2,07 \times 10^5$	$9,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	1670
17	ПМС	$1,32 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^2$	600
	1 м	$1,71 \times 10^5$	$2,5 \times 10^5$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	47
	Дно	$1,22 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	$7,5 \times 10^2$	79
20	ПМС	$2,17 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	1000
	1 м	$2,90 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^3$	10000
	Дно	$7,87 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	470
29	ПМС	$1,28 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	100
	1 м	$3,39 \times 10^5$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	21
	Дно	$1,28 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	100
30	ПМС	$1,86 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	100
	1 м	$2,95 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	3
	Дно	$1,34 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	4
42	ПМС	$6,84 \times 10^4$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	1
	1 м	$9,36 \times 10^4$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	47
	Дно	$6,37 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$1,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	167

ленность сапрофитов только в придонном горизонте ст. 43, на остальных станциях доля бактерий, способных к деградации ДТ, от численности сапрофитов колебалась от 0,38 до 55,6%. Следует отметить, что наиболее существенных значений этот показатель достигает на всех горизонтах ст. 42, расположенной вблизи Папесциемса, а также в ПМС, ст. 55 и на метровом и придонном горизонтах ст. 56. Обе эти станции расположены вблизи Лиепая. В ПМС исследованных станций обнаружена корреляция между долей углеводородокисляющих бактерий и содержанием углеводородов в воде ($\tau = 0,81$, $\alpha = 0,01$).

Бактерии, способные к разрушению ароматических углеводородов, обнаружены только на метровом горизонте ст. 42 в количестве 10 клеток в 1 мл воды. На остальных станциях их численность была ниже чувствительности метода.

Общая численность бактерий в прибрежных водах Балтики в периоды июньской и августовской съемок существенно не различалась и была сравнительно однородной в вертикальном и горизонтальном направлениях. Средние значения общей численности микроорганизмов составили десятки и сотни тысяч клеток в 1 мл воды. Корреляция между этим показателем и содержанием углеводородов в пробе ни на одном из исследованных горизонтов не обнаружено.

При сопоставлении численности углеводородокисляющих микроорганизмов с гидрохимическими характеристиками для района Лиепая обнаружена коррелятивная связь этого показателя с: а) окисляемостью ($\alpha < 0,05$; $\tau = 0,60$); б) содержанием нитратного азота ($\alpha < 0,05$; $\tau = 0,69$); в) содержанием аммонийного азота ($\alpha = 0,05$; $\tau = 0,61$); г) содержанием фосфатов ($\alpha < 0,05$; $\tau = 0,60$).

В июне 1983 г. снова были проведены микробиологические исследования в пострадавшем районе с целью выявления отдаленных последствий катастрофы, в частности, обнаружения влияния затонувшего мазута. В этот раз наряду с районом катастрофы был исследован ряд станций в центральной части Балтики, не подвергшейся загрязнению мазутом.

В прибрежном районе Балтики (порт Клайпеда и прилегающая акватория, рис. 4.14), общая численность микроорганизмов была сравнима на всех станциях и горизонтах и составляла сотни тысяч клеток в 1 мл пробы воды (табл. 4.12). Исключением была ст. 42 (разрез от Папесциемса), где численность микроорганизмов на всех горизонтах была на порядок ниже.

На большинстве станций доминировали олиготрофные бактерии. Численность их в ПМС колебалась от единиц до тысяч клеток в 1 мл, на метровом горизонте - от десятков до десятков тысяч клеток, в придонном слое - от десятков до тысяч клеток. Самая высокая плотность

Продолжение табл. 4.12

№ стан-ция	Горизонт	Общая численность микроорганизмов, кл/мл	Сапрофитные бактерии, кл/мл	Олиготрофные бактерии (А), кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б/А 100%
43	ПМС	$1,11 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	1000
	Г м	$1,47 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$7,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	600
	Дно	$1,01 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	100
55	ПМС	$1,51 \times 10^5$	$4,5 \times 10^0$	$9,0 \times 10^0$	$9,5 \times 10^1$	1000
	Г м	$2,23 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^4$	$1,5 \times 10^3$	6
	Дно	$9,05 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	380
56	ПМС	$1,43 \times 10^5$	$4,0 \times 10^0$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	10
	Г м	$2,48 \times 10^5$	$4,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	4
	Дно	$1,19 \times 10^5$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	100

олиготрофов была на метровом горизонте пяти станций, в ПМС - на двух станциях и в придонном слое - на одной станции. Наибольшее количество олиготрофов обнаружено на станциях 16, 30, 56 и 42, наименьшее - на станциях 20 и 43. Зависимости между численностью олиготрофов и концентрацией углеводов не обнаружено.

Близка к олиготрофным по численности нефтеокисляющие микроорганизмы, что видно из показателя Б/А (см. табл. 4.12). Их содержание в ПМС колебалось от десятков до сотен клеток в 1 мл, в метровом горизонте - от сотен до тысяч клеток, в придонном слое - от десятков до тысяч клеток. На станциях 20 и 43 их количество больше суммарной численности сапрофитов и олиготрофов, что указывает на адаптированность микробного населения данной акватории к нефтяному загрязнению. Зависимости между численностью нефтеокисляющих бактерий и концентрацией углеводов не обнаружено. Плотность бактерий этой группы была наибольшей на разрезе от Клайпеды (станция 17 и 20) и на ст. 43 вблизи Папесцема. На станциях 16, 17 и 20, подверженных влиянию порта Клайпеды, с удалением от береговой линии наблюдается значительное уменьшение сапрофитов и олиготрофов и увеличение деструкторов ДТ. Микроорганизмы, способные использовать ароматические углеводороды в качестве единственного источника углерода и энергии, встречаются крайне редко. Они отмечены в придонном слое

ст. 29 (разрез от Паланга), в метровом горизонте ст. 17 (разрез от Клайпеды) и в метровом и придонном горизонтах ст. 42 (разрез от Папесцема) в количестве единиц клеток в 1 мл.

Самой малочисленной была группа сапрофитных бактерий. Их численность колебалась на метровом и придонном горизонтах от единиц до сотен клеток, за исключением ст. 16, где она составила 250 кл/мл. Особенно мало сапрофитных бактерий на станциях, наиболее удаленных от берега. Концентрации этих бактерий, сравнимые по всем трем горизонтам, отмечены на станциях 4 и 43.

Сравнивая микробиологические показатели для прибрежной части Балтийского моря, пострадавшей от разлива мазута, по данным съемок 1982 и 1983 гг., можно сделать следующее заключение. Общая численность микроорганизмов была на одном уровне. Снижение численности всех физиологических групп бактерий, наблюдаемое в период с июня до конца августа 1982 г., обусловлено, вероятно, уменьшением содержания в воде биогенных элементов, особенно органических форм азота, что подтверждается данными гидрохимических наблюдений.

Если в летний период 1982 г. доминировали сапрофитные бактерии, то в следующем году на первое место вышла олиготрофы - группа, характерная для открытых в чистых вод. Численность олиготрофов и нефтеокисляющих микроорганизмов летом 1983 г. была промежуточной между их количествами в июне и августе 1982 г. (табл. 4.10, 4.11, 4.12). Корреляция численности этих двух групп, наблюдаемая летом 1983 г., отражается в высоких значениях показателя Б/А, который во многих случаях превышает 100%. Это свидетельствует о том, что как олиготрофная, так и нефтеокисляющая микрофлора являются характерными компонентами микробного ценоза прибрежных вод Балтики. Возможно, что среди нефтеокисляющих микроорганизмов распространена способность к олиготрофия, на что уже обращалось внимание при изучении бактериопланктона прибрежных вод Командорских островов /23/.

Микрофлора, подверженная влиянию портов Клайпеды, Лиепая и Папесцема, в высокой степени адаптирована к окислению углеводов. Однако отсутствие для большинства станций корреляции количества нефтеокисляющих бактерий (или их доли от количества бактерий доминирующей группы) с содержанием углеводов в пробах говорит об отсутствии влияния мазута. Возможно, такая связь существует лишь для района Папесцема (станция 42 и 43), где стабильно наблюдались относительно высокие количества нефтеокисляющих микроорганизмов и в июне 1982 г. отмечена для придонного горизонта корреляция их количества с концентрацией углеводов. Наблюдаемая картина могла быть следствием влияния мазута, опустившегося на дно.

4.3.1.2. Центральная часть Балтийского моря

Таблица 4.13

В центральной части Балтики (рис. 4.15), не затронутой разливом мазута, общая численность микроорганизмов в придонном слое пяти станций и в зоне термоклина двух станций составляла десятки тысяч клеток в 1 мл (табл. 4.13). Все другие станции и горизонты имели численность, сравнимую с прибрежной частью. В открытом море первой по численности группой бактерий также были олиготрофные макроорганизмы. Численность их колебалась в ПМС от единиц до тысяч клеток в 1 мл, в слое термоклина - от десятков до тысяч клеток, в метровом и придонном горизонтах - от десятков до тысяч клеток. Самая высокая концентрация бактерий приходилась на метровый и придонный слой ст. 40 (разрез от Вентспилса) и придонный - ст. 71Н (центральная часть Балтики). Самая низкая концентрация была в ПМС станций 43 и 46 (центральная часть Балтики).

Данные микробиологических наблюдений в центральной части Балтийского моря (июнь 1983 г.)

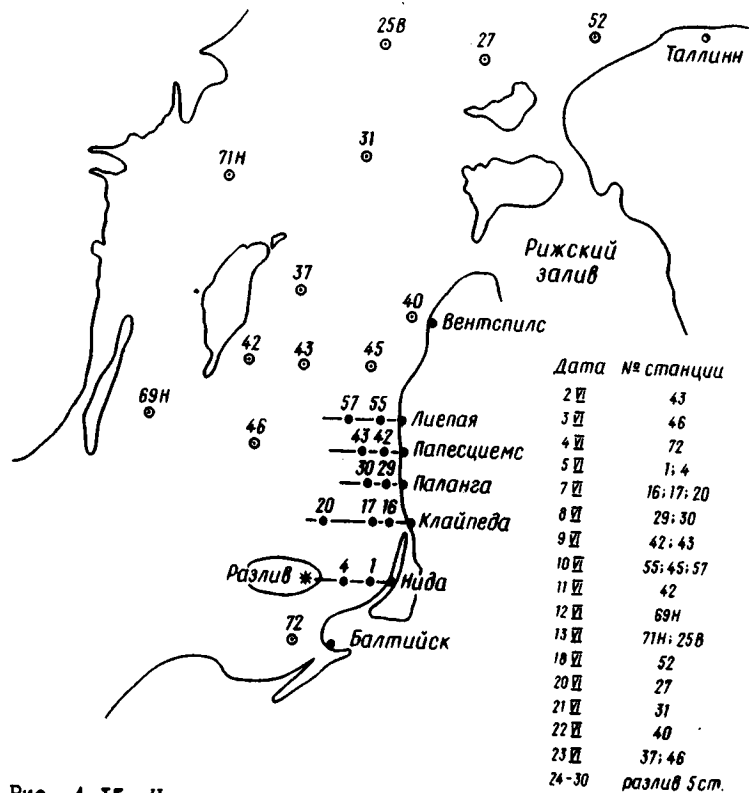


Рис. 4.15. Численность микроорганизмов в центральной части Балтики, июнь 1983 г.

№ станции	Горизонт	Общая численность микроорганизмов, кл/мл	Сапрофитные бактерии, кл/мл	Олиготрофные бактерии (А), кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б А 100%
1	2	3	4	5	6	7
43	ПМС	$4,01 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$7,0 \times 10^0$	0	
	1 м	$1,75 \times 10^5$	$4,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	560
	ТС	$1,75 \times 10^5$	$4,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	270
	Дно	-	-	-	-	-
46	ПМС	$1,04 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$4,0 \times 10^0$	0	
	1 м	$1,38 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^1$	60
	ТС	$3,42 \times 10^4$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^1$	$4,0 \times 10^0$	16
	Дно	-	-	-	-	-
72	ПМС	$8,36 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^1$	60
	1 м	$6,03 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	560
	ТС	-	-	-	-	-
	Дно	$3,85 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	100
42	ПМС	$7,79 \times 10^4$	$9,0 \times 10^0$	$9,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	100
	1 м	$1,31 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	210
	ТС	$1,72 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	380
	Дно	$9,05 \times 10^4$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	50
69Н	ПМС	$1,34 \times 10^5$	0	$2,5 \times 10^1$	$9,0 \times 10^0$	36
	1 м	-	$9,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^1$	0	
	ТС	-	$9,0 \times 10^0$	$2,5 \times 10^2$	$4,0 \times 10^0$	2
	Дно	-	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	100
71Н	ПМС	$3,14 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	0	
	1 м	$4,08 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^3$	0	
	ТС	$1,11 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	0	
	Дно	$1,56 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	100
45	ПМС	$1,64 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	260

Продолжение табл. 4.13

	1	2	3	4	5	6	7
25В	Г м	$3,63 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$7,5 \times 10^3$		10000
	ТС	$2,25 \times 10^5$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$		10000
	Дно	$6,95 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$		1000
	ПМС	$3,07 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$		380
	Г м	$5,00 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$		100
52	ТС	$3,70 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$1,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$		17
	Дно	$1,78 \times 10^5$	$9,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$		00
	ПМС	$3,89 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$		10
	Г м	$4,61 \times 10^5$	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$		06
	ТС	$1,70 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$		06
27	Дно	$8,89 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$		100
	ПМС	$2,53 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$		100
	Г м	$3,52 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$		30
	ТС	$2,78 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	$9,0 \times 10^0$		04
	Дно	$1,78 \times 10^5$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$		100
31	ПМС	$2,76 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$		30
	Г м	$5,40 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$		10
	ТС	$1,14 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$		10
	Дно	$1,35 \times 10^5$	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$		10
	40	ПМС	$1,58 \times 10^5$	0	$4,5 \times 10^3$	$7,5 \times 10^1$	
Г м		$2,09 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^2$		2
ТС		$7,16 \times 10^4$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$4,0 \times 10^0$		1
Дно		$9,68 \times 10^4$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^1$		4
37		ПМС	$1,83 \times 10^5$	0	$4,5 \times 10^3$	$7,5 \times 10^1$	
	Г м	$5,10 \times 10^5$	$9,0 \times 10^0$	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$		0,5
	ТС	$1,96 \times 10^5$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$		0
	Дно	$8,42 \times 10^4$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$		6

Второй по численности группой были бактерии, окисляющие ДТ.

В ПМС их численность колебалась от 0 до сотен клеток в I мл, в метровом слое и термоклине - от 0 до тысяч клеток, в придонном слое - от десятков до десятков тысяч клеток. Нефтеокисляющие бактерии были обнаружены на всех станциях, но не на всех горизонтах. Так, на ст. 71Н у дна их концентрация была самой высокой, в то время как на трех других горизонтах эти микроорганизмы не были обнаружены. На ст. 31 численность нефтеокисляющих бактерий была сравнима для всех четырех горизонтов. На станциях 43 и 72 количество деструкторов ДТ было больше суммарной численности олиготрофов и сапрофитов. Аэроокисляющая микрофлора была выделена только из придонных горизонтов семи станций. Ее численность изменялась от единиц до сотен клеток в I мл и концентрация была наибольшей на станциях 71Н и 52.

Самой малочисленной была группа сапрофитных бактерий. Их численность колебалась в ПМС от 0 до десятков клеток в I мл, в слое I м и зоне термоклина - от единиц до десятков клеток, у дна - от единиц до сотен клеток. Наименьшее количество бактерий этой группы отмечено на трех горизонтах станций 43 и 46, наибольшее - в придонном слое станций 45, 52, 27 и 31. В ПМС станций 69Н, 40 и 37 сапрофиты не были выявлены.

При сравнении результатов съемок прибрежной и открытой части Балтики в июне 1983 г. можно отметить следующее. Общая численность микроорганизмов на большинстве станций была сравнимой и составляла сотни тысяч клеток в I мл. На пяти станциях открытой части моря в придонном слое она была на порядок ниже, что может быть объяснено большим гидростатическим давлением и минимальным содержанием кислорода в РОВ. На всех станциях доминировали олиготрофные бактерии, а самой малочисленной группой были сапрофиты. Нефтеокисляющие микроорганизмы являются характерным элементом микробного ценоза в прибрежных и в открытых водах Балтики. Однако в прибрежной зоне нефтеокисляющих и сапрофитных бактерий было больше, что связано с обогащением этой зоны органическим веществом и биогенными элементами. Корреляция между содержанием углеводов в воде и количеством бактерий разных физиологических групп, в том числе нефтеокисляющих, обнаружено не было. Для обоих районов отмечается бедность микрофлорой исследованных групп ПМС и большая насыщенность ими метрового горизонта. Это может объясняться наличием в поверхностной пленке веществ, ингибирующих развитие бактерий, а также сочетанием неблагоприятных физических факторов: интенсивной солнечной радиацией, высоким поверхностным натяжением и другими.

Бактерии, использующие ароматические углеводороды в качестве единственного источника углерода и энергии, были обнаружены в

придонном горизонте открытой части моря в очень незначительных концентрациях. Это скорее всего объясняется тем, что процесс разрушения ароматических соединений носит характер кометаболизма и идет в присутствии других, более доступных органических соединений /16/.

Высокая адаптированность микрофлоры к окислению нефтепродуктов, в особенности в акваториях портов, является результатом постоянного поступления и присутствия этих веществ в исследованных водах. Сравнение численности и распределения микроорганизмов разных групп в прибрежной и центральной части Балтийского моря, сопоставление этих показателей с содержанием углеводородов говорят об отсутствии заметного влияния разлива мазута на состояние микрофлоры в районе загрязнения.

4.3.1.3. Куршский залив

В Куршском заливе в июне 1982 г. и в июне 1983 г. микробиологические исследования были выполнены на восьми станциях (1, 3, 5, 5а, 8, 12, 12а, 14) (рис. 4.16). На станциях 1 и 3 пробы отбирали с трех горизонтов: ПМС, метрового и придонного, на остальных с двух (ПМС и 1 м), что было обусловлено малыми глубинами воды на этих станциях.

На большинстве станций в ПМС и водной толще доминировали сапрофитные бактерии - их численность колебалась от сотен до десятков тысяч клеток в 1 мл воды. На пяти станциях из восьми численность сапрофитов была выше на метровом горизонте, на остальных станциях коэффициент концентрирования бактерий в ПМС составил 1,4...4,7 (табл. 4.14). Корреляция между численностью сапрофитных бактерий и содержанием углеводов в воде не обнаружено.

Наиболее высокая плотность олиготрофных бактерий в заливе отмечена на метровом горизонте - здесь их количества варьируют от сотен до десятков тысяч клеток в 1 мл. Численность олиготрофов на метровом горизонте на пяти станциях превышала их количества в ПМС, на остальных трех станциях коэффициент концентрирования варьировал от 1,8 до 38. Корреляция между численностью олиготрофных бактерий и содержанием углеводов в воде на исследованных горизонтах не отмечено.

Углеводородокисляющие бактерии были обнаружены на всех исследованных станциях Куршского залива, за исключением ПМС на ст. 8. Наиболее многочисленны они были на метровом горизонте, где их численность колебалась от сотен до десятков тысяч клеток в 1 мл. В ПМС плотность бактерий этой группы колебалась от единиц до сотен клеток. Наиболее высокая численность бактерий, окисляющих ДТ, обнару-

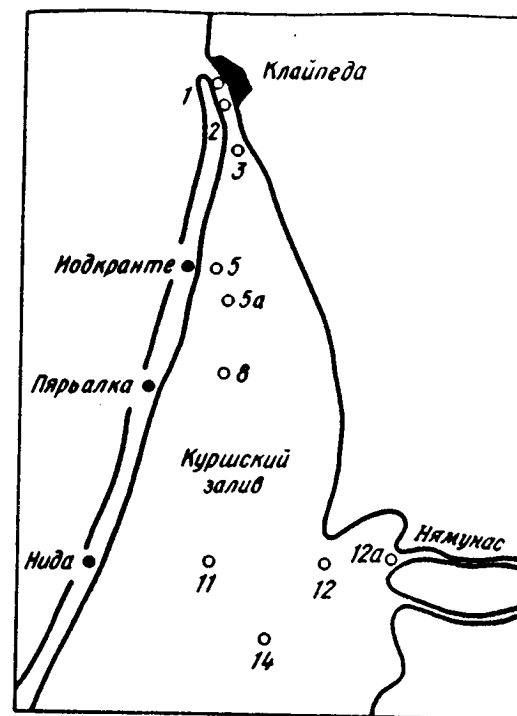


Рис. 4.16. Схема станций отбора проб на микробиологические исследования в Куршском заливе

жена на станциях 1 и 3 в северной части залива. Доля бактерий этой группы от суммарного количества сапрофитов и олиготрофов была наибольшей в ПМС и придонном горизонте ст. 14, а также на метровом горизонте ст. 5а и придонном горизонте ст. 3. Корреляции численности бактерий, окисляющих ДТ, или их доли в процентах от численности бактерий других групп с количеством углеводов в воде не отмечено.

Численность бактерий, способных к деградации ароматических углеводородов, в июне была исследована на трех станциях - 1, 3 и 12. На всех этих станциях они были обнаружены, при этом в наибольшем количестве - сотнях и тысячах клеток - на станциях 1 и 3.

В сентябре численность бактерий всех групп в водах залива была ниже, чем в период июньской съемки, однако это снижение было не столь существенным, как в прибрежных водах Балтики. Численность сапрофитных бактерий на ряде станций уменьшилась незначительно и составила сотни и тысячи клеток в 1 мл воды. Количества олиготроф-

Данные микробиологических наблюдений в Куршском заливе (июнь 1982 г.)

№ стан- ция	Горизонт	Сапрофитные бактерии (А), кл/мл	Олиготрофные бактерии, кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б А 100%	Бактерии, окис- ляющие арома- тические угле- водороды, кл/мл	Общая численность микроорганизмов, кл/мл
132 I	ПМС	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	1,8	$4,5 \times 10^1$	$4,20 \times 10^5$
	I м	$2,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^4$	10,0	$4,5 \times 10^2$	$1,32 \times 10^6$
	Дно	$2,0 \times 10^6$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^4$	2,3	$2,5 \times 10^3$	$1,39 \times 10^6$
3	ПМС	$2,5 \times 10^4$	$2,0 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	1,8	< 5	$4,20 \times 10^5$
	I м	$9,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$	10,0	$4,5 \times 10^2$	$2,70 \times 10^5$
	Дно	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	100,0	-	$1,48 \times 10^5$
5	ПМС	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^2$	1,8	-	-
	I м	$1,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	3,0	-	-
5а	ПМС	$4,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	5,6	-	$3,84 \times 10^4$
	I м	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	100,0	-	$2,96 \times 10^4$
8	ПМС	$9,5 \times 10^2$	$1,5 \times 10^2$	< 5	-	-	$4,21 \times 10^4$
	I м	$9,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	0,1	-	$4,82 \times 10^4$
12	ПМС	$9,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	0,1	-	$6,32 \times 10^4$
	I м	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	1,8	-	$1,28 \times 10^5$
12а	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	3,8	$7,5 \times 10^1$	$8,42 \times 10^5$
	I м	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	3,8	$4,5 \times 10^1$	$1,28 \times 10^5$
14	ПМС	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	55,6	-	$2,57 \times 10^4$
	I м	$9,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^2$	263	-	$3,84 \times 10^4$

Данные микробиологических наблюдений в Куршском заливе
(сентябрь 1962 г.)

№ стан-ции	Гори-зонт	Сапрофитные бактерии (А), кл/мл	Олиготрофные бактерии, кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б 100% А	Бактерии, окисляющие ароматические углеводороды, кл/мл	Общая численность микроорганизмов, кл/мл	
134	I	ПМС	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	5,6	< 5	$2,78 \times 10^5$
	I м		$9,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	0,5	< 5	$2,43 \times 10^5$
	Дно		$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	5,6	$4,5 \times 10^1$	$2,36 \times 10^5$
	3	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^0$	< 10	-	< 5	$4,34 \times 10^4$
	I м		$9,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	0,3	< 5	$1,04 \times 10^5$
	Дно		$9,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^3$	4,7	$2,5 \times 10^1$	$7,96 \times 10^4$
	5	ПМС	$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	< 10	-	< 5	$1,37 \times 10^5$
	I м		$4,5 \times 10^3$	$6,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	5,6	< 5	$2,81 \times 10^5$
	5а	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	10,0	< 5	$4,94 \times 10^4$
I м		$2,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	1,8	< 5	$3,74 \times 10^4$	
135	8	ПМС	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	10,0	$5,0 \times 10^0$	$3,26 \times 10^4$
	I м		$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	1,0	$10,0 \times 10^0$	$8,08 \times 10^4$
	12	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^0$	$9,5 \times 10^0$	3,8	< 5	$1,37 \times 10^4$
	I м		$9,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	4,7	$5,0 \times 10^0$	$2,78 \times 10^4$
	Дно		$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	1,8	< 5	-
	12а	ПМС	$2,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	10,0	< 5	$5,36 \times 10^4$
	I м		$4,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	5,6	< 5	$9,61 \times 10^4$
	Дно		$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^3$	-	-	< 5	-
	14	ПМС	$4,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	< 10	-	< 5	$1,08 \times 10^4$
	I м		$2,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	$4,5 \times 10^1$	1,8	< 5	$9,49 \times 10^4$
	Дно		$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	0,6	< 5	-

Данные микробиологических наблюдений в Куршском заливе
(июль 1983 г.)

ных и углеводородокисляющих бактерий на большинстве станций уменьшилась на один - два порядка по сравнению с данными июньской съемки. Доля углеводородокисляющих бактерий от численности сапрофитов варьировала от 0,3 до 10%. Навысших значений этот показатель достигал в ПМС станций I, 5а, 8 и I2 (табл. 4.15). На метровом горизонте обнаружена корреляция между численностью углеводородокисляющих бактерий в воде и концентрацией углеводородов ($\tau = 0,865$; $\alpha = 0,01$).

Бактерии, окисляющие ароматические углеводороды, обнаружены только в придонном горизонте станций I и 3 в количестве десятков клеток в I мл, а также на станциях 8 и I2 в количествах единичных клеток. Распределение численности бактерий всех групп между ПМС и метровым горизонтом было сходным - на большинстве станций численность микроорганизмов на метровом горизонте превышала их количества в ПМС.

Общая численность бактерий в периоды июньской и сентябрьской съемок существенно не различалась и составляла десятки и сотни тысяч клеток в I мл воды. В период сентябрьской съемки на метровом горизонте обнаружена корреляция между общей численностью бактерий и содержанием углеводородов в воде ($\tau = 0,74$, $\alpha = 0,05$).

В июле 1983 г. микробиологические исследования были выполнены в Куршском заливе на 10 станциях (рис. 4.16).

Общая численность микроорганизмов на всех станциях в горизонтах составляла сотни тысяч клеток в I мл (табл. 4.16). На большинстве станций в водной толще доминировали сапрофитные бактерии, их численность колебалась от единиц тысяч до сотен тысяч клеток в I мл, в ПМС - от десятков до сотен тысяч. В придонном слое ст. 2 количество бактерий составило 4,5 млн. клеток в I мл. Наибольшая численность сапрофитов отмечена на станциях I и 2 (акватория порта Клайпеда) и ст. I2 (устье реки Неман), а наименьшее - на ст. 5 (северо-западная часть залива).

Второй по численности группой явились олиготрофные бактерии. Их численность в толще воды колебалась от единиц тысяч до сотен тысяч клеток в I мл. Меньшее их количество было в ПМС, оно изменялось от сотен до тысяч клеток. Наибольшая плотность клеток приходится на придонный горизонт станций I и 2 в толщу воды ст. I2.

Микроорганизмы, окисляющие ДТ, обнаружены на всех станциях залива. Они занимали третье место по численности. В ПМС их плотность была наименьшей и колебалась от десятков до сотен клеток в I мл. В толще воды их концентрация была значительно больше: от сотен до десятков тысяч клеток. Самая высокая плотность нефтеокисляющих бактерий отмечена на I, 2 и 3 станциях (акватория порта Клайпеда). Наименьшая численность приходится на станцию 5а в северо-

№ станции	Горизонт	Общая численность микроорганизмов, кл/мл	Сапрофитные бактерии (А), кл/мл	Олиготрофные бактерии, кл/мл	Бактерии, окисляющие дизельное топливо (Б), кл/мл	Б А 100%
1	ПМС	$6,29 \times 10^5$	$4,5 \times 10^5$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^2$	0,1
	I м	$8,39 \times 10^5$	$4,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	5,5
	Дно	$6,92 \times 10^5$	$9,5 \times 10^5$	$4,5 \times 10^5$	$4,5 \times 10^4$	4,7
2	ПМС	$5,57 \times 10^5$	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	2,1
	I м	$7,40 \times 10^5$	$1,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	16,7
	Дно	$7,10 \times 10^5$	$4,5 \times 10^6$	$9,5 \times 10^5$	$9,5 \times 10^4$	2,1
3	ПМС	$4,56 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	3,8
	I м	$7,92 \times 10^5$	$9,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	263,0
	Дно	$6,46 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	18,0
5	ПМС	$3,44 \times 10^5$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$	18,0
	I м	$5,69 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	3,8
5а	ПМС	$2,76 \times 10^5$	$4,5 \times 10^2$	$9,5 \times 10^2$	$4,5 \times 10^1$	10,0
	I м	$5,95 \times 10^5$	$4,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	21,0
8	ПМС	$4,81 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^2$	1,0
	I м	$5,15 \times 10^5$	$4,5 \times 10^4$	$9,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	55,0
II	ПМС	$7,64 \times 10^5$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	0,5
	I м	$7,48 \times 10^5$	Нет данных	Нет данных	Нет данных	
I2	ПМС	$4,75 \times 10^5$	$9,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^1$	0,03
	I м	$4,05 \times 10^5$	$2,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^3$	1,0
I2а	ПМС	$3,76 \times 10^5$	$2,5 \times 10^3$	$2,5 \times 10^3$	$9,5 \times 10^2$	38,0
	I м	$4,85 \times 10^5$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^4$	$2,5 \times 10^3$	65,0
I4	ПМС	$4,50 \times 10^5$	$4,5 \times 10^1$	$2,5 \times 10^2$	$2,5 \times 10^1$	55,0
	I м	$4,80 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$4,5 \times 10^3$	$4,5 \times 10^3$	18,0

западной части залива. Доля бактерий этой группы от суммарного количества сапрофитов и олиготрофов была наибольшей в метровом горизонте ст. 3, а наименьшей - в ПМС ст. 12. Арилоксиляющие микроорганизмы были выделены только на ст. 12а. Их численность в толще воды составляла 25 клеток в 1 мл.

Курский залив является как бы промежуточным звеном между рекой Неман, впадающей в него, и Балтийским морем. Поступления морской воды в залив кратковременны и незначительны. В силу небольшой глубины (3...3,5 м) вся водная толща залива равномерно прогревается летом и хорошо перемешивается частыми волнениями. Источниками пополнения органики являются притоки и поступления из донных отложений при волнении /13/. Перечисленные факторы создают благоприятные условия для широкого распространения сапрофитных микроорганизмов. Нкфтеооксиляющая микрофлора является элементом бактериопланктона по всей акватории залива независимо от загрязнения мазутом. В северной части залива постоянным источником углеводородов служат порт и ЦБК, что сказывается на численности сапрофитной и нефтеооксиляющей микрофлоры. На трех станциях этой акватории она самая высокая.

Сопоставление данных по численности и распространению сапрофитных, олиготрофных и нефтеооксиляющих бактерий в июне и сентябре 1982 г. и в июле 1983 г. позволяет сделать вывод об отсутствии заметного влияния разлива мазута на состав и структуру микробного ценоза залива.

4.3.1.4. Таксономический состав углеводородооксиляющей микрофлоры Балтийского моря и Курского залива

Выделение углеводородооксиляющих бактерий осуществляли методом накопительной культуры на среде с искусственной морской водой /13/ с добавлением 1% дизельного топлива в качестве единственного источника углерода и энергии. Высев на плотную среду производили как из последних, так и из первых разведений. При посеве из последних разведений выделяла доминирующие формы. Посев из I или II разведения позволял увидеть все многообразие колоний нефтеооксиляющих микроорганизмов и по культуральным признакам сделать вывод о преобладании тех или иных микроорганизмов. Как правило, доминирующие формы из последнего разведения преобладали также и в первом.

Все выделенные штаммы неоднократно микроскопировали по мере роста и развития клеток. Таким путем были выявлены сапрофитные микобактерии и артробактерия, проходящие в процессе роста морфологи-

ческий цикл кокк → палочка → кокк. Однократное микроскопирование таких микроорганизмов может привести к ошибочным выводам, так как в зависимости от возраста и стадии развития их можно принять за *Bacterium*, *Bacillus* или *Micrococcus*.

Из проб воды, отобранных в прибрежной части Балтики, были выделены 192 бактериальные культуры. Из них 62,4 % составляли сапрофитные микобактерии (родококки), 22,9% - бактерии рода *Pseudomonas*, 14,7% - бактерии рода *Arthrobacter*. Родококки большей частью преобладают в местах с постоянным поступлением нефтяных углеводородов. Это относится к разрезам Лиелая, Папесциемс и Клайпеда. Наибольшее видовое разнообразие свойственно метровому горизонту.

Из проб воды, взятых в Курском заливе, была выделена 131 культура бактерий. Здесь, как и на Балтике, преобладали роды *Arthrobacter*, *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, составляющие соответственно 41,4; 35,8; 22,8%. На всех горизонтах преобладали сапрофитные микобактерии и артробактерии. Особенно много их выделялось на станциях I и 3, находящихся в акватории порта. Как и на Балтике, наибольшим видовым разнообразием отличается метровый горизонт.

Нефтеооксиляющие бактерии указанных родов широко распространены и встречаются в акваториях с различными климатическими, гидрохимическими и прочими условиями /18, 29/.

Заключение

Нефтеооксиляющая микрофлора, как олиготрофная и сапрофитная, постоянно присутствует в прибрежных и открытых водах Балтики и в Курском заливе. Микрофлора акваторий портов в высокой степени адаптирована к окислению углеводородов, что является следствием постоянного поступления этих соединений в результате судоходства и другой хозяйственной деятельности и не связано с аварийным разливом мазута. Не обнаружено устойчивой корреляции, которая сохранялась бы на протяжении всех периодов наблюдений, между содержанием в воде углеводородов и численностью углеводородооксиляющих бактерий или их долей от численности бактерий других групп ни на одном из исследованных горизонтов в прибрежной и центральной части Балтийского моря и Курском заливе. Не выявлено также устойчивых корреляций между концентрацией в воде углеводородов и общей численностью бактерий, численностью сапрофитных и олиготрофных бактерий, а также соотношением между ними. Эти данные говорят о невозможности использовать микробиологические показатели для оценки степени загрязнения акватории нефтепродуктами. Значительно более надежными для этой цели являются инструментальные методы.

Не отмечено изменений соотношений численности исследованных групп микрофлоры в придонном горизонте (за исключением станций 42 и 43 в районе Папесциемса), где следовало ожидать наиболее существенного влияния мазута, часть которого затонула, по сравнению с водной толщей и поверхностным микрослоем.

Углекислородофиксирующая микрофлора представлена родококками, архобактериями и псевдомонадами. Наибольшим видовым разнообразием отличается метровый горизонт.

На основании полученных данных можно с достаточной уверенностью сделать вывод об отсутствии заметного влияния мазута на состав и структуру микробных ценозов в прибрежной части Балтийского моря и Куршском заливе.

4.3.2. Фитопланктон

4.3.2.1. Открытый шельф

4.3.2.1.1. Фитопланктон в течение первого года после разлива мазута

Для выявления последствий загрязнения воды в районе Клайпеды в результате аварийного разлива мазута с танкера "Глобе Асиями" был проведен анализ данных по фитопланктону, собранному на полигоне от Лиепая до Няды в апреле и в июле 1982 г.

Пробы на фитопланктон обрабатывались осадочным методом. Клетки водорослей определялись и подсчитывались в Аналитической лаборатории ИО АН СССР Г.С. Голиковой.

При визуальном анализе проб под микроскопом прежде всего выявилось, что в некоторых пробах, взятых в апреле у Клайпеды и северо-западнее от нее, клетки фитопланктона обволакивались комочками мазута. В июле такого видимого загрязнения проб мазутом не наблюдалось, за исключением единичных придонных проб, взятых в порту Клайпеды.

Количественный и качественный состав фитопланктона во время обеих съемок (см. раздел 2.3) показывает, что на общую схему распределения фитопланктона по зонам эвтрофности (большая численность клеток у берега и резкое ее снижение в открытом море) наложилось влияние загрязнения мазутом. Так, на придонных горизонтах на станциях клайпедского разреза в апреле наблюдался минимум численности фитопланктона даже на прибрежных станциях. Это, очевидно, было связано с тем, что часть мазута, которая после таяния льдов не была выброшена волнением на берег, попала в грунт. Этот мазут, как вы-

текает из результатов анализа данных по фитопланктону, спустя много месяцев после аварии оказывал угнетающее влияние на развитие фитопланктона в районе Клайпеды. Севернее и южнее Клайпеды на прибрежных станциях не наблюдалось снижения численности фитопланктона. Из этого следует, что недостаток света (природный фактор), снижающий развитие фитопланктона на глубине, не являлся основной причиной уменьшения численности клеток у Клайпеды на придонных горизонтах, потому что дефицит света был примерно одинаковым для придонных горизонтов на всех прибрежных станциях изученного района.

Влияние мазута на фитопланктон в районе Клайпеды сказалось также в том, что в пробах, загрязненных мазутом (визуальный контроль под микроскопом), встречавшихся в апреле, главным образом, у Клайпеды и Паланги, доминировали устойчивые к загрязнению пресноводные диатомовые *Melosira granulata* и близкая к ней морфологически и по месту обитания *Melosira islandica*. В незагрязненных мазутом пробах доминировал в большинстве случаев солоноватоводный вид *Chaetoceros affinis*. В критической зоне загрязнений (Клайпеда-Паланга) не только на прибрежных станциях, но и в открытой части моря доминировали исключительно *Melosira granulata* и *Melosira islandica*, а на более северных и более южных разрезах - почти исключительно *Chaetoceros affinis*.

Во время июльской съемки, как видно из табл. 4.17, доминирующими видами на большей части разрезов стали зеленые водоросли, а именно сборные группы жгутиковых *Pyramimonas* spp. и *Cryptophyceae* spp. На разрезе Лиепая-море, на прибрежной станции доминировала перидиния *Glebotidium* sp., а в открытом море - синезеленая *Microcystis* sp. Синезеленая *Microcystis* sp. доминировала также на прибрежной станции у Паланги. Однако интересно отметить, что в июле в единичных пробах, в которых визуально обнаруживались мазутные загрязнения (придонные пробы в порту Клайпеда при входе в Куршский залив), доминирующими организмами были все-таки *Melosira granulata* и *Melosira islandica*. Сезонное повышение температуры, обусловившее преимущественное развитие зеленых (особенно жгутиковых) водорослей, здесь было перекрыто влиянием мазута, и доминировавшие на всех остальных станциях в это время жгутиковые были оттеснены на второй план более устойчивыми к загрязнениям пресноводными диатомовыми водорослями.

Всего в апреле было найдено 38 видов, из них диатомовых - 22, перидиниевых - 6, зеленых - 7, синезеленых и золотистых водорослей - по одному виду. В июле общее количество видов равнялось 62, в том числе диатомовых - 32, перидиниевых - 9, зеленых - 12, синезеленых - 8 и золотистых - 1. В апреле встречались некоторые виды, которых

Таблица 4.17
 Доминирование видов фитопланктона на разных разрезах
 (поверхностный горизонт)

Разрезы	Тип вод	Доминирующий вид фитопланктона
Апрель		
Днепая	Прибрежные	<i>Chaetoceros affinis</i>
	Открытое море	<i>Ch. affinis</i>
Папесцеямс	Прибрежные	<i>Ch. radians</i>
	Открытое море	<i>Ch. affinis</i>
Паланга	Прибрежные	<i>Melosira granulata</i> , <i>M. islandica</i>
	Открытое море	<i>Melosira granulata</i> , <i>M. islandica</i>
Клайпеда	Прибрежные	<i>Melosira granulata</i> , <i>M. islandica</i>
	Открытое море	<i>Melosira granulata</i> , <i>M. islandica</i>
Няда	Прибрежные	<i>Chaetoceros affinis</i>
	Открытое море	<i>Ch. affinis</i>
Июль		
Днепая	Прибрежные	<i>Glenodinium</i> sp.
	Открытое море	<i>Microcystis</i> sp.
Папесцеямс	Прибрежные	<i>Pyramimonas</i> spp.
	Открытое море	<i>Pyramimonas</i> spp.
Паланга	Прибрежные	<i>Microcystis</i> sp., <i>Pyramimonas</i> spp.
	Открытое море	<i>Pyramimonas</i> spp., <i>Cryptophyceae</i> spp.
Клайпеда	Прибрежные	<i>Pyramimonas</i> spp., <i>Cryptophyceae</i> spp.
	Открытое море	<i>Pyramimonas</i> spp.
Няда	Прибрежные	<i>Pyramimonas</i> spp.
	Открытое море	<i>Cryptophyceae</i> spp.

не было в июле, а наоборот, Жгутиковые состояли фактически из нескольких видов, поэтому за весь период исследования было найдено примерно 70 видов фитопланктона.

И. Эдлером /ГОЗ/ в результате ежемесячных съемок в течение 3 лет в других районах Балтики было обнаружено лишь немногим больше (75) видов фитопланктона. Приведенные результаты по видовому составу показывают, что в исследованном районе имелись сезонные

различия видового состава фитопланктона. Летом количество видов фитопланктона увеличилось почти в два раза.

Распределение индекса разнообразия фитопланктона в изученном районе весной и летом показано на рис. 4.17 и 4.18. Индекс видового разнообразия рассчитывался по формуле

$$H = - \sum_{i=1}^M \left(\frac{n_i}{N} \right) \frac{\log \left(\frac{n_i}{N} \right)}{\log 2}$$

где \bar{H} - шенноновский показатель общего разнообразия; M - количество видов, n - численность видов, N - общая численность фитопланктона в пробе.

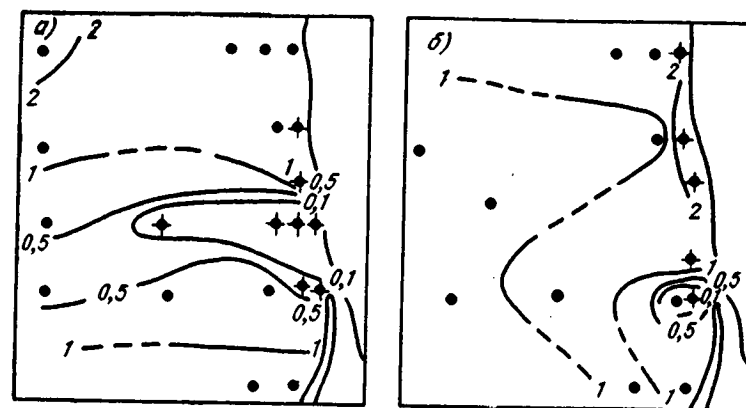


Рис. 4.17. Распределение индекса видового разнообразия весной:

а - на поверхности; б - на придонных горизонтах; кружок - станция, на которых было обнаружено загрязнение мазутом фитопланктонных проб (визуальные наблюдения под микроскопом)

Из рис. 4.17 видно, что в апреле на поверхности (а) на акватории, прилегающей к Клайпеде и Паланге, имелся минимум величин индекса разнообразия, особенно сильно выраженный на северо-запад от Клайпеды. В этом направлении весной распространялся язык воды, который образовался в соответствии с гидролого-метеорологическими условиями, вызывавшими нагон воды из Куршского залива в море. В этом языке воды сказывалось влияние пресных вод Куршского залива, выразившееся, по нашим данным, в значительной примеси пресноводных водорослей, среди которых по численности в большой степени преобладали диатомовые *Melosira granulata* и *Melosira islandica*.

В этом же направлении весной, как видно из рис. 4.17, происходило также распространение вод, загрязненных мазутом (станции, обозначенные на рисунке крестом). На этих станциях клетки фитопланктона были загрязнены комочками мазута.

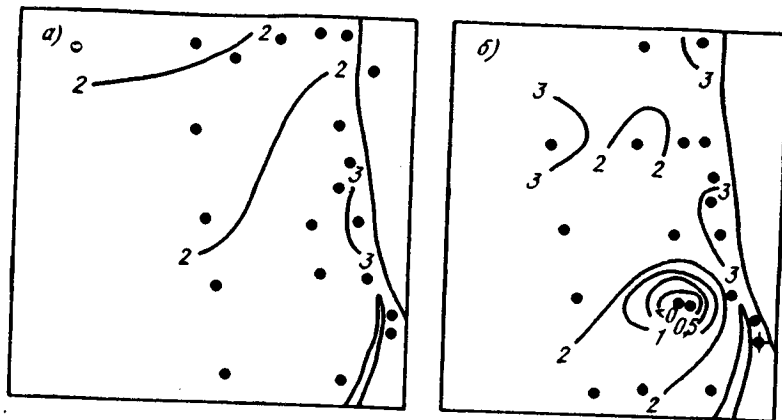


Рис. 4.18. Распределение индекса видового разнообразия летом: Усл. обозначения см. рис. 4.17

Поверхностные пробы (рис. 4.17а) воды в апреле были загрязнены у берега вплоть до Швянтойи и Папесциемса, а придонные (рис. 4.17б) — вплоть до Лиепая. При этом чрезвычайно низкий индекс разнообразия ($< 0,1$ и до 0 при наличии в пробе одного вида фитопланктона, которым являлась *Melosira granulata*) наблюдался именно в районе критического загрязнения и северо-западнее на разрезе Паланга — море. Это согласуется с данными, свидетельствующими о том, что при токсическом влиянии антропогенных загрязнений в сообществах снижается разнообразие /115, 140/. Севернее Паланги, в прибрежной зоне у Швянтойи, Папесциемса и особенно у Лиепая, где загрязнение было слабым (в пробах встречались единичные комочки мазута), индекс видового разнообразия существенно повышался (до 1...2) и возрастала роль солоноватоводных диатомовых, особенно *Chaetoceros affinis*, который доминировал у Швянтойи и Лиепая. У Папесциема возросла роль *Chaetoceros radicans*, почти сравнявшегося по численности с *Melosira granulata*.

Следует отметить, что в районе Клайпеды, если бы не было разлива мазута, можно было ожидать более высокого индекса разнообразия фитопланктона, чем севернее и южнее, благодаря благоприятному влиянию вод Куршского залива, поскольку максимальное развитие

фитопланктона и наибольшее его разнообразие отмечается именно в зоне контакта и активного перемешивания морских и пресных вод /25/. Мазутные загрязнения вызвали у Клайпеды в апреле резкое снижение количества фитопланктона, особенно на придонных горизонтах ($< 0,1$ млрд. клеток в m^3), в то время как у Ниды, где мазутных загрязнений зафиксировано не было, на аналогичных горизонтах найдено $> 2,5$ млрд. клеток фитопланктона в кубометре. На поверхности в прибрежных районах в незагрязненной мазутом воде продуктивность фитопланктона была высокой. Так, в апреле у Лиепая было > 3 млрд. клеток в m^3 . В Рижском заливе во время весеннего максимума было обнаружено всего 1,2 млрд. клеток в m^3 /25/.

Таким образом, благоприятное для развития фитопланктона смешение морских и пресных вод в районе критического загрязнения (Клайпеда-Паланга) в апреле перекрывалось токсическим действием мазута на фитопланктон, которое выразилось в снижении численности клеток в чрезвычайно низком видовом разнообразии.

В июле индекс видового разнообразия фитопланктона существенно повысился на всем исследованном полигоне. Только на придонном горизонте (рис. 4.18) на некотором расстоянии от Клайпеды в море имелся локально ограниченный минимум с индексом разнообразия $< 0,1$. Высокий уровень видового разнообразия в июле соответствовал обратному течению вод в районе исследования: с северо-запада в Куршский залив. В фитопланктоне доминирующими стали зеленые водоросли, среди которых в значительной степени преобладали смешанные группы жгутиковых *Puccinelliales* spp. и *Cryptophyceae* spp. Увеличилось количество перидиней и синезеленых водорослей, а количество диатомовых сильно снизилось. Среди диатомовых в свою очередь произошло изменение соотношения разных видов. На большей части станций преобладание получили солоновато водные диатомовые *Skeletonema costatum* и *Thalassionira baltica*.

Комочки мазута в июле в пробах почти отсутствовали (за исключением отмечавшихся единичных придонных проб в порту Клайпеда при входе в Куршский залив). Сильное повышение индекса разнообразия и доминирование зеленых (жгутиковых) водорослей в фитопланктоне летом соответствовало, таким образом, уменьшению загрязнения воды мазутом. Не исключено, что мазут, оставшийся в грунте, к этому времени в какой-то степени трансформировался микроорганизмами до менее токсичных веществ. Во всяком случае видовое разнообразие загрязненных придонных проб в порту Клайпеды повысилось до 3, численность клеток была $> 2,3$ млрд. в m^3 и продуктивность фитопланктона здесь была не ниже, чем в более северных и более южных прибрежных районах исследованного полигона. Максимум численности жгутиковых, най-

денных в порту Клайпеды ($> 1,6$ млрд клеток m^3) больше чем на порядок превосходит количество жгутиковых (125 млн. клеток в m^3), найденных у Клайпеды в июне-июле 1978 г. Сеничкиной /74/.

Из разобранного материала можно сделать заключение, что в июле неблагоприятное воздействие на фитопланктон оставшегося в грунте мазута в порту Клайпеды, с одной стороны, могло уменьшиться в результате трансформации его микроорганизмами до менее токсичных веществ, с другой - перекрывалось стимулирующим влиянием контакта с пресными водами Куршского залива.

Для общей характеристики количественных и таксономических показателей развития фитопланктона на изученной акватории для разных сезонов (весна и лето) была проведена статистическая обработка данных. В табл. 4.18 представлены результаты обработки данных по фитопланктону на поверхности. Из таблицы видно, что на поверхности весной были значимы при высоком уровне вероятности средние значения общей численности клеток фитопланктона, количества диатомовых (выраженных в процентах), количества видов водорослей и индекса разнообразия. Доля перидиней, зеленых, синезеленых и золотистых водорослей в апреле составляла не более 1% общей численности клеток, и средние величины показателей, характеризующих эти таксономические группировки, были незначимы.

Судя по средним значениям коэффициентов вариации, приведенным в табл. 4.18, весной на всей изученной акватории в сильной степени преобладали диатомовые ($C = 2\%$). Гораздо больше варьировало количество видов фитопланктона ($C = 44\%$) и еще больше - индекс видового разнообразия ($C = 76\%$) и общая численность клеток ($C = 96$).

Летом, в июле, средние значения всех показателей, в том числе и таксономических группировок, кроме процента золотистых водорослей, достигли значимости. До 66% увеличился средний процент зеленых водорослей, до 19% - синезеленых, до 15% - перидиниевых, а количество диатомовых уменьшилось до 11%.

Разница средних значений общей численности клеток фитопланктона между съемками не была значимой. Об этом свидетельствует совпадение доверительных интервалов общей численности весной и летом /70/. В то же время биомасса водорослей в исследованном районе в июле в связи с преобладающим развитием мелкоклеточных жгутиковых существенно снизилась по сравнению с апрелем.

Патва /65/ показал обратную зависимость токсического эффекта загрязнений от средних размеров морских организмов. В то же время благодаря имеющейся тенденции усиления развития жгутиковых с повышением температуры воды в загрязненных водах не исключено, что сезонная изменчивость фитопланктонных сообществ от весны к лету в ис-

следованном районе, приведшая к преобладанию мелких жгутиковых (зеленых), усиливалась влиянием предшествующего загрязнения воды мазутом.

Возвращаясь к статистической оценке показателей развития фитопланктона на исследованной акватории (табл. 4.18), можно видеть, что полное несовпадение доверительных интервалов для среднего количества диатомовых, количества видов и индекса видового разнообразия между съемками указывает на заведомо значимую разницу средних величин этих показателей весной и летом. В июле по сравнению с апрелем средний процент диатомовых от общей численности фитопланктона уменьшился на поверхности в 5 раз, среднее количество водорослей увеличилось почти в 3 раза, а видовое разнообразие - более чем в 2 раза. При этом очень резко (в 4 раза) снизился коэффициент вариации индекса разнообразия, что свидетельствует об увеличении этого показателя летом на всей изученной акватории.

Статистическая обработка данных по фитопланктону на придонных горизонтах (табл. 4.18) выявила те же закономерности, что и на поверхности, лишь возрастание роли перидиниевых и синезеленых водорослей у дна было меньше, и в меньшей степени, чем на поверхности, снизилась в июле доля диатомовых.

Значимой при 5%-ном уровне вероятности оказалась разница между средней численностью на поверхности и на придонных горизонтах во время апрельской съемки и незначимой - в июле. Средняя численность фитопланктона на поверхности в апреле была более чем в два раза выше, чем на придонных горизонтах, а в июле - выше лишь в 1,7 раза. Это согласуется с тем, что весной в районе критического загрязнения численность фитопланктона сильнее снижалась на придонных горизонтах в результате токсического влияния на фитопланктон загрязнения мазутом, чем в июле.

Таким образом, влияние мазута на фитопланктон проявилось не только в районе критического загрязнения, но и сказалось на средних показателях, характеризующих изменчивость сообществ планктонных водорослей в разные сезоны во всем исследованном районе.

Суммируя результаты по распределению фитопланктона на открытом шельфе в районе Клайпеды в течение первого года после разлива мазута, следует сделать следующее заключение:

I. Последствия аварийного разлива мазута с танкера "Глобе Асиами" осенью 1981 г. четко проявились на количественном и таксономическом составе фитопланктона весной (в апреле) после растаяния льда в районе критического загрязнения (Клайпеды и на северо-запад от нее на разрезе Паланга-море) и сказались на средних вели-

Результаты статистической обработки данных по фитопланктону (для поверхности
и для придонных горизонтов)

Сезон	Показатель	Количество дат <i>n</i>	Среднее значение <i>x</i>	Среднее квадратичное отклонение <i>σ</i>	Абсолютная ошибка <i>x, t</i>	Критерий достоверности	Доверительный интервал	Коэффициент вариации <i>C %</i>
Поверхность								
Весна (апрель)	Общая численность клеток (млн.м ³), в том числе:	18	1081,9	1033,4	246,0	4,4	565,4-1598,4	96
	диатомовых, %	19	99	2	0,5	220,0	98-100	2
	перидиней, зеленых, синезеленых, золотистых, в сумме		I					
	Количество видов	21	6	2,7	0,6	10,3	5-7	44
	Индекс видового разнообразия	21	1,07	0,81	0,18	5,9	0,69-1,45	76
Лето (июль)	Общая численность клеток (млн.м ³), в том числе:	20	907,9	1066,1	238,5	3,8	407,0-1408,9	117
	диатомовых, %	22	11	25	5,3	2,1	0-22	227
	перидиней, %	20	15	12	2,7	5,6	9-18	80
	зеленых, %	20	66	20	4,5	15,0	57-75	30
	синезеленых, %	19	19	37	8,4	2,3	1-37	195
	Количество видов	21	16	5	1	14,7	14-18	31
	Индекс видового разнообразия	20	2,47	0,45	0,1	24,7	2,26-2,68	18
Придонный горизонт								
Весна (апрель)	Общая численность клеток (млн.м ³) в том числе:	12	458,8	553,7	160	2,87	105,2-810,8	120
	диатомовых, %	12	99	3	2,6	38,0	93-106	3
	перидиней, зеленых, синезеленых, золотистых, в сумме		I					
	Количество видов	13	5	3	0,8	6,3	1-5	60
	Индекс видового разнообразия	13	0,98	0,77	0,21	4,67	0,52-1,34	79
Лето (июль)	Общая численность клеток (млн.м ³) в том числе:	19	532,7	723,5	165,9	3,2	167,7-897,7	136
	диатомовых, %	17	21	52	0,2	105,0	20-22	248
	перидиней, %	18	8	12	3	2,67	1-15	38
	зеленых, %	18	64	94	22	2,91	25-113	34
	синезеленых, %	18	6	7	2	3,0	3-9	116
	золотистых, %		I					
	Количество видов	19	17	6	2	8,5	13-21	35
	Индекс видового разнообразия	19	2,52	0,84	0,2	12,6	2,08-2,96	33

чинах, характеризующих развитие планктонных водорослей во всем исследованном районе.

П. Весной загрязнение мазутом воды и грунта в районе критического загрязнения вызвали:

1) уменьшение численности фитопланктона, особенно на придонных горизонтах, по сравнению с более северными и более южными акваториями исследованного района;

2) сильное доминирование устойчивых к загрязнению пресноводных диатомовых водорослей *Melosira granulata* и *Melosira islandica*;

3) резкое снижение индекса разнообразия фитопланктона до чрезвычайно низких величин, вплоть до 0, когда в воде развивалась только *Melosira granulata*.

Ш. Летом (июль 1982 г.) в изученном районе сильно преобладали мелкоклеточные виды: зеленые (жгутиковые) водоросли, увеличилась доля синезеленых и перидиней, что сильно снизило биомассу фитопланктона по сравнению с весной, хотя значимого уменьшения численности водорослей не наблюдалось. Летом на изученной акватории существенно повысилось видовое разнообразие фитопланктона. Такая изменчивость фитопланктона от весны к лету закономерна и обусловлена сезонной динамикой физико-химических факторов в районе. Можно предположить, однако, что изменчивость фитопланктона усиливалась увеличением загрязненности в порту Клайпеда за счет осевшего в грунт мазута. Об этом свидетельствует тот факт, что у Клайпеды количество жгутиковых водорослей в июле 1982 г. было на порядок выше, чем в июне-июле 1978 г.

4.3.2.1.2. Фитопланктон в последующие (1983-1984) годы

Июнь 1983 г.

Пробы фитопланктона поверхностного слоя были собраны 5-7 июня 1983 г. в рейсе НИС "Океанограф" по разрезам Клайпеда - море и Нада - море (всего 8 станций) при температуре воды 8,5...13,5°C, солености 7,0...7,3‰, концентрации $NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+$, $P_{общ}$ и SiO_2 для разреза Клайпеда - море соответственно 100...150, 110...160 и 140...300 мкг/л. Концентрация углеводородов нефти в воде не превышала 0,07 мг/л. Пробы фиксировали раствором Люголя с уксусной кислотой.

Общая численность фитопланктона была около 10^7 экз./л (учитывалось число колоний для синезеленых и зеленых водорослей и число клеток для остальных групп), биомасса - до 10 мг/л. Мелкие жгутиковые водоросли и "неподвижный" нанопланктон давали более 80% численности и более 50% биомассы фитопланктона. С удалением от берега численность крупного фитопланктона уменьшалась, неподвижного

нанопланктона - несколько возрастала, закономерные изменения численности и биомассы для всех групп жгутиковых отсутствовали.

Среди мелких жгутиковых водорослей по численности и биомассе преобладали криптонады, представленные значительным числом видов, относящихся к родам *Cryptomonas* (не менее 5 видов), *Chlomonas* (не менее 2 видов) и *Hemiselmis* и мелкими неидентифицированными формами (объем менее 100 мкм³). Численность этой группы составляла порядка 50% общей численности фитопланктона.

Prasinophyceae были относительно немногочисленны (порядка 10^6 клеток/л) и представлены несколькими неидентифицированными видами *Pyratimonas*. Из вольвоксовых наиболее многочисленны были виды *Dunaliella* (не менее 3 видов). В отдельных пробах встречены *Carteria* sp. и крупный *Chlamydomonas* f. *reinehardtii*.

Мелкие (объем менее 500 мкм³) неидентифицированные беспанцирные динофлагеллаты были, как правило, второй-третьей по численности и биомассе группой жгутиковых. В составе этой группы не менее 3 видов.

Золотистые водоросли (2 вида *Chyrococcus*, *Ochromonas* sp., *Nerhyzon* sp., *Mallomonas* sp.) были более многочисленны на разрезе Нада - море. Общая численность их видов не превышала 10^6 кл./л. Относительно малочисленные (не более 10^5 кл./л) эвгленовые водоросли были представлены несколькими мелкими видами *Eutreptia* и/или *Eutreptiella*.

"Неподвижный" нанопланктон (округлые клетки без жгутов диаметром 2...3 мкм) давал до 40% общей численности фитопланктона. В эту группу, вероятно, входят мелкие зеленые водоросли типа *Nanochloris*, синезеленые типа *Synechococcus*, а также жгутиковые, находящиеся в неподвижном состоянии или принявшие соответствующую форму при фиксации.

Первой по численности и первой или второй по биомассе группой крупного фитопланктона были диатомовые водоросли, представленные в основном весенними видами (*Skeletonema costatum*, *Diatoma elongatum*, *Chaetoceros wighamii*, *Melosira* spp.). Первой по численности в этой группе была *S. costatum*. Общая численность диатомей (кроме весенних колониальных видов отмечены только немногочисленные мелкие *Pennatae* spp.) была около 10^6 кл./л. Численность синезеленых водорослей (*Arhanizomenon floreadae*, *Oscillatoria limnetica*, *Microcystis* sp.) не превышала 10^5 колоний/л.

Зеленые водоросли порядка *Chlorococcales* (*Monoraphidium contortum*, *Hirechniella* sp., *Microactinium pusillum*, *Coelastrum microsporum*) встречались на всех станциях. Крупные колониальные формы (*Scenedesmus quadricauda*, *Pedastrium* sp.)

были отмечены только на ближайшей к берегу станции разреза Клайпеда-море. На этой станции зеленые протоккокковые водоросли были первой по биомассе группой крупного фитопланктона.

Крупные виды перидиней (*Gonyaulax catenata*, *Peridinium* sp., *Dinopsis* sp.), а также вид *Gonyaulax* sp., вызвавший "красный прилив" у побережья Литвы в июле 1982 г., встречались не более чем в 1-2 пробах каждый при численности не более 10^3 кл./л.

Для наиболее близкой к берегу станции разреза Клайпеда-море биомасса фитопланктона была максимальной по району за счет наиболее интенсивного развития диатомовых и крупных зеленых водорослей. Концентрация биогенных элементов (*N*, *P*, *Si*) для этой станции были максимальны по разрезу.

Май 1984 г.

В 39-м рейсе НИС "Академик Курчатов", проходившем в Балтийском море в мае-июне 1984 г., было сделано несколько станций в районе Клайпеды, из них три - достаточно близко к берегу. Жгутиковых учитывали в неконцентрированных пробах, зафиксированных раствором Льюголя, крупный фитопланктон - в пробах, сконцентрированных по методу обратной фильтрации и зафиксированных нейтральным формалином. (Фильтрованные пробы обрабатывала С.В.Томпсоне, Ин-т биологии Латвийской ССР).

Состав и соотношение групп фитопланктона в мае 1984 г. близки к данным для июня 1983 г. Преобладали мелкие жгутиковые водоросли и "неподвижный" нанофитопланктон, однако доля этих групп в общей биомассе фитопланктона была несколько ниже в связи с развитием крупных форм перидиниевых и диатомовых водорослей. Наиболее многочисленной группой жгутиковых были криптозоаны, видовой состав которых был несколько иным, чем в июне 1983 г. Состав и порядок численности *Prasinophyceae* и вильвоксовых был таким же, как в июне 1983 г., из *Chryzophyceae* встречались только *Chryzococcus* sp. и *Ochromonas* sp. (не более 10^5 кл./л.). В небольших количествах встречались отсутствовавшие в июне 1983 г. *Haptophyceae* (*Chrysochotulina* sp.) - до 10^3 кл./л. Доля эвгленовых водорослей в общей численности фитопланктона по сравнению с июнем 1983 г. уменьшалась, а доля в биомассе возросла за счет присутствия крупных (объем более 50 тыс. мкм) *Eutreptia* sp. и отсутствия мелких видов, встречаемых в 1983 г.

Наиболее многочисленной и первой по биомассе группой крупного фитопланктона были колониальные диатомовые водоросли (до 10^7 кл./л.). Первой по численности была *Diatoma elongatum*, в больших количествах присутствовали также *Scletonema costatum*, *Chaetoceros* spp., *Thalassiosira* sp., *Achananthes taenata*,

Metschia arctica. По сравнению с июнем 1983 г. возросло также число видов перидиниевых водорослей (появились *Gonyaulax triacantha*, *Peridinium* spp., *Gymnodinium* spp.).

Численность *Gonyaulax catenata* превышала 10^4 кл./л.

Зеленые водоросли давали несколько меньшую численность и биомассу, чем перидиниевые, в отличие от 1983 г. отсутствовали *Nitzschia* и *Micractinium*, встречались *Dyctiosphaerium pulchellum* и *Oocystis* spp. Состав и порядок численности незеленых водорослей практически были такими же, как в 1983 г.

Перечисленные различия для июня 1983 г. и мая 1984 г., очевидно, не являются существенными, т.е. как в 1983 г., так и в 1984 г. исследование было проведено для одной и той же стадии сезонной сукцессии фитопланктона.

Численность и биомасса фитопланктона и численность и биомасса крупного фитопланктона в 1984 г. для станции, расположенной наиболее близко к выходу из Куршского залива, была максимальной по сравнению с другими станциями 39-го рейса НИС "Академик Курчатов" (более 3 мг/л), численность и биомасса жгутиковых была того же порядка. На двух более удаленных от Клайпеды станциях численность и биомасса крупного фитопланктона была близка к средней для всей исследуемой акватории.

Состав и соотношение групп фитопланктона в июне 1983 г. и мае 1984 г. можно считать типичным для прибрежных районов Балтийского моря в период конца весеннего "цветения" - летнего минимума /108/. Полученные результаты близки к данным по прибрежной зоне финского залива /106, 136/. Качественный состав фитопланктона соответствует списку видов для северной части Балтийского моря и Ботнического залива /107/. Встреченные виды крупного фитопланктона отмечались в различных районах Балтийского моря /71, 89, 103, 146/. Общая численность и биомасса фитопланктона была выше, чем отмеченная в районе Клайпеды в конце июня 1978 г., т.е. угнетение развития фитопланктона и заметное изменение характерного для сезона исследования состава и соотношения групп в мае 1984 и июне 1983 гг. не наблюдалось.

Выводы

1. Состав фитопланктона в районе Клайпеды в июне 1983 г. и мае 1984 г. и соотношение его основных групп типичны для прибрежных районов Балтийского моря в период конца весеннего "цветения" - летнего минимума.

2. Заметные изменения фитопланктона, которые могли бы рассматриваться как последствия аварии танкера "Глобе Асимия", отсутствовали.

4.3.2.2. Фитопланктон приурезовой зоны

Исследование фитопланктона в приурезовой зоне, включающее учет мелких жгутиковых водорослей по таксономическим группам, было проведено по результатам обработки неконцентрированных проб, зафиксированных в 1982 г. раствором Люголя с уксусной кислотой /148/.

В середине июля в составе фитопланктона у побережья Литвы в районе аварии танкера "Глобе Асами" преобладали синезеленые, зеленые протокочковые и диатомовые водоросли, т.е. состав фитопланктона был характерен для Балтийского моря в сезон биологического лета /62, 108/. Мелкие жгутиковые — в основном *Prasinorhysceae* и *Cyrtorhysceae* — давали в среднем около 3% биомассы фитопланктона. Общая численность фитопланктона (для синезеленых и зеленых водорослей учитывалось число колоний, для остальных групп — число клеток) доходила до $38 \cdot 10^6$ экз./л, биомасса менялась от 13 до 85 мг/м^3 . Доля динофлагеллят, преимущественно *Gonyaulax* sp., в общей численности фитопланктона не превышала 15%, численность динофлагеллят была порядка 10^6 кл./л. Состав фитопланктона и величины общей численности и биомассы не различались в зависимости от концентрации углеводородов нефти в воде.

В конце июля у побережья Литвы наблюдалось быстрое (менее чем за сутки) изменение цвета воды на желто-бурый, сопровождавшееся появлением неприятного запаха. Исследование фитопланктона у уреза воды на пляже г. Паланга показало, что это явление было обусловлено массовым развитием мелкого (объем клетки около 1000 мкм) *Gonyaulax* sp., численность которого превышала $1,1 \cdot 10^7$ кл./л, достигая, таким образом, уровня "красного прилива". Численность *Gonyaulax* sp. составляла около 80% общей численности фитопланктона, около 10% численности давали мелкие жгутиковые — *Prasinorhysceae* и *Cyrtorhysceae*. Общая биомасса фитопланктона была около 37 мг/л. Доля *Gonyaulax* sp. в общей биомассе была около 50% из-за присутствия крупных колониальных зеленых водорослей (*Pediastrum*, *Scenedesmus*) и центрических диатомей (*Thalassiothrix baltica*). Вид *Gonyaulax* sp., вызвавший "красный прилив", можно считать характерным для побережья Литвы. По результатам исследования фитопланктона в августе 1978 г. этот вид встречался на большинстве станций в районе Клайпеды, в Вислинском заливе часто был первым-вторым по численности и давал на отдельных станциях более 50% общей биомассы фитопланктона без учета жгутиковых.

Летом 1980 и 1981 гг. "цветение" воды, вызванное массовым развитием динофлагеллят, у побережья Литвы не наблюдалось (данные ГМО г. Клайпеды), однако не исключено, что эта стадия могла быть пропущена, так как "цветение" воды в Балтийском море может продолжаться

всего 3...4 дня и смена состава фитопланктона может происходить очень быстро (например, /145/). Для классической сезонной сукцессии фитопланктона в Балтийском море период массового развития динофлагеллят не указывается /62, 108/, однако период доминирования динофлагеллят в середине лета характерен для фитопланктона северной части Балтийского моря у побережья Швеции /111/. Массовое развитие динофлагеллят в летне-осенний сезон отмечалось в отдельные годы в Финском заливе /108, 136/, хотя численность и биомасса динофлагеллят и всего фитопланктона была значительно ниже, чем у побережья Литвы. Таким образом, оценить связь между разливом мазута и появлением "красного прилива" у побережья Литвы достаточно сложно.

В середине сентября состав фитопланктона был почти таким же, как в середине июля, численность была того же порядка, биомасса в отдельных точках превышала 400 мг/л за счет развития крупных центрических диатомей и колониальных синезеленых водорослей (*Arhanizomenon flor-aquae*). Отмеченные по сравнению с серединой июля изменения фитопланктона — увеличение роли крупных диатомовых водорослей и увеличение численности видов *Cryptomonas* и их доли в общей численности и биомассе жгутиковых — наблюдались в начале осени в других районах (см. например, /103, 106, 136/ и считаются характерными для Балтики /108/. Доля жгутиковых в общей биомассе фитопланктона в сентябре не превышала 12%.

Таким образом, в июле и сентябре 1982 г. влияние разлива мазута на фитопланктон приурезовой зоны visibly не было.

4.3.2.3. Фитопланктон Куршского залива

Материал собирался в течение 1982 г. по стандартной сетке станций Куршского залива, представленной на рис. 4.19, во время научно-исследовательских рейсов судна типа РК. Пробы фитопланктона отбирались литровым батометром Нансена с поверхностного горизонта (0,5 м). Собранный материал фиксировался 4%-ным раствором формалина, фитопланктон — нейтрализованным 2%-ным раствором формалина. В лаборатории фитопланктон концентрировался отстойным методом /30/. Просчет производился в камере Горяева объемом $0,9 \text{ мм}^3$ под микроскопом МБИ-3.

Гидрологический режим 1982 г. характеризовался поздней холодной весной, жарким летом и поздней теплой осенью. В Куршском заливе весной среднемесячная температура составляла 7°C. В июле-августе температура воды поднималась до 23, в сентябре — до 18°C. Только к концу октября она снизилась до 8, а в декабре — до 4°C. Такой длительней теплый период отмечался в заливе только в 1975 г., поэтому с этим годом мы и проводим основные сравнения.

Благоприятный температурный режим 1982 г. способствовал интенсивному развитию гидробионтов залива. Анализ качественного и количественного состава фитоплана показал снижение в февральском планктоне числа видов в 2 раза (в основном за счет диатомовых).

Общая численность клеток зимой оставалась на уровне 1975 г. /36/ за счет увеличения в 7 раз синезеленых и снижения диатомовых и зеленых водорослей. Летом численность фитопланктона составляла в среднем 100 млрд. кл.м⁻³ (вдвое выше, чем в 1975 г.).

Из состава фитоплана практически исчезли олиго- и мезосапробные диатомовые водоросли *Asterionella formosa* и *Flagilaria italica* /43/, постоянно встречавшиеся ранее среди доминантов северного района и являющиеся индикаторами чистых вод (табл. 4.19). В три раза сократилась численность β -мезосапробных синезеленых водорослей *Anabaena lemmermannii*, *Aphanizomenon flos-aquae*. Однако резко возросла численность полисапробных видов, таких, как

Gomphosphaeria varia, *Phormidium* sp., *Oscillatoria* sp. В районе Клайпедского порта присутствовали преимущественно β -мезосапробные и полисапробные виды водорослей. Причиной замены β -мезосапробных видов на полисапробные явилось, по-видимому, стимулирующее действие мазута на одни водоросли и угнетающее - на другие. Этот вывод подтверждается экспериментальными данными ученых ВНИРО В.Н.Ткаченко и Л.Е.Айвазова /78/ и АН ЛитССР Л.К.Юкнявичус, К.К.Янкявичус /86/, указывающих на повышенную чувствительность с нефтепродуктам диатомовых водорослей и снижение численности видов синезеленых: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii*, при массовом развитии *Oscillatoria* sp. В условиях влияния сточных вод эти виды ведут себя иначе.

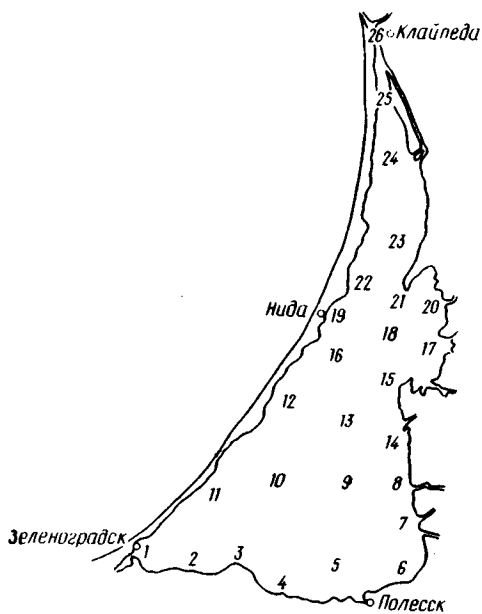


Рис. 4.19. Схема отбора проб фитопланктона в Куршском заливе

В целом сообщество фитоплана в течение года суммировало противоположные реакции видов на изменения среды.

Таблица 4.19

Численность отдельных видов фитоплана залива в период летней вегетации по годам, млрд. кл.м³

Вид	Сапробность	Год			
		1940	1959	1974-1976	1982
<i>Flagilaria</i> sp.	o-b-m	0,23	0,19	0,26	0,0
<i>Asterionella formosa</i>	o-b-m	0,01	0,26	0,01	0,0
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	b-m	10,05	0,4	30,0	7,6
<i>Anabena varia</i>	b-m	0,02	0,2	4,8	1,3
<i>Microcystis varia</i>	p-m	0,16	0,14	4,0	17,0
<i>Gomphosphaeria varia</i>	p-m	0,02	0,11	3,0	30,0
<i>Lyngbia varia</i>	p-m	0,19	0,09	0,2	27,0
<i>Phormidium</i> sp.	p-m	-	-	-	26,0
<i>Oscillatoria</i> sp.	p-m	2,57	0,0003	-	8,0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	b-m	0,5	0,2	0,03	0,03

4.3.3.1. Зоопланктон открытой шельфа

Изучение рачкового планктона проводили с 2 по 6 июня 1982 г. и с 5 по 10 июня 1983 г. на пяти перпендикулярных береговой линии разрезах, начинающихся у населенных пунктов Нида, Клайпеда, Паланга, Папесцием, Ляпая. На каждом разрезе отобрано по 5 проб в точках, отстоящих на 15; 8; 5; 2,5; и 1,5 миль от берега.

Пробы зоопланктона получены тотальным вертикальным ловом большой моделью сети Джи (диаметр входного отверстия 37 см; мельничное сито № 38). Фиксатор - нейтрализованный 4%-ный формалин. Материал обрабатывали под бинокулярным микроскопом по стандартной методике. Выделены массовые виды *Copepoda* и *Cladocera*, для которых определена численность каждой копепоидной стадии. Всего в пробах обнаружены представители 17 таксономических групп планктонных организмов.

Гидрологические и гидрохимические характеристики в каждой точке района определяются взаимодействием потока пресной воды из Куршского залива с соленой морской, поэтому из всех полученных на станциях физико-химических параметров рассматривали только соленость. В данном случае эта характеристика может служить индикатором происхождения водной массы, имеющей ряд взаимосвязанных биологических и химических параметров (концентрация кислорода, азота, фосфора, pH

воды, содержание взвешенного органического вещества и степень развития микрофлоры).

В планктоне исследуемой акватории были выделены представители трех экологических комплексов: морского, солоноватоводного и пресноводного. Пространственное распределение принадлежащих к ним организмов тесно связано с распространением соответствующих водных масс. В связи с этим наличие больших градиентов концентраций планктонов определяется главным образом особенностями гидрологических условий района, а не биологическими характеристиками сообщества.

В первый год исследования гидрологическая обстановка района характеризовалась полным отсутствием ветрового перемешивания вод в течение всего периода наблюдений. Сток воды из Куршского залива образовывал зону сильного опреснения, вытянутую в сторону открытого моря на 10...15 миль с небольшим отклонением на север (рис. 4.20).

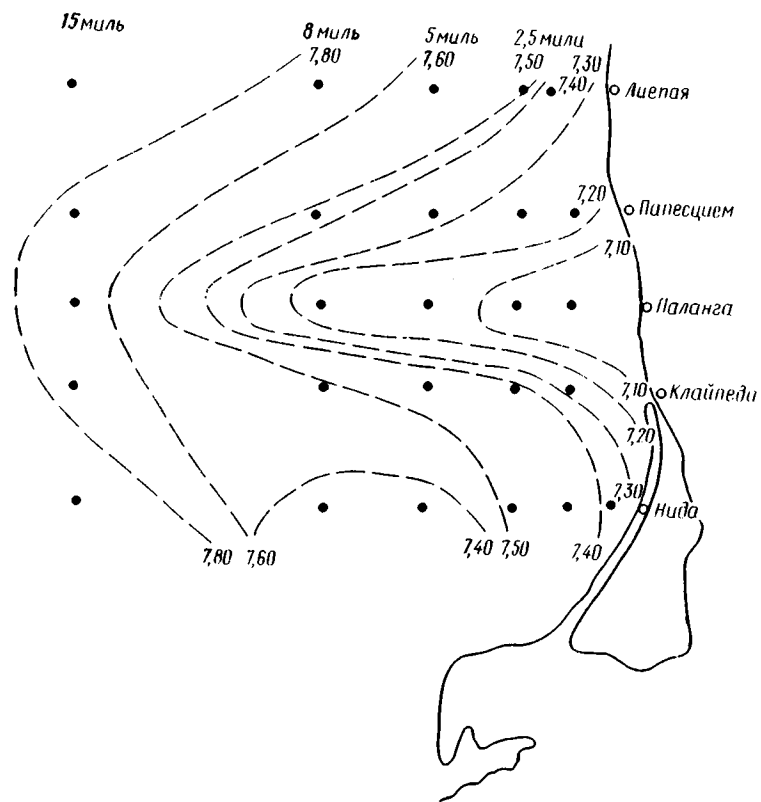


Рис. 4.20. Распределение солености (‰) на полигоне 2-6 июня 1982 г.

Линии, соединяющие точки, характеризующиеся одинаковой концентрацией представителей пресноводного комплекса, а также границы распространения этих животных, образуют "язык", повторяющий ход изогалин. У Клайпеди, где *Mesocyclops leuckarti*, наиболее массовый организм этой группы, имеет максимальную численность (10 тыс. экз./м³), соленость в приповерхностном слое была менее 2‰. Мористее численность этого вида уменьшается, а при солености, равной 7,3‰, *M. leuckarti* полностью выпадает из состава сообщества. Численность пресноводных форм, *Diaptomus graciloides*, *Daphnia* spp., *Bosmina* spp., *Cyclops* spp., не превышает 1 тыс. экз./м³. Существенной роли в планктоне эти виды не играют, так как очень быстро исчезают с удалением от устья Куршского пролива.

Типичные представители морского комплекса организмов - копепода *Pseudocalanus elongatus*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus* - найдены в незначительном количестве. Только на отдельных удаленных от берега станциях численность *P. elongatus* превышает 10 тыс. экз./м³, главным образом за счет копеподитов 2...4 стадий. Высокая концентрация *P. elongatus*, обычно предпочитающего низкие температуры и располагающегося в промежуточных и глубинных слоях, в июне 1982 г. отмечена на границе потока пресной воды из залива с морской. В то же время в районе напротив Ниды, практически не испытывающем распресняющего влияния Куршского залива, этот вид почти не встречается.

Основную массу планктонных организмов в исследованном районе моря составляли представители солоноватоводного комплекса (массовые формы - всеяльные копепода рода *Acartia*: *A. bifilosa* + *A. longicornis* и тонкие фильтраторы клadoцеры *Podon polyphemoides*, *Evdadne nordmanni*). Суммарная численность этих четырех видов достигает 37 тыс. экз./м³; их распределение по полигону очень неоднородно. Одной из основных причин их обилия в исследованном районе - мощное развитие здесь их кормовой базы (ультрадетрит, простейшие, бактерио- и фитопланктон), связанное с выносом из Куршского залива большого количества органического вещества и биогенных элементов. Наряду с опресненными Рижским заливом и Поморской бухтой, этот район считается одной из наиболее продуктивных в летнее время акваторий в Балтийском море /37, 38, 66/. Очевидно, с оптимальными условиями питания связано и необычное распределение ювенильных особей *P. elongatus*.

Повторная съемка в июне 1983 г. на тех же станциях Клайпедского полигона позволила выявить значительные, по сравнению с 1982 г., отличия в обилии и распределении планктона. Средняя численность в 1982 г. составляла 24,4 тыс. экз./м³; в 1983 г. - 16,6 тыс. экз./м³ (уменьшение на 1/3). Большая концентрация организмов в первый год

достигалась в основном за счет клadoцеры *E. nordmanni*, средняя численность которой в 1 м^3 воды упала с 12,7 тыс. экземпляров в 1982 г. до 1,1 тыс. экземпляров в 1983 г. Уменьшилось также обилие в планктоне пресноводных *Cyclopoida* (с 680 до 90 экз./ м^3) и клadoцеры *Podon polyphemoides* (с 1670 до 500 тыс. экз./ м^3). Одновременно численность организмов морского комплекса и копепоид рода *Acartia* несколько увеличилась. *Centropages hamatus* присутствует в большинстве проб, однако скоплений не образует (максимум - 560 экз./ м^3). В планктоне встречаются только единичные половозрелые особи этого вида, основную массу составляют копепоиды 2...4 стадий. В популяциях двух других морских копепоид *P. elongatus* и *T. longicornis* доля половозрелых особей и старших копепоидов возрастает с удалением от берега, превышая на отдельных станциях долю младших копепоидов.

Солоноватоводные *Cyclopoida* отмечены на большинстве станций полигона (на траверсе Лиепая - в I пробе), однако только в прибрежном районе у Клайпеды их плотность немного повышается (до 650 экз./ м^3); в остальных пробах они представлены единичными экземплярами.

Все изменения обилия планктеров связаны, по-видимому, с изменением гидрологической обстановки на полигоне. В 1983 г. отмечено смещение в сторону открытого моря поверхностной прогретой и опресненной водной массы и подток к берегу в придонном слое морской воды (рис. 4.21). Эту ситуацию можно охарактеризовать как локальный апвеллинг, существование которого и объясняет, по-видимому, описанные изменения качественного состава планктонного сообщества: увеличение в нем доли морского комплекса организмов и уменьшение доли эпипланктонных солоноватоводных и пресноводных форм. Таким образом, по гидродинамическим характеристикам исследуемой акватории можно прогнозировать тенденцию качественных и количественных изменений в зоопланктоне района.

На основе полученного материала дополнительно исследована степень количественного развития планктона в зависимости от удаленности от берега (соответственно и от роста глубин). Другие факторы при этом в расчет не принимались. По методике, предложенной Г.Н.Зайцевым [20], сравнивали попарно средние арифметические обшей численности организмов по станциям, удаленным на 2,8; 4,6; 9,3; 14,8 и 27,8 км от берега. Было установлено, что средние значения на 95%-ном уровне значимости достоверно не различаются, за исключением двух случаев: для пары 14,8...27,8 км в 1982 г. и для пары 4,6...9,3 км в 1983 г. Однако эти различия не очень велики, и с повышением уровня значимости до 99% они также становятся недо-

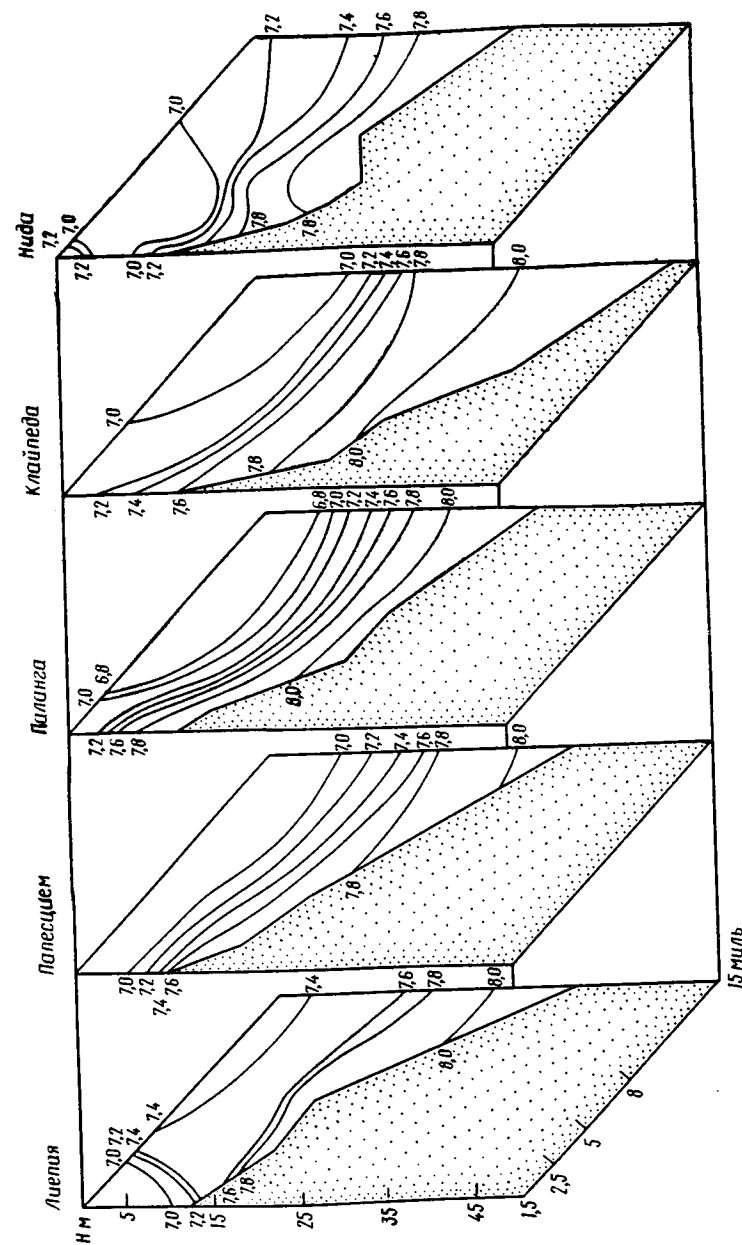


Рис. 4.21. Распределение солености (‰) на полигоне 5-10 мая 1983 г.

верными. По-видимому, количественное развитие зоопланктона в исследуемом районе мало связано с глубиной.

В литературе указывается, что аварийное нефтяное загрязнение достаточно большой акватории вызывает, как правило, только кратковременные сильные изменения как структурных, так и функциональных характеристик зоопланктона, выражающиеся в массовой гибели животных, нарушении процессов роста, линьки, продуцирования половых продуктов /110/.

Летняя съемка 1982 г., проведенная через полгода после разлива, не выявила значительных отклонений структурных характеристик планктона, выходящих за пределы их естественной динамики. Теоретически возможное вторичное воздействие на зоопланктона нефтепродуктов, аккумулярованных в грунтах, также не было отмечено. Обилие зоопланктона не зависело от зарегистрированных в период исследований концентраций нефтепродуктов в поверхностной пленке и в толще воды.

4.3.3.2. Зоопланктон приурезовой зоны в прилежащих вод

В 1981 г. исследования проводили с 4 по 9 декабря в районе Клайпеды - Павилости; с 16 по 18 декабря на глубинах 5...30 м в прибрежной зоне от Клайпеды до Паланги работали с борта НИС "Дзинтарра".

В 1982 г. обследованы 25 станций в районе Нида - Лиепая (20-25 мая, 23-28 июня и 5-13 августа). Станции на разрезах располагались в приурезовой зоне (0,5 м) и на изобатах 2,5; 5,0; 10,0; 30 м. Пробы зоопланктона отбирали планктонными сетями; в приурезовой зоне - сетью Апштейна, в море - сетью WP - 2 (мельничное сито № 68-72). Подсчет организмов проводили в камере Богорова под микроскопом. Всего было обработано 150 проб зоопланктона. Определяли видовой состав, а для *Copepoda* - и стадию развития.

Влияние нефти и нефтепродуктов, в том числе мазута, на организмы зоопланктона в натуральных наблюдениях можно определить лишь частично по той причине, что среда обитания организмов подвержена непрерывным изменениям, среди которых важная роль принадлежит снижению уровня загрязнения за счет разбавления и биодеградации, а планктонные сообщества пополняются при поступлении извне в район загрязнения новых водных масс. Кроме того, в натуральных исследованиях нельзя проследить за сукцессиями отдельных видов, популяций и изменениями наследственности. Натурные наблюдения дают информацию

об изменениях видовой и количественной структуры зоопланктона в обширной части акватории, о присутствии или отсутствии загрязняющих веществ в организмах, о соотношениях живых и элиминированных особей.

Многие исследователи проводили экспериментальные работы, чтобы выявить влияние загрязнения на отдельные виды животных, и установили, что разные виды реагируют на присутствие в воде нефти и нефтепродуктов различно /54, 102, 123, 125, 132, 133/. В частности показано, что зоопланктонные организмы могут непосредственно поглощать эмульгированные нефтепродукты, способствуя тем самым очищению вод /1, 100, 132, 133, 138/. Длительное пребывание организмов в среде с токсикантами в сублетальных и пороговых концентрациях лишает их возможности давать впоследствии жизнеспособное потомство /72, 102/. Часть особей погибает, прилипая к нефтепродуктам /33, 123/. После кратковременного пребывания в воде с сублетальной концентрацией углеводов животные сохраняют жизнеспособность и продолжают нормально функционировать /54, 109/. В море время восстановления планктона после нахождения его под влиянием нефти длится несколько недель. Из сказанного следует, что зоопланктон в Балтийском море в районе Клайпеды мог заметно отреагировать на загрязнение мазутом только сразу после аварии.

Приурезовая зона Балтийского моря, где в ноябре 1981 г. произошел аварийный разлив мазута, в декабре еще была сильно загрязнена, чему способствовали шторма, взмучивавшие песчаный донный осадок вместе с детритом, органическим веществом и комками мазута. Кроме того, лимитирующим фактором для развития зоопланктона была низкая температура (2...5°C). Немногочисленный планктон был представлен сапробиологически наиболее выносливыми видами, характерными для данного времени года (*Eurytemora hirundoides*, *Acartia bifilosa*, *A. longiremis*, редкие представители родов *Cyclopoidea*, *Haracticoida*). Общая численность организмов колебалась от 0 до 5,4 тыс. экз./м³, биомасса достигла 73 мг/м³.

По мере удаления от берега загрязнение уменьшалось, встречались лишь отдельные пятна мазута. Такое распределение загрязнения, гидродинамика, а также приток чистых вод из открытой Балтики обеспечивали функционирование планктонных зооценозов в пределах нормы и в соответствии с сезонной динамикой. Кроме упомянутых видов, в пробах были обнаружены *Temora longicornis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Limnocalanus grimaldii*, *Synchoeta baltica* и др. Суммарная численность составляла 0,6...8,2 тыс. экз./м³. Воды, находящиеся под влиянием подтока из Курльского залива, характеризовались несколько большим обилием организмов зоопланктона вследствие повышенной концентрации в них пищевых объектов.

В весенне-летнее время (май, июнь, август) через 6...8 мес. после аварии танкера "Глобе Асими" на полигоне Нада-Лиепая существенных отклонений в структуре и динамике развития зоопланктона по сравнению с другими годами не обнаружено. Видовой состав включая соленоватоводные и морские формы планктонных организмов, среди которых ведущими были: *Acartia bifilosa*, *A. longiremis*, *Eurytemora hirundoides*, *Temora longicornis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Bosmina obtusirostris maritima*, *Podon polyphemoides*, *Evadne nordmanni*, *Synchaeta baltica*, *Keratella quadrata platei*.

Своего рода индикаторами распространения пресных вод в море были такие организмы зоопланктона, как представители сем. *Cyclopoida*, *Naupacticoidea*, виды родов *Filinia*, *Kellicottia*, *Keratella*, *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Daphnia*, *Chydorus*, *Diaphanosoma*.

В зонах контакта пресных и морских вод (повышенная температура, пониженная соленость) планктонные зооценозы были наиболее богатыми как по видовому составу, так и по численности (табл. 4.20,

Таблица 4.20

Предел колебаний температуры, солености, средней численности и биомассы зоопланктона на полигоне Нада-Лиепая в 1982 г.

Дата	Температура, °C	Соленость, ‰	Численность, тыс. экз./м ³	Биомасса, мг/м ³
20-25 V	3,97...13,6	2,06...8,08	5...256	50...2059
23-28 V	3,56...14,5	2,63...9,00	1...448	30...2902
5-13 VIII	2,96...22,7	2,29...10,69	2...131	6...1699

рис. 4.21 - 4.27). Влияние вод Куршского залива прослеживается примерно до 30-метровой изобаты (рис. 4.22, 4.25, 4.26) и временами охватывает районы, расположенные на юге (Нада) и севере (Паланга) от Клайпеды.

Судя по количественным характеристикам зоопланктона, район исследования во время вегетационного периода был населен неравномерно (табл. 4.21, рис. 4.22-4.27). Надо отметить, что в ходе исследований не выявлен район, где было бы необычно мало зоопланктона, что могло бы служить доказательством неблагоприятного воздействия на него мазута.

В обследованном районе Нада-Лиепая напротив Клайпеды временами образовывались одно-два скопления планктона или "фронта"

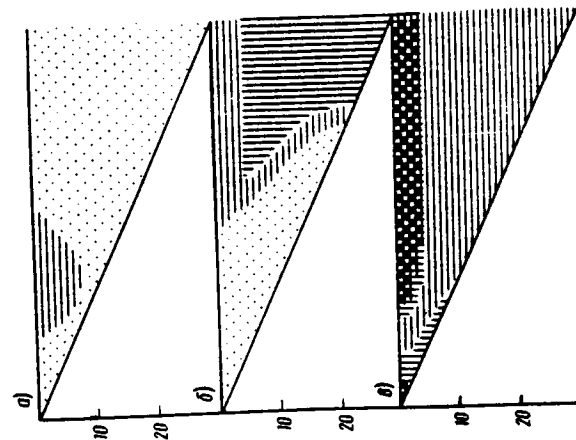


Рис. 4.24. Вертикальное раслоение биомассы организмов зоопланктона (мг/м³) в прибрежной части Балтийского моря, август 1982 г.;

Усл. обозначения см. рис. 4.22

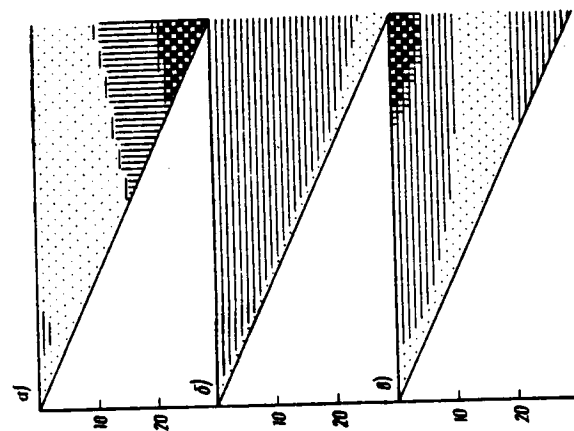


Рис. 4.23. Вертикальное раслоение биомассы организмов зоопланктона (мг/м³) в прибрежной части Балтийского моря, июнь 1982 г.;

Усл. обозначения см. рис. 4.22

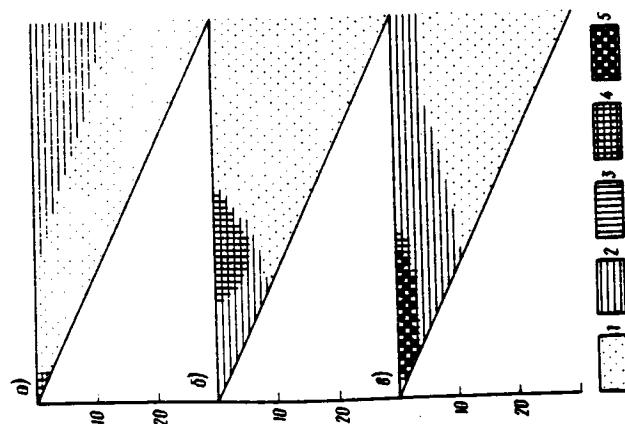


Рис. 4.22. Вертикальное раслоение биомассы организмов зоопланктона (мг/м³) в прибрежной части Балтийского моря, май 1982 г.;

а - Лиепая, б - Паланга, в - Клайпеда
1 - 4,25, 2 - 25-50,
3 - 51-75, 4 - 76-100,
5 - 100 мг/м³

Число доминирующих видов зоопланктона на полигоне
 Нада - Лиепая в 1982 г.

Дата	Створ				
	Нада	Клайпеда	Паланга	Папе	Лиепая
20-25 V	10	21	12	10	11
23-28 VI	11	13	14	11	9
5-13 VII	9	10	11	9	7

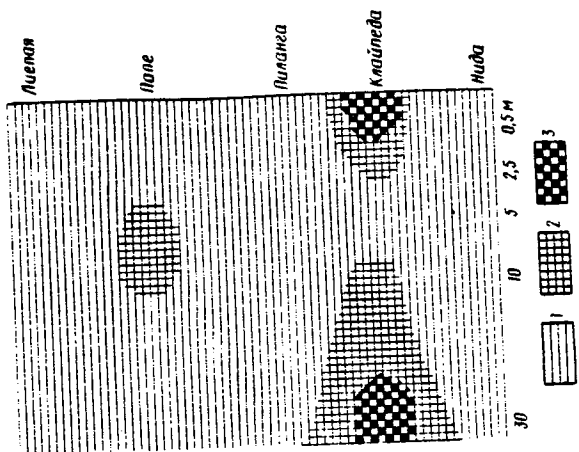


Рис. 4.27. Распределение биомассы зоопланктона ($\text{мг}/\text{м}^3$) в прибрежной части Балтийского моря в районе Клайпеды, август 1982 г.: Усл. обозначения см. рис. 4.25

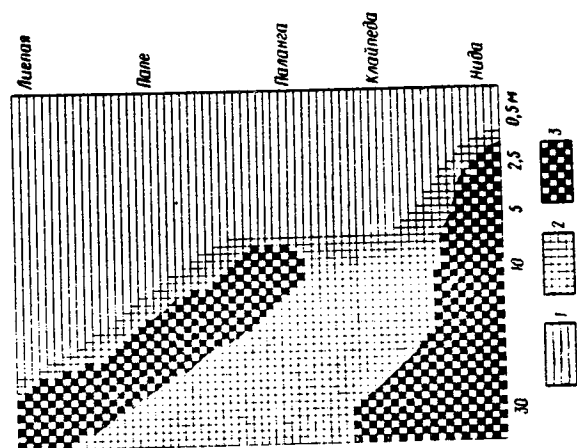


Рис. 4.26. Распределение биомассы зоопланктона ($\text{мг}/\text{м}^3$) в прибрежной части Балтийского моря в районе Клайпеды, июнь 1982 г.: Усл. обозначения см. рис. 4.25

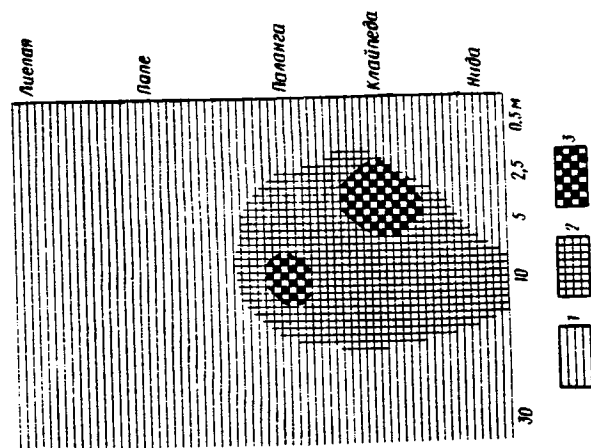


Рис. 4.25. Распределение биомассы зоопланктона ($\text{мг}/\text{м}^3$) в прибрежной части Балтийского моря в районе Клайпеды, май 1982 г.:
 I - < 500, 2 - 501-1000, 3 - > 1000 $\text{мг}/\text{м}^3$

(рис. 4.25-4.27), связанные, вероятно, с соответствующими пищевыми объектами и факторами среды. В планктонном фронте, наблюдаемом здесь в мае и частично охватывающем районы Паланга и Нада, средняя биомасса организмов колебалась в пределах $700 \dots 2059 \text{ мг}/\text{м}^3$, в то время как в прилегающей акватории - $50 \dots 500 \text{ мг}/\text{м}^3$, в июне эти оценки составляли $630 \dots 2902$ и $30 \dots 422 \text{ мг}/\text{м}^3$ соответственно. В августе на створе Клайпеды выявлено два скопления зоопланктона; в первом, расположенном ближе к берегу, биомасса колебалась в пределах $664 \dots 1269 \text{ мг}/\text{м}^3$, во втором - $841 \dots 1699 \text{ мг}/\text{м}^3$, в то время как по всему остальному району за исключением Папе биомасса не превышала $357 \text{ мг}/\text{м}^3$.

Для района, где проводились исследования, а также для всей Балтики характерны так называемые планктонные облака, которые образуются во время пика развития отдельных видов или небольшого комплекса видов. В конце весны - начале лета доминировала *Synchaeta ballica* (до $429 \text{ тыс. экз.}/\text{м}^3$) и *Evadne nordmanni* (до $241 \text{ тыс. экз.}/\text{м}^3$), субдоминанты - *Copepoda*. Летом руководящими формами в планктонном сообществе были представители *Copepoda*. Отдельные скопления образовывали *Eurytemora hirundoides* (до $124 \text{ тыс. экз.}/\text{м}^3$), *Acartia bifilosa*, *A. longicornis* (до $52 \text{ тыс. экз.}/\text{м}^3$) и некоторые другие виды.

Планктонные фронты, которые, как правило, связаны с предшествующими районами моря, а также планктонные облака, которые создаются на базе доминирования одного или нескольких видов в любом районе моря, являются характерной чертой Балтики, и их наличие в районе Нада-Лиепая в течение 6...8 мес после разлива может служить косвенным свидетельством нормального функционирования планктонного сообщества.

Разлив мазута в прибрежной части моря мог оказывать отрицательное влияние на организмы зоопланктона только в течение 2...3 недель после аварии, а в смежных районах мог вообще не вызвать существенных отклонений от нормы.

4.3.3.3. Зоопланктон Куршского залива

Пробы зоопланктона отбирали параллельно с пробами фитопланктона (см. разд. 3.2.3) 10-литровым планктоносорбителем Вовка с горизента 2 м и обрабатывали под биноклем МЕС-9 в камере Богорова счетным методом Гензена /30/. При расчете массы организмов использовали данные по зависимости массы от длины тела у планктонных животных /5/. Численность, биомассу каждого вида в отдельности и суммарные численность и биомассу планктона в целом пересчитывали на кубический метр.

В структуре сообщества зоопланктона в 1982 г. отмечена смена доминирующих видов. В зимних пробах по численности преобладала коловратка *Aplanochlaena pectinata* (показатель β - мезосапробной зоны). Ранее этот вид среди доминантов в зимний период не фигурировал. Весной биомасса коловраток возросла в южном районе залива в 20 раз (по сравнению с 1980-1981 гг.), в остальные сезоны - в 10 раз. Самая высокая численность коловраток отмечена в северном районе (рис. 4.28). На увеличение обилия коловраток в этом районе Куршского залива указывают и данные литовских исследователей /31, 85/.

Среди ветвистоусых планктонных ракообразных в 1974-1981 гг. количественно преобладал *Chydorus sphaericus*. В 1982 г. этот вид занял лишь третье место после *Bosmina coregoni* и *Daphnia longispina*. Сдвиг численного соотношения ветвистоусых ракообразных может являться реакцией видов на изменение среды. По данным ученых АН ЛитССР *Ch. sphaericus* чувствителен к нефтепродуктам /86/.

Сопоставление среднегодовых количественных показателей зоопланктона показало снижение в 1982 г. его биомассы в 1,4 раза по сравнению со средней многолетней и в 1,7 раза по сравнению с близким по термике 1975 г. (табл. 4.22). При этом расчетная средняя масса одного организма снизилась в 2,3 и 1,8 раза, а численность возросла в 1,7 раза по сравнению со средней многолетней. Отмеченные изменения определила возросшая во всех районах залива численность коловраток.

Таблица 4.22

Расчетная масса одного организма, биомасса и численность зоопланктона Куршского залива

Год	Масса 1 экз., мг	Биомасса, г/м ³	Численность, тыс. экз./м ³
1975	16	1,9	119,5
1981	28	1,1	35,3
1982	9	1,1	124,4
Среднее за 1957-1982	21	1,5	71,4

4.3.4. Бентос

4.3.4.1. Бентос на открытом шельфе

В прибрежной части моря от Нады до Лиепая бентосные станции располагались в 2...30 км от берега в диапазоне глубин 10...40 м, как показано на рис. 4.29. На станциях 45, 10, 64, 65 пробы отбирали в 1981-1983 гг. до и после разлива; на станциях 1Н, 4Н, 16К, 17К, 29П, 30П, 42Па, 43Па, 55Л, 56Л - трижды, через 6, 9, 19 мес после аварии; на остальных станциях производились рекогносцировочные одноразовые обследования в 1982-1983 гг. Материалы, полученные в аварийной зоне, сравнивали с данными по районам Вентспилса и Балтийска.

Бентосные пробы в море отбирали с НИС Литовского УГМ "Океанограф" и "Лев Титов". Для отбора количественных проб использовали дмочерпатели "Океан" и "Ван-Вин" (с площадями захвата по 0,1 м² каждый), для отбора качественных проб - драгу (с входным отверстием 210x630 мм²). Вес животных определяли на аналитических весах с точностью до 1 мг, животных предварительно подсушивали на фильтровальной бумаге.

Всего отобрано и обработано: в аварийном районе - 70 проб, из них после аварии - 66 в других районах восточной Балтики в том же диапазоне глубин и на грунтах тех же типов - 31 проба.

Сообщество *Mytilus edulis*. Поселения мидий распространены на каменистом дне приблизительно до 30...35 м глубины в районе от Паланги до Лиепая. Отличительными чертами этого сообщества являются: высокая концентрация биомассы (до 2,5 кг/м²), очень большая плотность поселения организмов (до 54 тыс. экз./м²), явное преобладание по биомассе и численности доминирующего вида (до 99 и 92% соответственно), относительно высокое для восточной Балтики видовое

разнообразие донной фауны (до 22 видов и форм донных беспозвоночных в одной пробе).

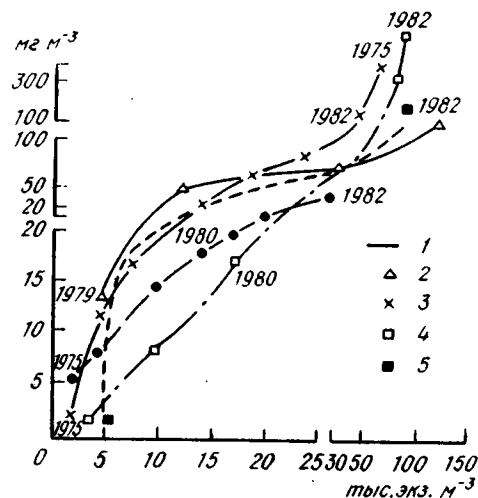


Рис. 4.28. Численность и биомасса колонок разных районов Куршского залива по годам:

1 - центральный, 2 - северный, 3 - р. Неман, 4 - юго-восточные реки; 5 - юго-западные реки

За 4 мес до разлива на ст. 16 было обнаружено 10 таксонов (видов и форм) бентосных беспозвоночных. Численность мидий была не менее 1300 экз./м², биомасса - не менее 180 г/м². Через 7 мес после аварии на этой же станции удалось отобрать только качественную пробу (драгой). Отмечено 16 таксонов; по-прежнему самыми многочисленными были: *Hydra (Electra scintillenta)*, *M. edulis*, *Balanus improvisus*, *Gammarus locusta*, *Jassa albifrons*.

Как и до разлива, на дризах мидий были найдены несколько особей

Thodoxus fluviatilis. По свидетельству финских исследователей [139], этот вид весьма восприимчив к нефтяному загрязнению. Однако несмотря на это *T. fluviatilis*

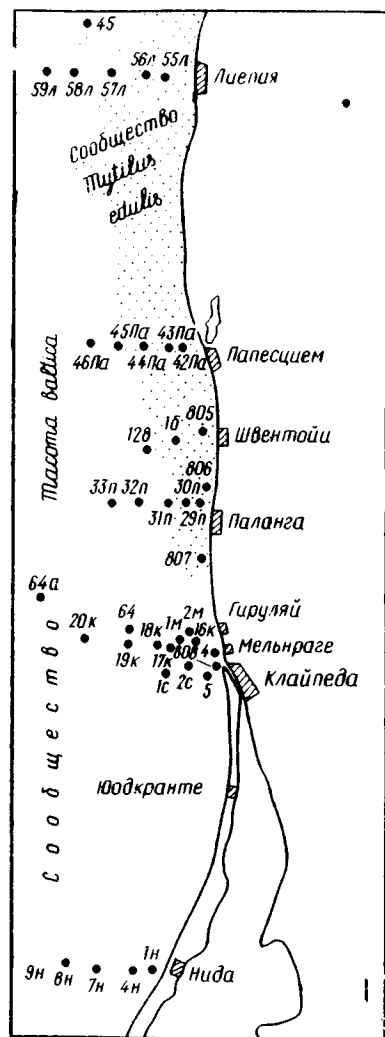


Рис. 4.29. Схема станций отбора проб бентоса в прибрежной части Балтийского моря

в 1982 г. встречался в 70% проб, отобранных нами в зоне распространения сообщества *M. edulis*.

Всего в сообществе мидий в 1982 г. отмечено около 30 таксонов беспозвоночных животных, а в среднем в одной пробе содержалось 11...14 видов (максимум 22). В августе 1982 г. на ст. 45 биомасса мидий достигала 2400 г/м², численность - 7400 экз./м². В 1983 г. видовое разнообразие сообщества мидий оставалось высоким, численность мидий была не менее 3250...3650 экз./м², биомасса не менее 450...1800 г/м².

Представляют интерес сведения [116] о воздействии нефти на устриц *Ostrea edulis* и *Glossostrea gigas* - моллюсков, сходных с мидиями по образу жизни и сравнительно близких им таксономически. После аварии "Амоко Кадис" погибли только устрицы, покрытые толстым слоем нефти; в остальном смертность была не выше обычной. При переносе устриц на чистое место через 20 дней после катастрофы очищение произошло быстро. Как известно [122, 134], мидии также довольно устойчивы к нефтяному загрязнению и даже способны очищать воду в загрязненных нефтепродуктами водоемах [8, 54]. Следовательно, серьезное нарушение в сообществе мидий могло вызвать только длительное и очень сильное загрязнение. В данном случае мазутное пятно находилось над мидиевой банкой непродолжительное время; в пробах грунта, отобранных на НИС "Океанограф" непосредственно во время разлива, мазут не был найден (устное сообщение Ю.Шуките). В наших пробах, полученных летом 1982 г. и, тем более, в 1983 г., также не удалось обнаружить ни животных, пораженных мазутом, ни самого мазута в донных отложениях.

Таким образом, все перечисленные факты позволяют сделать вывод, что в сообществе мидий на глубинах ниже 10 м не произошло заметного изменения состояния донной фауны. На меньших глубинах вблизи береговой линии, где мазут находился более продолжительное время или имел с субстратом непосредственный контакт, значительные нарушения вполне возможны.

Сообщество *Macoma baltica*. Этот бентосный комплекс широко распространен в исследуемой зоне на песчаных и алевритовых грунтах (рис. 4.29). Сообщество макомы состоит из небольшого (3...16) числа видов, а общее число таксонов, обнаруженных в этом сообществе за все время исследований, достигает 33. Доминирующему виду чаще всего сопутствовали мелкие мейобентосные нематоды (их встречаемость в сообществе макомы - 100%), полихета *Polydora elegans* (встречаемость 89%), изопода *Mesidothea entomon* (74%), олигохеты (70%), приапуляда *Halicryptus spinulosus* (56%), ракушковые рачки *Ostracoda* (52%). Встречаемость 50...30% имели: двустворчатый моллюск *Acania*, полихета *Harmotoë saggi*, кумовый рак *Dinasty lis gathkei*, бокоплав *Pontoporeia affinis*.

Общая численность организмов в сообществе макомы как до, так и после разлива изменялась, как правило, в пределах 1...5 тыс. экз./м². Численность взрослых особей доминантного вида *M. baltica* в 1981 г. составляла 24...400 экз./м²; в 1982 г. - 40...460 экз./м². в 1983 г. (по предварительным данным) - 120...590 экз./м². Осевшие из планктона ювенильные особи макомы встречались в июне-августе 1982 г. повсеместно, их численность у Клайпеды (ст. 16К, 17К, 64) составляла 2300...2900 экз./м². Сотнями и тысячами экз./м² измерялась также численность осевших из планктона метатрохофор полихет, молодь *M. entomon*. Были найдены самки ракообразных (как изопод, так и амфипод), вынашивающие яйца. За счет массового развития полихеты *Polydora elegans*, нематод и олигохет общая численность беспозвоночных на ст. 16К, 17К достигала в августе 1982 г. 18...58 тыс. экз./м².

По данным шведских исследователей /105/, после аварии танкера "Цесис" в Балтийском море близ г.Сёдертелье почти исчезли бокоплывы *Pontoporeia affinis*, *P. femorata* и полихета *Narctocaris*. В наших пробах, отобранных около Клайпеды (ст. 16, 20, 64) летом 1982 и 1983 гг., численность *P. affinis* была всего 10...20 экз./м². Вблизи портов Лиепая, Вентспилс, Балтийск плотность поселения *P. affinis* была также невелика (12...40 экз./м²). В то же время на более глубоководных станциях (50...60 м), расположенных на траверзах Клайпеды и Вентспилса в 40...50 км от берега, численность понтопорей достигала 270...1680 экз./м². Низкая численность *P. affinis* вблизи портов связана, по-видимому, с особой чувствительностью этого вида к антропогенному загрязнению /88, 90/. Количественные показатели *M. baltica* в зоне аварии существенно не отличались от таковых в фоновых районах, а наибольшее количество этих полихет (140 экз./м², при биомассе 1,2 г/м²) было обнаружено на ст. 42Па, т.е. в районе предполагаемого воздействия разлива мазута.

Общая биомасса бентоса в сообществе макомы, несмотря на относительное однообразие условий существования, изменялась в пределах трех порядков. В 1981 г., до аварии "Глобе Асимя", биомасса бентоса по всей Юго-Восточной Балтике (включая районы Балтийска и Вентспилса) колебалась в пределах 7...119 г/м², вблизи Клайпеды - 7...89 г/м²; в 1982 г. по всей акватории - 7...307 г/м², в зоне аварийного разлива - 34...263 г/м². Иными словами, значение общей биомассы в зоне разлива не выходило за рамки значений этого показателя, характерных для сообщества макомы во всей Юго-восточной Балтике. Наконец, в 1983 г. биомасса бентоса в сообществе *M. baltica* в аварийном районе по предварительным оценкам составляла 37...305 г/м².

Соотношение биомасс видов в сообществе макомы довольно стабильно на протяжении всего периода исследований: доминант дает 50...100% общей биомассы, биомасса каждого из субдоминантов (*M. entomon*; *M. arenaria*; *P. elegans*) не превышает 12...14% общей, сохраняются определенные пропорции биомасс животных различных трофических уровней.

Таким образом, после аварии "Глобе Асимя" в сообществе *M. baltica* не произошло существенных перестроек биоценотической структуры и изменения количественных показателей донной фауны; ее основные характеристики в зоне аварии были сходны с таковыми в других районах Юго-Восточной Балтики.

По данным БалтНИИРХа, аварийный разлив нанес значительный ущерб запасам агароносной водоросли фуццеллярии (*Fucellana fastigiata*) и мидии (*Mytilus edulis*). Оценка состояния и величины запасов этих промысловых объектов была произведена в первой декаде мая 1982 г. по стандартной сетке станций (всего 161 станция) на глубинах 8...20 м с использованием подводной телевизионной установки АПТ-2П. Материалы наблюдений сравнивали с данными 1980 и 1981 гг.

Результаты наблюдений показали, что в районе п. Клайпеда - пос. Швентой отмечена гибель всего массива фуццеллярии, составившего 700 т. Масса погибших мидий определена в 100 тыс. т. Запас фуццеллярии на участке пос. Папе - п. Лиепая сократился на 12,3 тыс. т, запас мидии - на 44 тыс. т. Таким образом, по сравнению с 1981 г. общее сокращение запаса фуццеллярии на участке от п. Клайпеда до п. Лиепая составила 13 тыс. т (50%), мидии - 144 тыс. т (30%).

Водоросль фуццеллярия является ценным сырьем для производства агар-агара; сокращение основного запаса привело к резкому сокращению ее штормовых выбросов и, как следствие, вызвало остановку производства агар-агара в Латвии. Кроме того, фуццеллярия является основным поставщиком кислорода в исследованном районе и нерестовым субстратом салаки. Резкое сокращение запасов фуццеллярии и мидии привело также к изменению преднерестовых миграций сельди, так как три основных нерестовых района Юго-Восточной Балтики перестали функционировать.

По мнению сотрудников БалтНИИРХа, такое изменение величины запасов мидий и фуццеллярии должно сказаться в целом на состоянии экосистемы прибрежной зоны Восточной Балтики. Естественного восстановления погибших массивов можно ожидать не ранее чем через 5 лет. Однако учитывая интенсивное антропогенное воздействие на экосистему Балтики, это маловероятно.

По данным АтлантНИРО, аварийный разлив мазута отрицательно отразился и на экосистеме Куршского залива, являющегося высокопродуктивным внутренним водоемом.

В результате аварии танкера в северной части Куршского залива было загрязнено мазутом 1647 га нерестилищ корюшки, щуки, леща, снетка, плотвы и других рыб, 1034 га нагульных площадей этих рыб и 452 га миграционных путей проходных рыб - сига, сверти, корюшки и угля. В результате этого в 1982 г. общий вылов рыбы в Куршском заливе снизился против 1981 г. на 596 т (на 9%), в том числе корюшки на 135 т, сверти на 18 т, сига на 4 т. Кроме того, потеря нагульных площадей, гибель кормовых организмов и нарушение естественного воспроизводства рыб в будущем могут привести к снижению рыбных запасов в Куршском заливе примерно на 25 тыс. т, что, по всей вероятности, скажется на вылове рыбы в течение 4...10 лет. Данные 1983 и 1984 гг. показали снижение общего улова рыбы в Куршском заливе на II и 13% соответственно, в основном за счет наиболее ценных пород рыб.

4.3.4.2. Приурезовая зона

4.3.4.2.1. Зообентос приурезовой зоны

К.Пелконен и П.Тулкин/138/ отмечают, что на скалистых берегах после разлива мазута наблюдалось много мертвой рыбы, главным образом бельдюги. Указывают авторы и на то, что *Codium* является наиболее толерантным к дериватам нефти. По данным других авторов /120, 135/, моллюски и полихета *Nereis diversicolor* весьма толерантны к загрязнению нефтепродуктами. Некоторые ученые/119, 138, 143/ отмечают, что дисперсанты, применяемые при авариях, большей частью токсичнее самой нефти. Исследования, проведенные И.О.Алякринской /2/, показали, что мидии способны отфильтровать из воды эмульгированную нефть, образуя "псевдофекалии".

Пробы зообентоса отбирались дночерпателем Ван-Вина (площадь захвата 0,1 м²) и дночерпателем ДЧ-0,025 (площадь захвата 0,025 м²). Пробы промывали через капроновые сита ячеей в I и 0,5 мм. Остаток осадков вместе с организмами фиксировался в 4%-ном растворе формалина, предварительно забуференного гексамином до pH= 8, в морской воде.

В приурезовой зоне обнаружена очень бедная донная фауна качественно и количественно. Основным компонентом являлся бокоплав *Bathyporeia pilosa*. Плотность населения грунтов в среднем 140 экз./м² (максимум 260, минимум 60). В прибрежье еще обнаружены *Jaera albifrons*, *Macomys integer*, *Crangon crangon*, *Gammarus* sp., *Oligochaeta*, *Nemertini*, *Polydora elegans*. Средняя биомасса составляла 0,476 при минимуме 0,148 и максимуме 0,86 г/м². Следует отметить, что у Папе в пробе оказался один экземпляр *Crangon crangon*,

но его масса (1,12 г) не была включена в общий расчет.

На глубине 2,5 м также повсеместно найден *Bathyporeia pilosa*. Кроме того, на отдельных станциях встречены *Polydora elegans*, *Macoma baltica*, *Mytilus edulis*, *Nereis diversicolor*, *Oligochaeta nemertini*, *Nemertini*, *Harmonia zarsii* и личинки хирономид. Средняя плотность населения грунтов выше, чем в приурезовой зоне - в среднем 1010 при максимуме 3880 и минимуме 40 экз./м². Биомасса достигает 21,87 (в среднем 3,7 г/м²). На одной станции обнаружено по 2...3 рода донных беспозвоночных; повсеместно обитает *B. pilosa*.

На глубине 5 м в грунтах обнаружены 18 видов донных беспозвоночных (в среднем на одной станции 6 видов). Качественно наиболее богатая фауна обнаружена у Паланга (15 видов) и у Лиепая (10 видов). Почти повсюду найдены *Bathyporeia pilosa*, *Macoma baltica*, *Polydora elegans*, *Nereis diversicolor* и *Oligochaeta*, реже - *Gammarus zaddachi*, *Mya arenaria*, *Mytilus edulis*, *Corophium volutator* и личинки хирономид. Средняя плотность донных беспозвоночных - 4754 при минимуме 80 (Нида) и максимуме 12100 (Клайпеда) и 11420 экз./м² (Паланга). У Клайпеды 88% численности дал *Polydora elegans*, а у Паланга - 44% *Mytilus edulis*, 21% *Fabricia sabella* и 18% *Gammarus zaddachi*. Биомасса достигает 39 при максимуме 113 и минимуме 0,05 г/м².

На глубине 10 м в грунтах обитали 18 видов донных беспозвоночных. Часто (более 50% встречаемости) найдены *Oligochaeta*, *Polydora elegans*, *Nereis diversicolor*, *Macoma baltica*, *Mya arenaria*, *Mytilus edulis*, *Bathyporeia pilosa*. Средняя плотность поселений донных организмов составляет 2050 при максимуме 8730 и минимуме 50 экз./м². Средняя биомасса - 29 г/м². Наиболее бедной фауной выделяется участок у Папе, где обнаружены и минимальная плотность 50 экз./м² (август) и минимальная биомасса 0,717 г/м² (май). Является ли это следствием аварии, неизвестно, поскольку в грунтах нефтепродукты визуально обнаружены не были.

Вдоль изобаты 30 м зарегистрировано наибольшее видовое разнообразие - 22 вида донных беспозвоночных. Почти везде обитают *Macoma baltica*, *Oligochaeta*, *Polydora elegans*. Несколько реже найдены *Nereis diversicolor*, *Mytilus edulis*, *Corophium volutator*, *Nalacryptus spinulosus*, *Pontoporeia affinis*. Среднее число видов в пробах - около 8 при максимуме 14 (Лиепая) и минимуме 6 (Нида). Плотность заселения грунтов колеблется от 190 (Нида) до 10000 (Клайпеда), при средней оценке 3545 экз./м². Биомассы высокие и составляют от 11,4 (Нида) до 390 (Клайпеда), в среднем - 255,3 г/м².

Во время исследований визуально в грунтах обнаружены следы нефтепродуктов у Клайпеды (12), Паланги (30) и Папе (30 м). Всего в обследованном районе найдено 28 таксонов донных беспозвоночных, что соответствует данным, полученным ранее (1977-1981 гг.).

Таким образом, в результате исследований не выявлено отрицательного влияния аварийного разлива мазута на донную фауну восточного побережья Балтийского моря.

4.3.4.2.2. Мейобентос приурезовой зоны

Изучение влияния нефтяного загрязнения на мейофауну прибрежной зоны морей начато сравнительно недавно и идет в нескольких направлениях: исследуются последствия катастрофических разливов нефтепродуктов, проводятся экспериментальные разливы нефти в прибрежных участках моря с последующим длительным исследованием изменений в донных биоценозах, определяются наиболее токсичные виды нефтепродуктов.

Авария в ноябре 1981 г. у порта Клайпеда танкера "Глобе Асиями" привела к разливу мазута и выбросу его на пляжи Литвы. Комплексная экспедиция по выявлению последствий аварийного разлива, организованная Институтом океанологии АН СССР и Институтом зоологии и паразитологии Литовской АН, прибыла на место работ в апреле 1982 г., т.е. через 5 мес после катастрофы. Основная часть выброшенного на берег мазута на участке литовского побережья от границы с Латвией до Клайпеды была уже собрана и отвезена в карьеры. Другая - частично весенними штормами, частично бульдозерами, была сдвинута к дюнам, где образовалась темно-коричневая песчано-мазутная смесь. Самые загрязненные участки характеризовались также наличием нефтяной пленки у уреза воды. Такими участками являлись пляжи у ручья Ошупис в районе р. Ашареле. Отдельные капли мазута в приурезовой зоне встречались довольно часто. Контрольным был выбран участок на Куршской косе, где выбросов мазута не было.

Пробы донного осадка на мейобентос собирали у уреза воды на 23 полигонах вдоль всего побережья Литвы. Пробоотборником служили стеклянные трубки диаметром 2 и 3 см. Каждая проба состояла из 10 случайным образом отобранных порций. Вертикальное распределение мейобентоса в осадке изучали в колонках грунта высотой 5 см. Ивотных отделяли от осадка путем отмучивания проб в большом объеме воды с последующей промывкой взвеси через капроновое сито с ячейей 100 мкм. Отдельно рассматривалась мейофауна крупнозернистых и мелкозернистых осадков.

Мейофауна пляжей Куршской косы, где выбросов мазута не было, была представлена нематодами, турбелляриями, олигохетами, молодью амфипод, моллюсков и полихет. В мелкозернистых песках преобладали нематоды, в крупнозернистых - турбеллярия. Все организмы были приурочены к верхнему сантиметровому слою осадка, где численность их составляла в среднем около 30 экз./10 см².

На самых загрязненных пляжах под нефтяной пленкой у уреза воды в мелкозернистых осадках мейобентос отсутствовал во всей колонке грунта. На крупнозернистых осадках отмечены вертикальные миграция нематод с поверхности в более глубокие слои грунта при численности несколько экземпляров под площадью 10 см². Других представителей мейофауны на загрязненных пляжах отмечено не было. На загрязненных участках пляжей с отдельными каплями мазута у уреза воды были обнаружены единичные нематоды, турбеллярии и олигохеты. Численность их не превосходила 10 экз./10 см².

На пляжах, где мазутное загрязнение отмечалось только в верхних и средних горизонтах берега, а кромка воды оставалась чистой, мейофауна зоны заплеска была сравнима по численности и составу с мейофауной контрольного полигона на Куршской косе.

Повторная экспедиция на место аварии в июле 1982 г., через 8 мес. после разлива, выявила уменьшение мазутного загрязнения исследуемом районе. Исчезли нефтяная пленка и капли мазута у уреза воды. В мейобентосе по всей прибрежной зоне были найдены нематоды, гарпактициды, турбеллярии, олигохеты, клещи, молодью полихет, амфипод, единичные мелкие двустворки и гастроподы. Средняя численность мелких беспозвоночных составляла более 100 экз./10 см². Реконструкция крупнозернистых осадков на ранее загрязненных участках прошла успешнее, чем мелкозернистых, способных в большей степени аккумулировать токсичные вещества. Так, мейофауна крупнозернистых грунтов в районе р. Ашареле стала сравнима с фауной крупнозернистых осадков контрольного полигона на Куршской косе. В мелкозернистых осадках в районе ручья Ошупис численность мейофауны не превышала 50 экз./10 см², что в среднем составляло только половину численности мейофауны мелкозернистых грунтов Куршской косы. Таким образом, через восемь месяцев после разлива мазута мейофауна практически восстановилась по всему побережью, за исключением сильно загрязненных участков с мелким песком.

Примерно такие же темпы восстановления мейофауны наблюдались после аварии танкера "Амоко Кадис" [141, 142]. Мейофауна пляжей у Роскоффа и в устье р. Морле была обследована через 10 дней, 3 и 4 недели и 7 мес после загрязнения акватории нефтью. Примерно через 3...4 недели плотность мейофауны уменьшилась, особенно на самых

загрязненных станциях. Наиболее чувствительными к нефтяному загрязнению оказались турбеллярии и копеподы. Остракоды и олигохеты были уничтожены практически полностью, но через 7 мес численность их полностью восстановилась. За 7 мес произошла перестройка компонентов мейофауны. Копеподы составили только 2% мейофауны. Сильно возросла доля нематод. Было отмечено падение видового разнообразия нематод за счет массового развития нескольких оппортунистических видов /96/. При аварии "Амоко Кадиэ" особенно сильно пострадала фауна мелкозернистых осадков /99/, хотя полной гибели мейофауны не произошло, что объясняется малой токсичностью разлившейся нефти и активной гидродинамикой района.

Анализ накопившихся данных по влиянию катастрофических разливов нефтепродуктов на выживание мейофауны позволяет сделать ряд выводов:

1. Основная гибель мейобентосных организмов происходит в первые месяцы после аварии.

2. Сроки восстановления мейофауны зависят от вида нефтепродукта и комплекса абиотических факторов, таких как гранулометрический состав осадка, скорость приливов и прибрежных течений.

3. При активном гидродинамическом режиме на крупнозернистых донных осадках полное восстановление мейофауны может произойти за один год.

4.3.4.3. Куршский залив

4.3.4.3.1. Бентос в Клайпедском проливе

В северной части Куршского залива взято 72 пробы, из них 34 после аварии. Кроме того, производился осмотр грунта при дноуглубительных работах в Клайпедском проливе в 1982-1983 гг. на судах "Турейда" и "Александр Уриваев".

В Куршском заливе пробы отбирали с маломерных судов Клайпедской ГМО дночерпателем Петерсена (площадь захвата $0,025 \text{ м}^2$) и драгой (входное отверстие $120 \times 350 \text{ мм}$). Донные отложения промывали через сито из газа № 21 (ячей $0,4 \times 0,4 \text{ мм}$), выборку и определение организмов проводили под бинокляром МБС-9. Пробы фиксировали 4%-ным нейтрализованным формалином.

В северной части Куршского залива на станциях 1, 2, 3 (рис. 4.30) и на станциях 4, 8, 12 (рис. 4.31) пробы отбирали весной, летом и осенью с октября 1980 г. по май 1983 г. На остальных станциях (1а, 1б, 2а, 2б, 3а, 3б, 3в) проведены рекогносцировочные исследования в 1982-1983 гг. Клайпедский пролив мы рассматри-

ваем отдельно от остальной акватории северной части залива ввиду специфических условий существования донной фауны на этом участке.

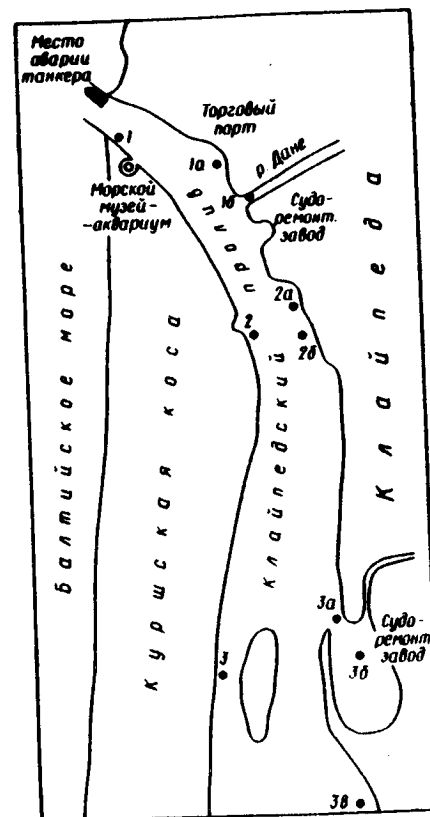


Рис. 4.30. Схема станций отбора проб бентоса в Клайпедском проливе

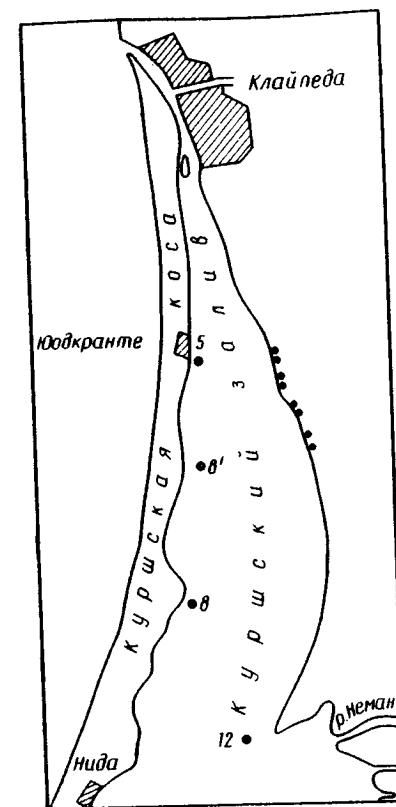


Рис. 4.31. Схема станций отбора проб бентоса в северной части Куршского залива:

Точки - место осмотра восточного берега

У западного берега пролива (станции 1, 2, 3) на илстых и песчаных грунтах распространено сообщество *Oligochaeta* + *Nereis diversicolor*. Здесь число видов в одной пробе изменяется от 3 до 12, в среднем составляя 6...7 видов. На твердых грунтах (валуны, морена) встречаются участки с преобладанием *Valanus improvisus*, где число видов в одной пробе колеблется от 10 до 18 (в среднем 14...15).

Количественные показатели донного сообщества на станциях I, 2, 3 в течение всего периода наблюдений изменяются довольно значительно (в пределах 3...4 порядков). Эти резкие колебания связаны с нестабильностью условий существования: резко меняющимся и неустойчивым гидродинамическим режимом, хроническим антропогенным загрязнением, изменением субстрата в результате дноуглубительных работ. Специальное исследование, показывающее дестабилизирующее воздействие промышленного стока г. Клайпеда на донную фауну в северной части Куршского залива, содержится уже в работах /I3, I4/; есть также сведения /39/ о неблагоприятном воздействии дноуглубительных работ.

До разлива, в 1980-1981 гг., общая численность организмов в сообществе олигохет и нереев изменялась от 80 до 53400 экз./м², биомасса от 0,1 до 36 г/м²; после разлива соответственно 120... 22800 экз./м² и 0,1...40 г/м² (рис. 4.32, 4.33). Особенно велики были различия между станциями I и 3.

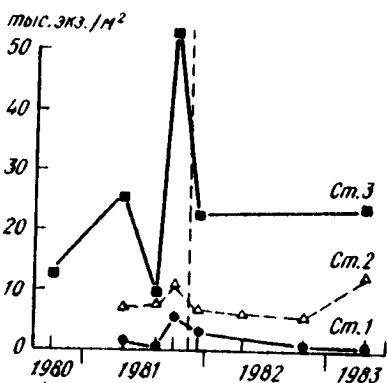


Рис. 4.32. Общая численность организмов в сообществе *Oligochaeta* + *N. diversicolor* в Клайпедском проливе (октябрь 1980 - май 1983 гг.): Точки - время аварии

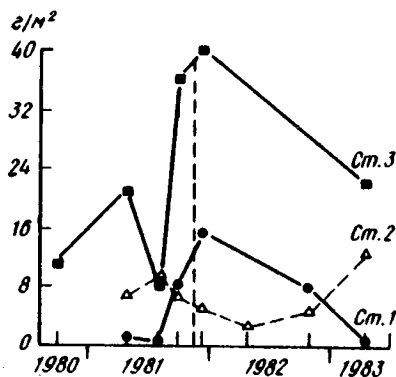


Рис. 4.33. Биомасса организмов (г/м²) в Клайпедском проливе (октябрь 1980 - май 1983 г.): Точки - время аварии

Изменения биомассы одной из доминантных групп - олигохет - в 1980-1983 гг. показаны на рис. 4.34. Отдельно на каждой станции эти изменения были статистически незначимыми (не выходили за пределы одного порядка), какой-либо общей для всех трех станций тенденции к уменьшению или увеличению биомассы после разлива не наблюдалось. Однако следует заметить, что на ст. I в мае 1983 г. впервые за три года исследований малощетяковые черви не были обнаружены.

Сведения о биомассе и численности другого доминанта сообщества - полихеты *N. diversicolor* - приведены в табл. 4.23. Тенденция к

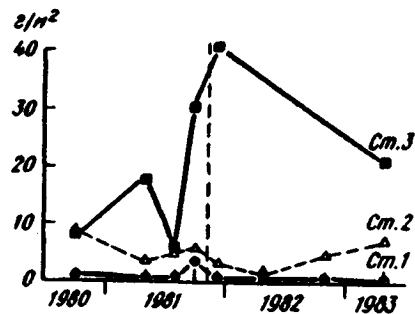


Рис. 4.34. Биомасса *Oligochaeta* в Клайпедском проливе

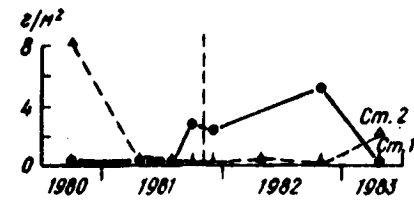


Рис. 4.35. Биомасса *N. diversicolor* в Клайпедском проливе

снижению биомассы после разлива не проявилась (рис. 4.35). Крупные особи полихет малодоступны для применявшейся модели дночерпателя, но они были обнаружены в апреле 1982 г. в ковшах дноуглубительного судна "Турайда", производившего работы у западного берега пролива в районе ст. 2. Капитан судна отметил, что при работах на этом участке крупные экземпляры червей встречались по несколько десятков

Таблица 4.23

Численность (экз./м²) (А) и биомасса (г/м²) (Б) в Клайпедском проливе (пробы отобраны дночерпателем ДЧ-0,025)

Дата	Ст. I		Ст. 2		Ст. 3	
	А	Б	А	Б	А	Б
X 1980	20	0,1	600	8,2	40	0,5
У 1981	20	0,5	40	0,4	50	2,6
УШ 1981	0	0	0	0	0	0
Х 1981	80	2,9	0	0	40	0,1
ХП 1981	320	2,4	0	0	0	0
У 1982	-	-	20	0,4	0	0
ХI 1982	40	5,1	0	0	Качественная проба присутствует	
У 1983	0	0	1000	2,0	40	0,1

штук довольно часто и до, и после аварии "Глобе Асими". Есть все основания предполагать, что найденные полихеты принадлежат к местной популяции, обитавшей в проливе во время катастрофы танкера. В мае 1983 г. на ст. 2 в качественной пробе была найдена крупная особь *N. diversicolor* (вес - 740 мг).

Исследования, проведенные в районе нефтехимического стока /126/, показали, что в сильно загрязненной зоне, которая следует за безжизненной зоной, уже появляются *N. diversicolor*, *Oligochaeta*, *M. baltica* и *Hydrobia ulvae*, кроме того, имеются экспериментальные данные /92/, свидетельствующие о том, что *N. diversicolor* и *M. baltica* не эмигрировали из загрязненных нефтью зон, и их смертность под влиянием нефти не увеличивалась. По классификации А.А. Ярвелькига /88/, нерис является α -мезосапробом, т.е. достаточно резистентен по отношению не только к нефтяному, но и к любому другому органическому загрязнению. Все эти факты позволяют сделать вывод, что авария не оказала заметного влияния на популяцию полихеты *N. diversicolor*, обитающую в Клайпедском проливе.

У восточного берега пролива на ст. 26 после аварии обнаружено сообщество, состоящее из 30 видов, причем наряду с подвижными формами (*Balanus locusta*, *G. zaddachi*, *Corophium volutator*, *Mysis*) присутствовали и прикрепленные многолетние организмы (*Balanus improbus*).

В устье р.Дане (ст. 1д) в донных отложениях (крупном песке с хрящом и ракушей) содержалось большое количество кусочков угля, резины, дерева, алюминиевой фольги. Несмотря на это найдено 5 видов донных беспозвоночных, в том числе неподвижные формы: двусторчатый моллюск *Dreissena polymorpha* и *B. improbus*, использовавший дрейссену в качестве субстрата. И тот, и другой виды были представлены несколькими возрастными стадиями - от сеголеток до 4...6 лет. Таким образом, в тех биотопах у восточного берега, где происходит интенсивная смена воды, и после разлива мазута сохранились многолетние неподвижные организмы, обитавшие в Клайпедском проливе до него.

На станциях 1а, 2а, 3а, 3б, 3в донная фауна не была обнаружена. Грунт здесь был представлен черным вязким илом с запахом сероводорода, часто с мелкими радужными пятнами. На ст. 3а 7 апреля 1982 г. были найдены куски морены и камеша, облепленные мазутом, по виду напоминавшим тот, который был пролит "Глобе Асими". Береговая линия на восточной стороне пролива изрезана мелкими бухтами и ковшами морского и рыбного портов, судоремонтных заводов и других предприятий, а нефть, как известно /93/, иногда в значительных количествах концентрируется на тонких осадках во внутренних частях бухт.

Таким образом, из-за хронического загрязнения этой зоны обнаруживать влияние разлива мазута оказалось практически невозможно. На станциях 5 и 8 дно (заклепанный песок, ил с ракушей) заселено сообществом, в котором по биомассе доминируют моллюски рода *Valvata*, субдоминанты - *Oligochaeta*. Сообщество имеет часто пресноводный облик, из солоноватоводных видов постоянно встречается только брхконогий моллюск *Potamopyrgus jenkinsi*. Число видов в пробах достигало 17...19, что выше, чем в среднем по всему заливу. На ст. 5 из сезона в сезон как до, так и после катастрофы основу численности и биомассы создавали восемь постоянно встречающихся групп: *Valvata*, *Oligochaeta*, *Nematoda*, *Pisidiidae*, *Ostracoda*, *Chironomidae*, *Bithynia*, *Potamopyrgus*.

Изменения биомассы (рис. 4.36) на протяжении всего периода наблюдений, в том числе и после аварии, не выходят за рамки одного порядка (13...87 г/м²); практически отсутствует разница между средними значениями биомассы бентоса до разлива (43 г/м²) и после него (45 г/м²).

Таким образом, сообщество *Valvata*, распространенное в 20...30 км к югу от устья залива в течение нескольких сезонов как до, так и после разлива, сохраняло основные черты своей структуры.

На станциях 8 и 12 встречается практически постоянно *Dreissena polymorpha*. С друзьями этого двусторчатого моллюска связана обильная и равнообразная фауна, в состав которой входит представитель многих экологических группировок бентоса /3, 4, 13/.

В одной пробе отмечали до 28 видов беспозвоночных (в среднем 18...19 видов), а всего в это сообщество входит более 70% видов, характерных для Куршского залива. Биомасса бентоса в сообществе дейссены и до, и после разлива измерялась, как правило, тысячами г/м² (максимум - 10 200), а общая численность организмов достигала 54...59,5 тыс. экз./м². Сообщество дрейссены развивается в благоприятных стабильных условиях, которые определяют устойчивость его видового состава, хронологической и биоценотической структур. Никаких специфических изменений после 21 ноября 1981 г. в этом бентосном комплексе не произошло.

В мае 1982 г. был осмотрен восточный берег Куршского залива в районе Древерны. На берегу (низкий заливной дуг) были обнаружены в массовых количествах раковины двусторчатых моллюсков родов *Anodonta*, выброшенные штормом. Было просмотрено несколько десятков экземпляров этих моллюсков, но следов мазута на них обнаружить не удалось. Однако на расстоянии 200...300 м от уреза воды на высоте 0,8...1,2 м от земли на кустарнике, на изгороди были найдены куски тростника, загрязненные мазутом, тина с мазутом и мазутные

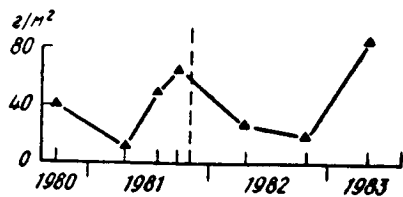


Рис. 4.36. Общая биомасса организмов в сообществе *Valvata* (ст. 5)

значительное количество загрязняющих веществ не оказало заметного влияния на донную фауну Куршского залива.

Заключение

Идентификация долговременных влияний нефтяных разливов, как известно /98, 137/, затруднена природными колебаниями условий среды. Результаты проведенных исследований позволяют сделать следующие выводы:

1. В Клайпедском проливе, где загрязнение было наиболее интенсивным, выявить специфическое влияние мазута на донную фауну не удалось ввиду нестабильности условий, в которых она развивается.
2. Сравнение наших данных с литературными /3, 14, 35, 39, 42, 48, 88, 124/ показало, что, несмотря на некоторые отклонения в значениях биомассы и численности организмов, донная фауна сохранила принципиальные черты хорологической, биоценотической, видовой структур.
3. Аварийный разлив не оказал заметного влияния на донную фауну исследованной нами акватории из-за исключительных условий, в которых он произошел (низкая температура воды, препятствовавшая плавлению мазута, штормовые ветра западных направлений, выбрасывавшие его на берег), и оперативного сбора мазута на акватории Клайпедского порта и с загрязненных берегов.

4.3.4.3.2. Бентос в Куршском заливе

Цель исследований заключалась в оценке состояния донных сообществ Куршского залива в 1982 г. после разлива мазута (1981 г). Орудием сбора бентоса служил дночерпатель модели Петерсена с площадью захвата 0,025 м². Промывка бентоса производилась через шел-

ковый газ с ячеей 0,5 мм. При разборке бентоса все организмы измеряли, просчитывали и взвешивали на торсионных весах (после предварительной обсушки на фильтровальной бумаге). Численность и биомассу организмов приводила к одному квадратному метру поверхности дна. Объем собранного материала показан в табл. 4.24.

Таблица 4.24

Объем собранного и обработанного материала в 1982 г. по Куршскому заливу

Показатель	Месяц								Итого
	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	
Бентос	8	-	19	9	18	21	18	12	105

Анализ состояния бентоса в 1982 г. показал, что во все месяцы исследования биомасса его основных групп оставалась высокой. Кириномиды составляли от 10 до 20 г/м², что соответствовало данным 1975-1976 гг. Олигохеты в отдельные месяцы (апрель, август, декабрь) давали биомассу до 20 г/м² при средневегетационной - 10, что в два раза выше, чем в высокопродуктивный для этой группы 1976 г. Необычно высокая для Куршского залива биомасса олигохет в 1982 г. образовывалась за счет устойчивых к загрязнению видов рода *Limnodrilus* /87/.

В существующих системах оценки качества воды виды этого рода считаются индикаторами α -мезосапробных вод. На станциях 23, 24 виды рода *Limnodrilus* составляли более 80% общей массы бентоса, что указывает на полисапробность зоны (табл. 4.25).

В распределении *L. clavigeris*, доминирующего вида рода *nodulus*, по акватории залива отмечено возрастание его биомассы на станциях центрального и восточного районов в 5...7 раз, на южных станциях северного района - в 4 раза (рис. 4.37).

Вместе с тем в 1982 г. в заливе отмечалось снижение чувствительных к загрязнению олигохет рода *Potamotrix*, что показано в табл. 4.26. Биомасса *P. hammoniensis*, составляющего 49% общей массы олигохет, сократилась незначительно (в 1,2 раза) по сравнению со среднемноголетней (табл. 4.26). В центральном районе залива его количественные характеристики снизились примерно в два раза. На ст. 19 (район Нады) в 1982 г. *P. hammoniensis* образовывал в три раза меньшую, чем в 1975 и 1976 гг., биомассу за счет более низкого весового роста особей (рис. 4.38). Олигохета *P. moldaviensis* -

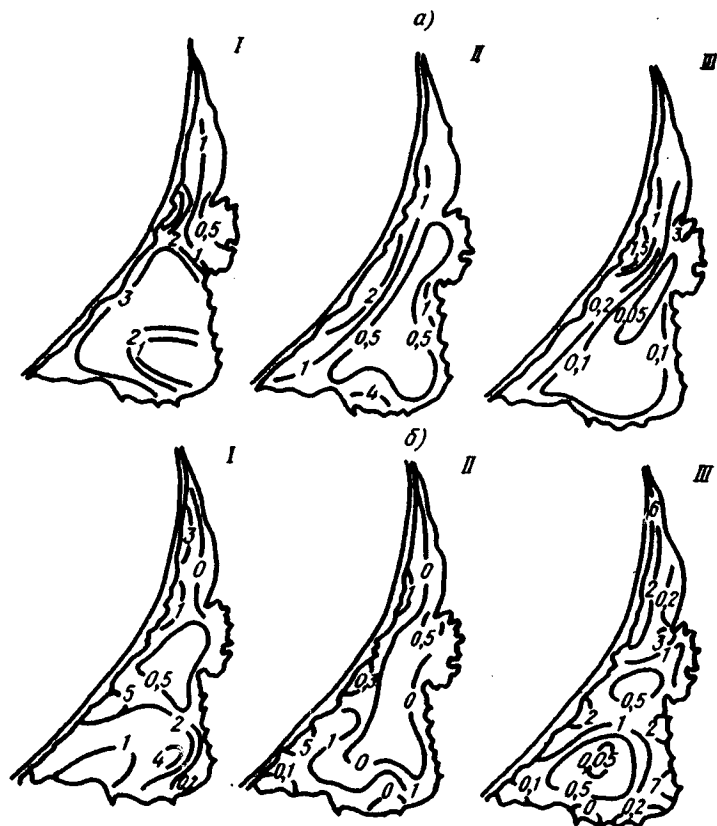


Рис. 4.37. Распределение биомассы *Potamothenis hammoniensis* (I), *P. moldaviensis* (II), *Kinodrilus clavaedentatus* (III) по акватории Куршского залива ($г/м^2$) в 1975 г. (а) и в 1982 г. (б)

второй массовый вид рода *Potamothenis*, обычно составляет до 20% общей массы олигохет залива. В 1982 г. биомасса этого вида снизилась вдоль коны в 5 раз (с $2 г/м^2$ в 1975 г. до $0,4 г/м^2$ - в 1982 г.) и на южных станциях северного района - в 3 раза (с $0,9 г/м^2$ в 1975 г. до $0,3 г/м^2$ в 1982 г.).

Таблица 4.25
Биомасса ($г/м^2$) бентоса северной части Куршского залива в 1982 г.

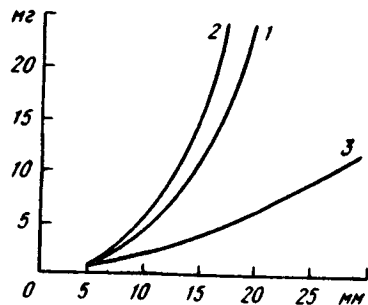
Месяц	Группа организмов	Станция					Среднее	Процент
		22	23	24	25	26		
Февраль	Хиროномиды	-	0,4	0,6	0	0	0,3	8,8
	Олигохеты	-	2,8	2,6	0,2	0	1,9	49,6
	Моллюски	-	-	4,7	-	0	1,6	41,6
	Итого	-	3,2	7,9	0,2	-	3,8	100,0
Апрель	Хиროномиды	-	1,8	12,8	26,3	19,7	12,1	29,3
	Олигохеты	12,7	7,9	14,2	16,4	17,6	13,8	33,3
	Моллюски	72	-	-	-	0,4	14,5	35,0
	Пиявки	4,1	-	-	0,3	-	0,9	2,1
	Прочие	-	-	0,4	0,2	-	0,1	0,3
Итого	88,8	9,7	27,4	43,2	37,7	41,4	100,0	
Май	Хиროномиды	9,2	-	-	-	4,6	6,9	50,4
	Олигохеты	13,5	-	-	-	0,08	6,8	49,6
	Итого	22,7	-	-	-	4,7	13,7	100,0
Август	Хиროномиды	1,2	13,4	0,5	-	-	5,0	80,3
	Олигохеты	0,2	0,4	3,0	-	-	1,2	19,2
	Пиявки	0,1	-	-	-	-	0,03	0,5
	Итого	1,5	13,8	3,5	-	-	6,3	100,0

Таблица 4.26
Биомасса *P. hammoniensis* ($г/м^2$) в Куршском заливе по годам.

Год	Месяц							Среднее
	IY	Y	VI	VI	VI	VI	VI	
1975	2,6	2,2	1,6	1,2	1,5	1,2	1,3	1,6
1976	3,0	4,0	1,2	1,4	1,4	2,6	3,2	2,4
1979	-	2,9	0,6	0,5	0,4	-	0,1	0,9
Среднее	2,8	3,0	1,1	1,0	1,1	1,9	1,5	1,7
1982	2,6	2,7	1,1	0,6	0,6	0,7	-	1,4

Рис. 4.38. Изменения массы *P. hammonii* от его длины района Нида по годам:

1 - 1975 (B=3,8); 2 - 1976 (B=4,0);
3 - 1982 (B=1,0); (B - биомасса ви-
да, г/м²)



Кроме того, из биоценоза северного района выпала полихета *Nereis diversicolor*, постоянно встречающаяся в предыдущие годы в районе ст. 25. Грунт на этой станции в пробах до сентября 1982 г. имел запах мазута.

В районе Клайпедского порта грунт представлял собой черную маслянистую массу, в которой полностью отсутствовали живые организмы. Пробы бентоса Клайпедского района были очень бедными.

Таким образом, обнаруженные в 1982 г. изменения структурных характеристик бентосных сообществ, возможно, явились ответом системы на нарушение ее равновесия.

4.3.5. Функциональные характеристики

4.3.5.1. Открытый шельф

4.3.5.1.1. Первичная продукция на открытом шельфе

Первичную продукцию и фотосинтетические пигменты определяли на станциях (1, 4, 16, 17, 29, 30, 42, 43, 55, 56) во время рейсов НИС "Океанограф" в июне и августе 1982 г. и в июне 1983 г. (только первичную продукцию). Глубина станций от 11 до 20 м. Первичную продукцию определяли скляночным методом в радиоуглеродной модификации /79/.

Пробы воды отбирали с горизонтов 0,5; 2; 5; 10 м семилитровым пластмассовым батометром. Склянки объемом 250 мл экспонировали на палубе при естественном освещении в резервуаре с проточной забортовой водой в течение 6 ч, сразу после полудня. В работе использовался раствор ^{14}C активностью $2,6 \cdot 10^6$ имп. (миллион-мил). В каждую склянку вносили по 0,5 мл этого раствора. По истечении времени экспозиции содержимое склянок (100 мл) фильтровали через мембранные фильтры "Синпор" (ЧССР) с диаметром пор 0,85 мкм (№ 4). Дальнейшую обработку фильтров и вычисление первичной продукции проводила в лаборатории кафедры радиохимии МГУ, располагающей современными жидкостными сцинтилляционными счетчиками типа SL-4220 (Франция),

снабженными ЗЕМ для расчета первичной продукции с учетом возможных случайных ошибок. Продукция под единицей площади рассчитана с использованием графического способа /79/.

Из фотосинтетических пигментов определяли хлорофиллы "а", "в", "с", используя методику, разработанную рабочей группой при SKOR-ИНЕСКО (SKOR-UNESCO, 1966). Пробы отбирали с тех же горизонтов, что и на первичную продукцию. Фильтровала 5 л воды через мембранные фильтры "Синпор" (ЧССР) с диаметром пор 0,85 мкм (№ 4).

Первичную продукцию и концентрации хлорофиллов измеряли для каждого горизонта в отдельности.

Результаты исследований

Результаты измерения первичной продукции в приклайпедском районе (табл. 4.27) свидетельствуют о том, что летом 1982 г. (через полгода после разлива) самые низкие по сравнению с остальными станциями уровни продукция характерны для района п.Лиепая (0,6... 0,7 гС/(м²·сут). Поскольку в июне и августе 1982 г. и в июне 1983 г. продукция была практически одинакова, можно считать, что влияющая разлива на функциональную активность фитопланктона в этом районе не выявлено. Полученная нами средняя оценка первичной продукции (около 0,07 мгС/л·сут) для поверхностного слоя 0,5 м оказалась довольно близка к данным, полученным Г.Л.Марголиной /44/ в мае 1976 г. в этом районе на станции более, чем на 100 м, удаленной от берега (0,03 мгС/л·сут). В других районах в прибрежной зоне продукция была почти на порядок выше величины /44/ для открытой части Балтики.

Таблица 4.27

Первичная продукция (гС/(м²·сут) в прибрежной зоне на участке п.Нида - п.Лиепая

Дата	Станция									
	1	4	16	17	29	30	42	43	55	56
Июнь 1982	2,5	1,0	4,8	6,3	1,8	1,4	1,8	1,8	0,7	0,6
Август 1982	3,5	1,8	2,9	1,6	1,1	1,1	2,2	2,7	0,7	0,6
Июнь 1983	4,2	1,5	2,0	0,1	0,2	0,3	1,5	4,0	0,7	-

Максимальные значения продукции (6,3 гС/(м²·сут) отмечены на станциях 16 и 17 в районе порта Клайпеда. В июне 1982 г. здесь зарегистрированы величины, более чем в три раза превышающие среднюю, рассчитанную для остальных станций. В августе 1982 г. скорость фо-

тосинтеза и содержание хлорофиллов практически находились на том же уровне, что и на остальных исследованных станциях. С одной стороны, такие высокие значения первичной продукции в июне могли быть связаны с повышенным количеством аллохтонной органики в этот период (возможно, в результате аварии танкера); с другой стороны, увеличение продукции могло возникнуть в результате выноса пресных вод из Куршского залива в июне. В августе 1982 г. и в июне 1983 г., в условиях сильного ветрового нагона и перемешивания, интенсивного поступления вод из залива в период отбора проб не было. Вертикальное распределение продукции и хлорофилла на станциях I6 и I7 (рис. 4.39) показывает, что в июне 1982 г. практически все органическое вещество синтезировалось в верхнем двухметровом слое (наиболее распресненном).

В остальных районах первичная продукция составляла в среднем $1,5...2,0 \text{ гС}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$. В близких к полигону районах Центральной Балтики летом 1978 г. суточная продукция в среднем составляла $0,25 \text{ гС}/\text{м}^2 \cdot \text{сут}$. Полученные нами значения выше почти на порядок, что объясняется, по-видимому, тем, что прибрежные воды, как правило, более продуктивны. Наши оценки несколько выше и значений, полученных в прибрежной части Финского залива - $0,5 \text{ гС}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ /40/.

Сравнивая данные по величине первичной продукции, полученные нами в июне 1983 г. и 1982 г., можно отметить, что существенных изменений в фотосинтетической активности не произошло (табл. 4.27), за исключением ст. I7 (в районе порта Клайпеда), где в 1983 г. наблюдалось снижение первичной продукции до весьма низкой величины ($0,1 \text{ гС}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$).

На станциях I, 4 в районе п.Нида межгодовые отличия в скорости продуцирования незначительны; отмеченная в 1982 г. тенденция, согласно которой на ст. I продукция примерно в 2,5 раза выше, чем на ст.4, сохранялась и в 1983 г. В районе Папесцием межгодовые различия наблюдались только на станции 43 (рис.4.40).

Наибольшие различия в интенсивности образования органического вещества отмечены на станциях в районе непосредственного разлива - порты Клайпеда и Паланга, где они уменьшились на порядок. Это может свидетельствовать о том, что в июне 1982 г. в результате разлива мазута в порту Клайпеда возникли предпосылки к эвтрофированию. Результаты анализа данных по первичной продукции хорошо согласуются с полученными в июньской и августовской экспедициях результатами изучения хлорофиллов.

Обычными представителями морского фитопланктона Балтийского моря, вызывающими "цветение" воды, являются диатомовые водоросли, содержащие хлорофиллы "а" и "с". Однако вместе с водами р.Неман в прибрежную часть моря поступают значительные количества синезеле-

ных и зеленых водорослей, которые помимо указанных хлорофиллов содержат хлорофилл "в". Нами были обнаружены все три формы хлорофиллов.

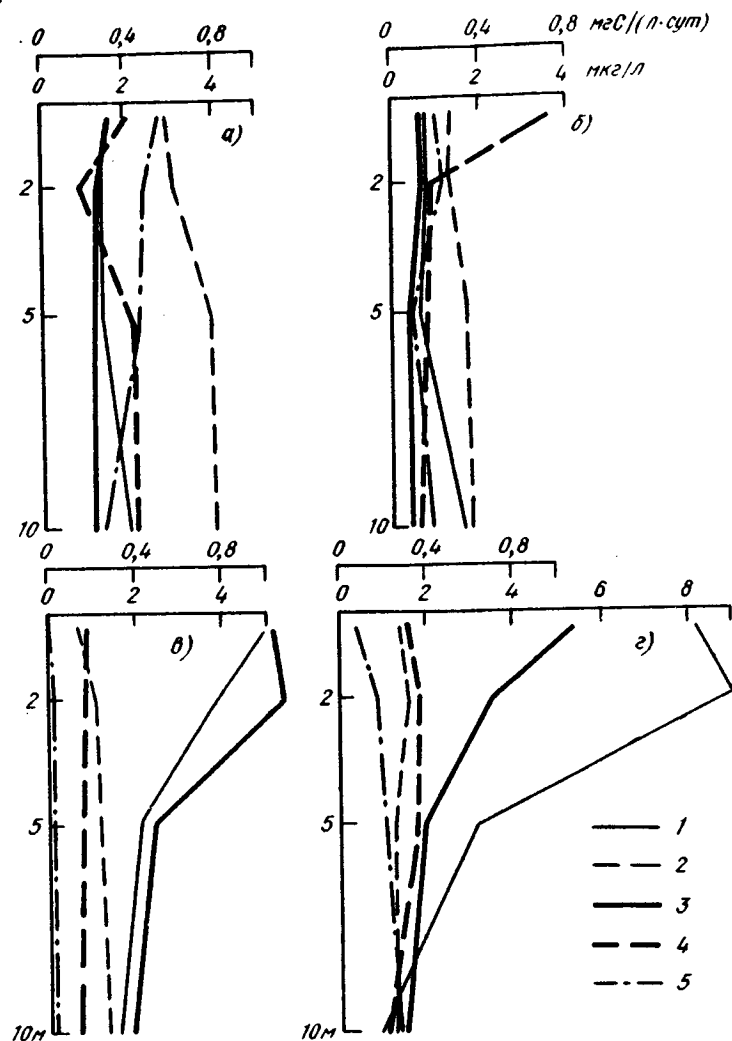


Рис. 4.39. Вертикальное распределение суммарного хлорофилла и первичной продукции на станциях приклайпедского полигона: а - ст. I, б - ст. 4, в - ст. I7, г - ст. I6; I - хлорофилл, июнь 1982 г.; 2 - хлорофилл, август 1982 г.; 3 - первичная продукция, июнь 1982 г.; 4 - первичная продукция, август 1982 г.; 5 - первичная продукция, июнь 1983г.

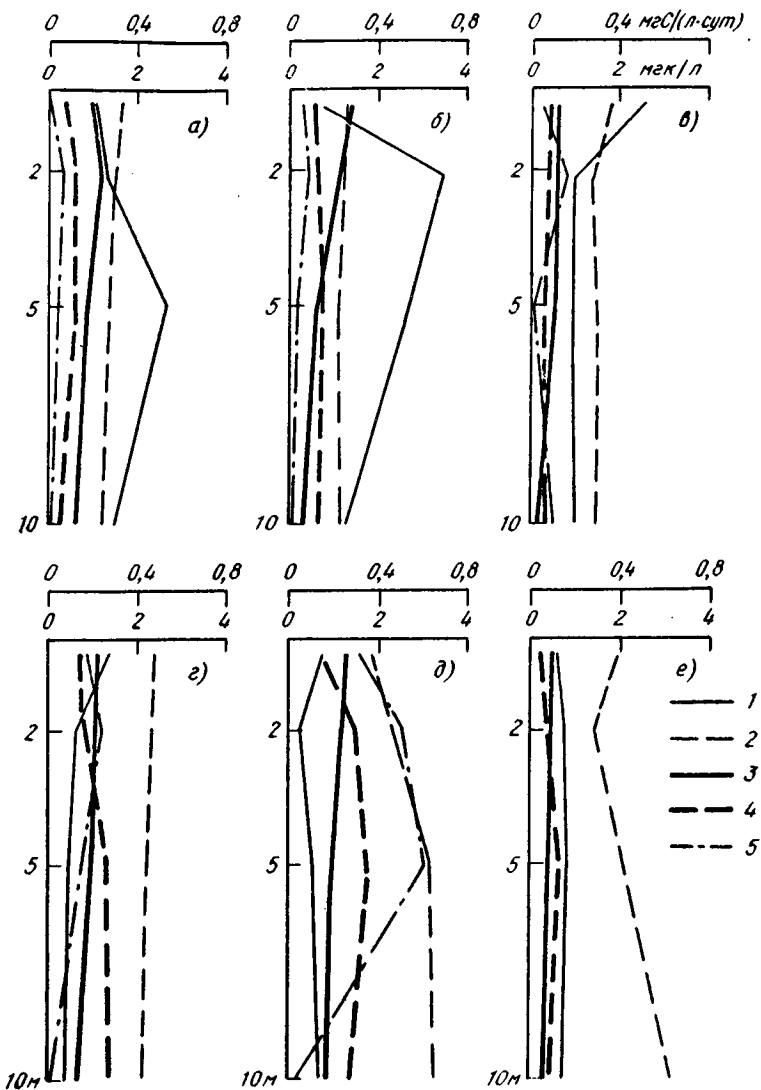


Рис. 4.40. Вертикальное распределение суммарного хлорофилла и первичной продукции на станциях приклайпедского полигона: а - ст. 29, б - ст. 30, в - ст. 55, г - ст. 42, д - ст. 43, е - ст. 56

I-5 - см. рис. 4.39

Содержание хлорофиллов в водах приклайпедского полигона колебалось в широких пределах. В июне их максимальные концентрации (8...9 мкг/л) отмечены на Клайпедском разрезе (ст. 16, горизонты 0,5 и 2 м); минимальное значение наблюдалось на ст. 43 (Папесцием, горизонт 2 м) и составляло 0,33 мкг/л; в остальных районах значения не выходили за пределы 0,8...1,5 мкг/л.

В августе колебания содержания хлорофиллов были менее ярко выражены, чем в июне. Максимальная оценка хлорофиллов составляла около 4 мкг/л на горизонтах 5 и 10 м ст. 3 (Нида), а минимальное значение (0,79 мкг/л) было зарегистрировано на ст. 17 (Клайпеда, горизонт 0,5 м). В остальных случаях величины этого показателя не выходили за пределы, отмеченные на большинстве станций в июне.

Анализируя данные по содержанию хлорофиллов "а", "в" и "с" в фитопланктоне, следует отметить, что концентрации хлорофилла "а" по всем горизонтам на станциях, расположенных мористее (станции 4, 17, 30, 43, 56), ниже, чем на станциях, расположенных ближе к берегу, по каждому разрезу соответственно.

Содержание хлорофилла "в", как правило, на всех горизонтах всех станций ниже содержания хлорофилла "а" в июне и в августе. Исключение составлял поверхностный горизонт (июнь, 0,5 м, ст. 55) на разрезе п. Лиепая, где отмечено обратное их соотношение (хлорофилл "в" - 0,60; хлорофилл "а" - 0,49 мкг/л). Концентрация хлорофилла "с" в этой же пробе была выше, чем хлорофиллов "в" и "а" (0,99 мкг/л); отношение хлорофилла "с" к хлорофиллу "а" (хл. "с"/хл. "а") составило соответственно 2,022 - наивысшее значение за весь период исследования. Подобное соотношение этих пигментов обычно указывает на затухание развития фитопланктонного сообщества. На остальных станциях содержание хлорофилла "с" не превышало 0,44 в июне (ст. 42, горизонт 0,5 м) и 0,25 мкг/л в августе (ст. 4, горизонт 2 м), а отношение хл. "с"/хл. "а" - 0,60 в июне и 0,26 - в августе.

Анализ вертикального распределения суммарного хлорофилла и первичной продукции отдельно по каждой станции (рис. 4.39) показывает тесную связь первичной продукции и концентрации хлорофилла, по которой можно судить о функциональном состоянии сообщества. Фотосинтетическая активность планктонных водорослей в прибрежной зоне приклайпедского полигона была одинаковой во всей толще воды, что свидетельствует о примерно равной интенсивности фотосинтеза как в придонной зоне, так и у поверхности. Исключение составили станция 16 и 17, расположенные в районе порта Клайпеда.

4.3.5.1.2. Биологически активные вещества

Проводили изучение биологически активных веществ аденозинтрифосфата - АТФ в активности щелочной фосфомоноэстеразы в микропланктоне размером менее 200 мкм.

Биологически активные вещества характеризуют физиологическое состояние организма, поскольку АТФ - макроэргическое соединение, которое содержится в каждой живой клетке и является универсальным источником энергии; щелочная фосфомоноэстераза участвует в важных биохимических процессах в организме.

Исследования выполняли 5 - 14 июля 1982 г. на НИС "Шельф" в прибрежной части Балтийского моря в районе Неринга-Лиепая, в том числе в районе порта Клайпеды и в устье Куршского залива, через семь месяцев после аварийного разлива мазута.

Методика

Схема расположения станций показана на рис. 4.2.1.б.

Пробу воды отбирали проточным батометром Суслеева в поверхностном, придонном и промежуточном (глубина 15 м) слоях. На станциях 909 и 911 воду из придонного горизонта (27 и 23 м) поднимали специальным герметичным пробоотборником БПД конструкции Авилова, исключаям перемешивание пробы.

Пробу воды (общим объемом до 15 л для 3 - 4 параллельных определений АТФ и щелочной фосфомоноэстеразы) отфильтровывали через нейлоновый газ от животных размером более 200 мкм, затем вновь фильтровали одновременно через фильтры двух видов: для измерения АТФ - через 3 - 4 отдельных фильтра фирмы "Синпор" с диаметром пор 0,4 мкм (объем пробы воды до 1 л на каждый фильтр); для определения щелочной фосфомоноэстеразы - через один стекловолоконный фильтр CF/C фирмы Whatman (объем пробы воды до 10 л). Из вещества, осажденного на каждом из фильтров фирмы "Синпор", экстрагировали АТФ кипящим трис(оксиметил) аминотан-буфером. Экстракт сохраняли в стерильных ампулах в замороженном состоянии. Щелочную фосфомоноэстеразу экстрагировали бидистиллатом. Экстракцию биологически активных веществ из донных осадков (навеска около 1 г для каждого измерения), отобранных дночерпателем, проводили теми же методами. АТФ измеряли современным высокочувствительным и высокоспецифичным методом, основанным на реакции биолуминесценции, на приборе *Ultrex model 1030*. Массу живого микропланктона выражали в мгС/м³, для осадков - в мгС/кг, рассчитывая ее по найденному количеству АТФ с использованием коэффициента 0,25.

Щелочную фосфомоноэстеразу определяли фотометрическим методом на приборе CF-16. Принцип этого метода заключается в том, что щелочная фосфомоноэстераза в буферном растворе аминотетилпропандиола расщепляет 4-нитрофенилфосфат на 4-нитрофенол и ортофосфат. Мерой активности фермента является количество освобожденного 4-нитрофенола, который анализируется в щелочной среде. За единицу активности Е принимается такое количество фермента, которое катализирует превращение 1 мк моль субстрата в 1 мин при заданных условиях.

В табл. 4.28 приведены средние значения концентраций АТФ и щелочной фосфомоноэстеразы из 3...4 параллельных измерений. Ошибка измерений не превышала 5...10% для первого и 3...7% для второго показателя.

Таблица 4.28

АТФ, щелочная фосфомоноэстераза и масса живого микропланктона (расчетная величина) в водах Балтийского моря

Станция	Глубина, м	Горизонт, м	АТФ, нг/л; для осадка - нг/г	Щелочная фосфомоноэстераза, Е/л; для осадка - Е/г	Биомасса микропланктона, мгС/м ³ , микробентоса, мгС/кг
893	19	0		36	
		15		32	
		17		120	
895	8	0		24	
		5		60	
897	25	0		140	
		15		24	
		23		170	
900	9	0		100	
		7		24	
901	8	0		370	
		6		220	
903	30	0	160	260	40
		15	120	60	30
		28	70	22	18
		Грунт	46	55	12
906	14	0	220	140	55
		13	130	120	33

Станция	Глубина, м	Горизонт, м	АТФ, нг/л; для осадка - нг/г	Щелочная фосфоэстераза, Е/л; для осадка - Е/г	Биомасса микрородопланктона, мгС/м ³ ; микробентоса, мгС/кг
907	15	Грунт	370	73	93
908	42	0	300	180	75
		15	120	290	30
		40	310	620	78
909	28	Грунт	220	44	55
		0	280	180	70
		15	220	120	55
		26	120	120	
		27	990		250
911	24	Грунт	23	91	6
		0	82	320	21
		15	210	150	53
		22		170	
913	11	23	200		50
		Грунт	90	77	23
		0	120	120	30
		9	96	170	24
914	33	Грунт	120	87	30
		0	180	270	45
		15	79	80	20
		31	80	44	20
915	21	Грунт	130	130	33
		"	510	310	130
916	12	0	390	75	98
		10	130	330	33
		Грунт	110	92	28
917	11	0	560	310	140
		9	370	70	93
		Грунт	1200	180	300
919	8	0	1370	650	340
		6	270	270	68
		Грунт	320	140	80

Получены данные по содержанию биологически активных веществ в микропланктоне в морской воде и в микробентосе в донных осадках. Установлен широкий диапазон изменения содержания биологически активных веществ. Концентрация АТФ колебалась от 70 до 1370 нг/л; диапазон колебаний биомассы микропланктона - 18...340 мгС/м³ соответственно.

Максимальные содержания АТФ наблюдались в устье Куршского залива (станции 917 и 919) - в непосредственной близости от места аварии танкера. Воды в районе Клайпеды (ст. 916) также содержат значительные количества АТФ, которые несколько уменьшаются по разрезу Клайпеды - море (ст. 914, 908). Наиболее бедны в отношении АТФ акватории к северу и югу от Клайпеды. Количество АТФ в пробах придонной воды, как правило, меньше, чем в поверхностном горизонте, но на станциях 917, 919, 908, 909, 911 достигает заметных величин. При анализе содержания АТФ в донных осадках повышенными концентрациями выделяется устье Куршского залива (станции 917 и 919) и район Клайпеды (станции 915, 908, 907).

Самые высокие значения щелочной фосфоэстеразы обнаружены в устье Куршского залива (станции 917, 919) и на Клайпедском разрезе (станции 916, 914, 908); они заметно снижаются к северу от места разлива мазута - в районе Лиепая (станции 893, 895).

Повышенные концентрации биологически активных веществ в устье Куршского залива и в районе Клайпеды связаны, по-видимому, с повышенной продуктивностью вод этих участков (см. разделы 4.3.1, 4.3.2., 4.3.5.1.1.).

4.3.5.2. Приурезовая зона и Куршский залив. Послесвечение водорослей

Фотоавтотрофный компонент экосистемы - наиболее чувствительный биологический механизм, быстро откликающийся на изменение внешних условий. От состояния фотоавтотрофов в конечном итоге зависит состояние всей экосистемы, поэтому их исследование наряду с анализом загрязняющих веществ - одна из самых актуальных задач при оценке последствий загрязнения среды.

Механизм действия нефти и нефтепродуктов на водные организмы до конца не ясен. Предполагается многообразие биологических реакций при контакте живых организмов с углеводородами нефти. Показано, например, что нефть и нефтепродукты в зависимости от состава и концентрации в различной степени и с различной чувствительностью влияют на макро- и макроводоросли /9, 12, 19, 49, 51/. Предполагается, что наиболее уязвимое звено в организме фотоавтотрофов - их

фотосинтетические мембраны, поскольку в первую очередь они принимают на себя внешнюю энергетику. В связи с этим в районе наблюдаемый было изучено состояние фотосинтетической функции макроводорослей и фитопланктона.

Работа фотосинтетического аппарата автотрофов отражается в явлениях их флуоресценции и длительного послесвечения /77/. Эти параметры фиксировались при полевых экспериментах. Работа проводилась на портативных флуориметре и фосфороскопе. Источником возбуждения хлорофилла "а" служила лампа с иодным циклом (КГМ-150), дающая излучение в видимой области спектра. Требуемую область спектра возбуждения флуоресценции и длительного послесвечения выделяли при помощи стеклянных светофильтров: СЗС-22 или СЗС-22 + ЗС и СЗС-22 + СС-4. Детектором излучения служил ФЭУ-51.

В Куршском заливе исследования проводились на макроводоросли рода *Cladophora* sp., в Балтийском море - на фитопланктоне. На контрольных станциях, расположенных на расстоянии 30...40 км от места разлива мазута, кинетика длительного послесвечения микро- и макроводорослей была идентичной (рис. 4.41).

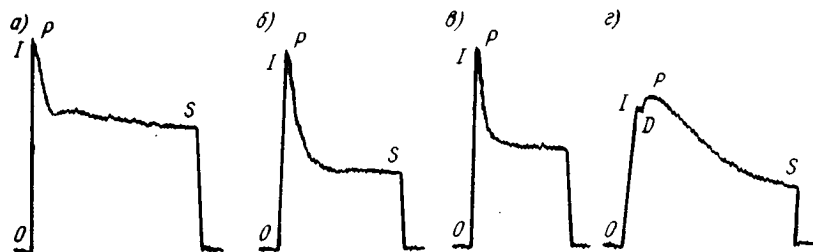


Рис. 4.41. Индукционные кривые длительного послесвечения: а - макроводоросли *Cladophora* sp. из контрольной станции в Куршском заливе; б - макроводоросли *Cladophora* sp. взятой из района аварии танкера; в - фитопланктона из района аварии танкера (Балтийское море); г - макроводоросли *Cladophora* sp. растущей в воде, загрязненной нефтепродуктами и различными сбросами с судоремонтного завода (район дока)

Индукционная кривая послесвечения контрольных водорослей состоит из двух фаз - быстрой (О-И) и медленной (Д-Р). Быстрая фаза обусловлена разделением заряда, а медленная - возникновением электрохимического потенциала на мембране таллоиды /149/. Индукционные кривые послесвечения макроводоросли *Cladophora* sp. (Б) и фитопланктона (В), отобранных из района аварии танкера, не отличались от контрольных. Кинетика длительного послесвечения водорослей позволяет говорить о нормальном функционировании их фотосинтетического аппарата в момент исследования.

Для сравнения были исследованы макроводоросли в районе дока, где участок стоянки судов в бухте хронически загрязняется нефтепродуктами, а также сбросами органической и неорганической природы с судостроительного завода. Кинетические кривые послесвечения макроводорослей - *Cladophora* sp., взятых со дна бухты в районе дока (Г), заметно отличаются от аналогичных характеристик макро- и макроводорослей Куршского залива и Балтийского моря. Кинетика послесвечения водорослей из загрязненного участка указывает на замедленное колебание во время индукционной фазы (величина Р - S), меньшее по сравнению с фоновыми объектами, "энергозависимое" тушение длительного послесвечения, что связано с уменьшением скорости темновых реакций восстановления CO_2 . Уменьшение фотосинтеза клеток водорослей в определенной мере подтверждает этот факт. Таких явлений у фотоавтотрофов, живущих в районе бывшего разлива мазута, не наблюдается, что подтверждает вывод о нормальном фотосинтезе у этих организмов.

Полученные данные о состоянии биоты согласуются с результатами определения концентрации нефтепродуктов в донных отложениях на участке аварии танкера и в прилегающих акваториях. Содержание битуминозных веществ в грунтах определялось люминесцентно-битуминологическим методом /80/. На большинстве станций содержание нефтепродуктов не превышало 0,001%, т.е. находилось на уровне фона. В отдельных участках в районе аварии (ст. I - залив, ст. IO - море) в грунте наблюдалось увеличение содержания органических веществ до 0,1%, но характер люминесценции этих продуктов указывает на их биологическое происхождение. Можно предположить, что в этих местах увеличивается биопродукция вследствие утилизации дополнительного углеродного источника питания водорослей в виде остаточных окислительных метаболитов мазута.

В песчаных пляжных грунтах в районе г. Клайпеда содержание битуминозных веществ также было на уровне фона - менее 0,001%. Для сравнения укажем, что в песке, вывезенном в порядке ликвидации аварии с пляжей, содержание мазута было порядка 5%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

I. Итоги исследований

Комплексность программы исследования последствий аварийного разлива мазута на прибрежные экосистемы Балтийского моря позволила проследить судьбу мазута, выявить зоны, наиболее подвергшиеся нефтяному загрязнению, оценить возможности этого района к утилизации мазута, а также оценить влияние мазутного загрязнения на все звенья экосистемы этого района моря. Анализ результатов наблюдения позволил сделать следующие выводы:

1. Повышенное загрязнение на обширной акватории Балтийского моря (3600 км²), прилегающей к порту Клайпеды, отмечалось длительное время (9...10 мес, несмотря на то, что значительная часть мазута (около 70%) была собрана из воды и с поверхности берегов. Внутримассовое загрязнение воды понизилось в результате биохимической деструкции от максимальных концентраций, отмечавшихся в декабре 1981 г., почти до фоновых, которые были характерны до аварийного разлива, к июлю-августу в прибрежной части моря и к ноябрю 1982 г. - в Куршском заливе.

2. Вывоз 600 тыс. т загрязненного мазутом песка с пляжей Клайпеды и Паланги явился радикальным решением ликвидации загрязнения побережья и предотвратил повторное загрязнение прибрежных вод, однако это уменьшило и без того невысокую рекреационную способность участка побережья из-за дефицита песчаного материала. Особо катастрофический характер это явление приобрело во время январских штормов 1983 г., когда с пляжей и дна было смыто около 1 млн. т песка.

3. В зимне-весенний период влияние разлива мазута сказалось в гибели мидий (*Mytilus edulis*) и водорослей фуцеллярии (*Fucellaria fastigiata*). Запас мидий в районе от Клайпеды до Лиепая сократился на 30%, запас фуцеллярий - на 50% уровня 1980 и 1981 гг. Естественного восстановления погибших массивов мидий и фуцеллярий можно ожидать не ранее чем через пять лет.

4. В 1982, 1983 и 1984 гг. сократился на 8, 11 и 13% по сравнению с 1981 г. улов рыбы в Куршском заливе, в основном за счет

проходных рыб. Потеря нагульных площадей в заливе, гибель кормовых организмов и нарушение естественного воспроизводства рыб может привести к снижению рыбных запасов залива примерно на 25 тыс. т, что будет сказываться на вылове рыбы в течение 4...10 лет.

5. Нефтеокисляющая микрофлора, как олиготрофная и сапрофитная, постоянно присутствует в прибрежных и открытых водах Балтики и в Куршском заливе. Микрофлора акваторий портов в высокой степени адаптирована к окислению углеводов, что является следствием постоянного поступления этих соединений в результате судоходства и другой хозяйственной деятельности и не связано с аварийным разливом мазута. В процессе исследований не наблюдалось устойчивой корреляции, которая сохранялась бы на протяжении всех периодов наблюдений, между содержанием в воде углеводов и численностью углеводородокисляющих бактерий или их долей от численности бактерий других групп ни на одном из исследованных горизонтов в прибрежной и центральной частях Балтийского моря и в Куршском заливе. Не выявлено также устойчивых корреляций между концентрацией в воде углеводов и общей численностью бактерий, а также соотношением между ними. Это означает, что нельзя использовать микробиологические показатели для оценки степени загрязнения акватории нефтепродуктами.

Не отмечено изменений соотношений численности исследованных групп микрофлоры в придонном горизонте (за исключением отдельных мест в районе Папесцеяме), где следовало ожидать наиболее существенного влияния мазута, часть которого затонула, по сравнению с водной толщей в поверхностном микрослое.

Углеводородокисляющая микрофлора представлена родококками, артробактериями и псевдомонадами. Наибольшим видовым разнообразием отличается метровый горизонт.

На основании полученных данных можно с достаточной уверенностью сделать вывод об отсутствии заметного влияния мазута на состав и структуру микробных ценозов в прибрежной части Балтийского моря и в Куршском заливе.

6. В отношении более высокоорганизованных гидробионтов приведенные результаты свидетельствуют о том, что в ряде случаев на их состав и жизнедеятельность разлив мазута оказал влияние. Так, на открытом шельфе и в приурезовой зоне Балтийского моря весной было открыто шельфе и в приурезовой зоне Балтийского моря весной было отмечено влияние мазута на фитопланктон и мейобентос. В Куршском заливе влияние разлива мазута сказалось в течение всего первого года наблюдений почти на всех группах гидробионтов (фито-, зоопланктоне и на организмах бентоса). Об этом свидетельствуют следующие данные.

В апреле 1982 г. в районе небольшого загрязнения (Клайпеда-Паланга) в северо-западнее от него по направлению выклинивания вод от Куршского залива в море клетки фитопланктона на ряде станций были загрязнены мазутом. Наблюдалось уменьшение численности фитопланктона, особенно на придонных горизонтах, по сравнению с более северными и южными акваториями. В составе популяций фитопланктона сильно доминировали устойчивые к мазуту пресноводные диатомовые *Melonica granulata* и *Melonica islandica*. Отмечалось резкое снижение индекса разнообразия фитопланктона, вплоть до 0, когда в воде развивался единственный вид *Melonica granulata*.

7. Влияние мазута в приурезовой зоне весной проявилось в том, что в апреле на самых загрязненных пляжах под нефтяной пленкой в мелкозернистых осадках мейобентос отсутствовал по всей колонке грунта. На крупнозернистых осадках были только нематоды. Отмечены вертикальные миграции нематод с поверхности в более глубокие слои грунта при незначительной численности в несколько экземпляров под 10 см².

На загрязненных участках пляжей с отдельными каплями мазута в приурезовой зоне были пойманы отдельные нематоды, турбеллярии и олигохеты. Численность их не превосходила 10 экз./10 см².

8. Летом, в июле 1982 г., на открытом шельфе сильно преобладали мелкоклеточные виды зеленых (жгутиковых) водорослей, увеличилась доля синезеленых и перидиней, что снизило биомассу водорослей по сравнению с весной, хотя значимого уменьшения их численности не наблюдалось. Такая изменчивость фитопланктона от весны к лету закономерна и обусловлена сезонной изменчивостью физико-химических факторов в воде. В этом же направлении, по-видимому, изменчивость фитопланктона усиливалась увеличением эвтрофности в порту Клайпеда за счет осевшего частично в грунт мазута. На это указывает тот факт, что у Клайпеды количество жгутиковых водорослей в июле 1982 г. было на порядок выше, чем в июне-июле 1978 г. /74/. На единичных станциях в порту Клайпеды на придонном горизонте были найдены мазутные загрязнения в пробах фитопланктона даже в июле. Загрязненности мазутом при этом на указанных станциях соответствовало преобладание по численности устойчивой к мазуту *Melonica granulata*, хотя на всех других станциях этот организм уступил место жгутиковым.

9. В июне 1982 г. в районе порта Клайпеда наблюдалась повышенная интенсивность фотосинтеза фитопланктона, достигавшая высокого уровня (4...6 гС/(м².сут). Основная масса органического вещества при этом создавалась в слое 0...2 м.

В июне 1983 г. в районе порта Клайпеды, приуроченном к участку разлива мазута, первичная продукция во всем столбе воды снижалась до величин 0,1 гС/(м².сут), характерных для олиготрофных вод.

Имевшимся различиями в освещенности, температуре и солености, по сравнению с наблюдениями 1982 г., вряд ли можно объяснить столь значительное снижение продуктивности. Более существенное отличие гидрологических условий в порту Клайпеды в июне 1983 г. по сравнению с июнем 1982 г. заключалось в наличии сильного ветрового перемешивания, которое, по всей видимости, могло привести к поступлению из грунта в воду токсичных метаболитов мазута или веществ, вызвавших угнетение жизнедеятельности фитопланктона почти через 3 года после аварии танкера.

10. В приурезовой зоне уже в июле 1982 г. визуально было заметно уменьшение мазутного загрязнения в ранее сильно загрязненных районах: исчезла нефтяная пленка и капли мазута. В мейобентосе по всей прибрежной зоне количество видов повысилось до 10.

Средняя численность мейобентоса в это время составила более 100 экз./см².

Реколонизация крупнозернистых осадков прошла в большей мере и быстрее, чем мелкозернистых, которые сильнее аккумулируют токсические вещества. Для приурезовой зоны Балтийского моря у Клайпеды сделан вывод, что при благоприятных условиях (активном гидродинамическом режиме района и крупнозернистых донных осадках) полное восстановление мейофауны может произойти за один год.

11. В Куршском заливе в феврале 1982 г. в два раза снизилось количество видов фитопланктона (в основном за счет диатомовых) по сравнению с 1975 г., который был сходен с 1982 г. по гидрологическому и температурному режиму. Летом 1982 г. наблюдалось повышение эвтрофности вод, в результате чего численность фитопланктона в Куршском заливе была вдвое выше, чем в 1975 г.

Из состава фитоценоза практически исчезли олиго-β-мезосапробные водоросли *Asterionella formosa* и *Fragilaria italica*, являвшиеся индикаторами чистых вод. В три раза сократилась численность β-мезосапробных синезеленых *Arthrotonion flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* и резко возросла численность полисапробных видов, таких, как *Gomphosphaeria varia*, *Phormidium* sp., *Oscillatoria* sp. В районе клайпедского порта присутствовала преимущественно β-мезосапробные и полисапробные виды водорослей. Причиной замены β-мезосапробных видов на полисапробные явилось, очевидно, стимулирующее действие мазута на одни водоросли и угнетающее - на другие.

12. В структуре зооценоза Куршского залива в 1982 г. также отмечена перестройка доминирующих видов. На первое место в зимних пробах вышла коловратка *Azplaneta priodonta* (показатель β-мезосапробной зоны). Численность этого организма в южном районе залива весной была в 20 а в другие сезоны - в 10 раз выше, чем в предшествующие разливу мазута 1980-1981 гг.

Среди ветвистоусых планктонных ракообразных в 1974–1981 гг. количественно преобладал *Cyprinus fraecicus*, чувствительный к нефтепродуктам. В 1982 г. этот вид занял третье место после *Vosmina coegeti* *Daphnia longispina*. Сдвиг численного соотношения ветвистоусых ракообразных может являться реакцией видов на изменение среды. Анализ соотношения средней массы зоопланктонных организмов с их численностью, по сравнению со среднемноголетним, показал, что в Куршском заливе в исследованный период преобладали более мелкие виды зоопланктона.

13. В Куршском заливе наблюдался отклик на загрязнение мазутом также со стороны бентосных организмов. Так, за весь период исследования (1982 г.) необычно высока для этого залива была биомасса олигохет за счет устойчивых к загрязнению видов рода *Limnodrilus*. На участках севернее Ниды виды рода *Limnodrilus* составляли более 80% общей массы бентоса, что указывает на полисапробность зоны. Вместе с тем в 1982 г. в заливе отмечалось снижение чувствительных к загрязнению олигохет рода *Potamothenis*.

Кроме того, из биоценоза северной части залива выпала полихета *Nereis diversicolor*, постоянно встречающаяся в предыдущие годы в устье залива. Грунт на этой станции до сентября 1982 г. имел запах мазута. В районе клайпедского порта грунт представлял собой черную маслянистую массу, в которой полностью отсутствовали живые организмы. Пробы бентоса клайпедского района были очень бедными.

Для Куршского залива сделан вывод, что обнаруженные в 1982 г. изменения в структурных характеристиках планктонно-бентосных сообществ, выражающиеся всплывкой одних видов и снижением других, а также выпадением полихеты *Nereis diversicolor*, могут служить сигналом нарушения равновесия системы гидробионтов.

14. Приведенные для открытого шельфа и приурезовой зоны данные по бактерио-, фито- и зоопланктону, а также по бентосу и функциональным характеристикам гидробионтов, показали, что летом вредного влияния разлива мазута на организмы не обнаружено. Это указывает на то, что к этому времени вода и грунт (по крайней мере в значительной степени) в основном очистились от мазутных загрязнений.

Особое положение занимает Клайпедский пролив, который претерпел не только самое интенсивное загрязнение мазутом, но и постоянно испытывает большую нагрузку загрязняющих веществ со стоками Клайпеды. На фоне этой нагрузки через много месяцев после аварии трудно уловить влияние мазутных загрязнений на донную фауну, так как она приспособлена к сильно загрязненной среде и сохраняет в ней черты своей хронологической, биоценологической и видовой структуры. Тем не менее восточная часть пролива, подвергающаяся загрязне-

нию в большей степени, в том числе и мазутом, отличается отсутствием каких бы то ни было гидробионтов.

Аварийный разлив мазута не оказал заметного влияния на донную фауну Клайпедского пролива и на другие биологические объекты исследованного региона в силу исключительных условий, в которых он произошел. Низкая температура воды препятствовала его плавлению и загрязнению воды. Штормовые ветры западных направлений приводили к выбрасыванию мазута на берег. Оперативный сбор мазута на акватории, прилегающей к клайпедскому порту, и с загрязненных берегов позволял в большой степени предотвратить вторичное загрязнение воды и уменьшить вредное влияние на жизнедеятельность гидробионтов.

Тем не менее следует обратить внимание, что больше всего последствия разлива мазута проявились в Куршском заливе, в значительной степени изолированном от моря. В этом ценном с точки зрения рыбопродуктивности заливе получены четкие данные, свидетельствующие о нарушении равновесия системы фито-, зоопланктона и бентосных сообществ по сравнению с годами, предшествовавшими разливу мазута.

Кроме чисто научных выводов, материалы долгосрочной междугосударственной программы по выявлению последствий данного катастрофического разлива мазута позволили сформулировать методические предложения по организации наблюдений за катастрофическими разливами и о критериях оценки последних. Указанные предложения приводятся ниже.

2. Предложения по схеме оповещения, слежения за разлитой нефтью и взаимодействия с другими контролирующими организациями

1. Для организации и координации работ по слежению за разлитой нефтью и взаимодействию с другими контролирующими организациями при каждом морском УГМ создается постоянно действующий штаб под председательством заместителя начальника УГМ по охране окружающей среды, в состав которого включаются представители УГМ, Минморфлота СССР и МГА СССР.

2. Указанный штаб должен иметь возможность сразу же по получении сведений об аварийном разливе нефти на акватории УГМ иметь в своем полном распоряжении оборудованное морское судно и самолет (вертолет) для выполнения необходимых работ в соответствии с такой программой.

3. Результаты ежедневных авиасъемок о местоположении пятна нефти сразу же по выполнении работ и обработки материала наблюдений передаются в штаб для корректировки маршрута и расположения станций съемки судна.

4. Обработка материалов гидрологических, гидрохимических и микробиологических наблюдений, полученных в результате каждой съемки, по возможности осуществляется на судне. Отчет по результатам работы каждого рейса передается в штаб либо сразу же по возвращении судна в порт, либо по радию.

5. Периодически штаб сообщает о ходе и результатах работы в Госкомгидромет СССР и Минморфлот СССР.

6. В месячный срок после окончания последнего этапа экспедиции под руководством штаба составляется сводный отчет, который представляется в Госкомгидромет СССР и Минморфлот СССР.

3. Типовая программа комплексной экспедиции по оценке последствий аварийных разливов нефти

1. Цель экспедиции заключается в том, чтобы на основании данных наблюдений за перемещением пятен аварийного разлива нефти в море, а также за состоянием морской среды по химическим и биологическим показателям оценить изменения, происшедшие в результате аварийного разлива нефти и, до некоторой степени, в результате применения различных средств для ликвидации этого разлива.

2. Принцип организации и виды работ.

2.1. Для организации и руководства работами по оценке последствий аварийных разливов нефти в каждом морском УГМ создается постоянно действующий штаб под председательством заместителя начальника УГМ по охране окружающей среды.

2.2. Работы начинаются сразу же по получении сведений об аварийном разливе нефти и проводятся в несколько этапов в течение всего периода до возвращения региона в состояние, наблюдавшееся до разлива.

2.3. Первым этапом является оценка масштабов разлива с определением толщины слоя и площади, а также установление направления дрейфа нефти.

Для отбора нефти применяются специальные методики, основанные на поглощении ее пористыми или порошковыми материалами (поролон, привитые силикагели и т.п.). Качественный состав и физико-химические характеристики нефти должны определяться в специализированной лаборатории, оснащенной помимо прочего научного оборудования ЯМР-спектрометром, жидкостным хроматографом, хроматомакс-спектрометром.

2.4. В случае угрозы выброса разлитой в море нефти на берег с причинением значительного ущерба и, по возможности, в прочих случаях следует предпринять шаги по изоляции и сбору или уничтожению

разлива с использованием всех наличных средств и методов (суда, бочки, адсорбенты, поджог).

2.5. Проводятся отбор пробы разлитой нефти и определение ее качественного состава и физико-химических характеристик.

2.6. Перед началом работ в море необходимо принять меры по уменьшению загрязнения вод от участвующих в экспедиции судов и их бортового оборудования.

2.7. Маршруты экспедиционных судов и координаты станций съемок должны составляться на основании оперативных данных авиаразведки о местонахождении дрейфа нефтяных пятен, а также сведений о районах применения химических и химико-термических средств ликвидации разлива нефти*.

2.8. Съемки района разлива нефти с судов необходимо проводить один раз в 3...5 дней в зависимости от скорости дрейфа нефтяного пятна.

При составлении маршрута работы экспедиционных судов следует иметь в виду, что в принципе каждая съемка должна включать четыре разреза - круговой (вокруг пятна нефти или района применения химических или термохимических средств для ликвидации аварийного разлива нефти), продольный (по продольной оси пятна) и два поперечных.

Круговой разрез должен состоять из 10...12, продольный - из 6...8 и поперечные - из 3...5 станций каждый.

При этом определяются: толщина (см. п. 2.3) и размеры пятен, направление дрейфа, качественный состав и физико-химические характеристики разлитой нефти (см. п. 2.3), концентрации нефти в море по вертикали, включая донные осадки.

2.9. После исчезновения нефтяной пленки выполняется съемка, состоящая из двух разрезов, один из которых направлен по продольной оси зоны перемещения пятна от момента аварийного разлива нефти до района, где в последний раз наблюдалась нефтяная пленка, а другой (фоновый), параллельный первому, должен охватывать район моря, где ни одного раза не было зарегистрировано нахождение нефтяного пятна. На каждом из указанных разрезов должно быть не менее 8...10 станций. Для окончательной оценки последствий разлива нефти аналогичную съемку следует повторить через 2...3 мес.

3. Состав и горизонты наблюдений. На каждой станции судовых съемок проводятся следующие наблюдения:

метеорология - ветер (направление и скорость), атмосферное давление, температура воздуха;

гидрология - волнение (высота и направление), температура, цвет и прозрачность воды;

*Необходимость и объем работ по оценке загрязнения береговой линии и льда определяется в процессе проведения экспедиции.

гидрохимия - нефтяные углеводороды, СПАВ (в случае применения диспергирующих средств);

микробиология - общая численность бактерий, наиболее вероятная численность сапрофитных, парафиноксиляющих и ксилотоксиляющих микроорганизмов, потенциальная физиологическая активность углеводородокисляющей микрофлоры.

Наблюдения за внутримассовой концентрацией нефтяных углеводородов проводятся в придонном слое атмосферы, в поверхностном микрослое и на горизонтах 0,5; 2,5; 10; 20 м и придонном, а в местах пересечения разрезов отбираются пробы для идентификации нефтяных углеводородов.

Определение общей численности микрофлоры и НБЧ индикаторных групп микроорганизмов проводится в поверхностном микрослое (при отсутствии пленки нефти) и на горизонтах 0,5; 10; 20 м и придонном. Определение потенциальной физиологической активности углеводородокисляющей микрофлоры проводится на горизонтах 0,5 м и придонном.

Исследование загрязнения грунтов производится по усмотрению начальника экспедиции на отдельных станциях съемки. Взятие проб грунта на больших глубинах производится в случаях (с глубинами не более 15...20 м), если данные о внутримассовом загрязнении воды свидетельствуют о возможности загрязнения грунтов и в этих районах.

Экспедиционные работы выполняются силами соответствующего УГМ с привлечением гидрохимиков одного из НИИ Госкомгидромета СССР.

4. Предложения по критериям оценки степени опасности аварийных ситуаций

1. При обсуждении и выборе критериев оценки степени опасности аварийных ситуаций следует исходить из целого ряда положений различного характера.

1.1. Большая часть аварийных ситуаций приурочена к прибрежным и шельфовым зонам, т.е. к наиболее продуктивным экосистемам эвтрофических вод, а также к рекреационным районам. Поэтому ожидаемый экономический ущерб рыбному хозяйству или курортно-оздоровительным комплексам является наиболее надежным критерием оценки степени аварийных ситуаций, в результате которых в морскую воду поступают различные количества загрязняющих веществ. При расчете ожидаемых экономических эффектов следует учитывать не только свойства и количество загрязняющего вещества, но также, например, степень рыбохозяйственной значимости шельфовых зон морей и некоторые гидрохимические условия этих зон.

1.2. Минимальные биологически действующие концентрации приоритетных загрязняющих веществ с учетом того, что межгрупповые различия токсикорезистентности гидробионтов разных групп в зоне порого-

вых концентраций, как правило, невелики, могут быть представлены следующим образом:

для органических веществ в порядке снижения их токсичности: хлорорганические пестициды ($10^{-5} \dots 10^{-2}$ мг/л), нефтяные углеводороды ($10^{-2} \dots 10^{-1}$ мг/л), детергенты ($10^{-1} \dots 1$ мг/л);

для тяжелых металлов: ртуть ($10^{-4} \dots 10^{-2}$ мг/л), медь ($10^{-3} \dots 10^{-2}$ мг/л), кадмий ($10^{-3} \dots 10^{-1}$ мг/л), свинец и цинк ($10^{-2} \dots 10^{-1}$ мг/л).

Далее обсуждение будет проводиться только для нефтяных углеводородов (НУ), что вполне оправдывается наибольшей повторяемостью аварийных разливов нефти и нефтепродуктов в прибрежных и шельфовых зонах.

Из сопоставления минимальных биологически действующих концентраций НУ с фактически наблюдаемыми в прибрежных зонах морей СССР вытекает, что они близки или совпадают. Это означает, что при введении критерия оценки степени опасности аварийной ситуации в виде отношения $N = (C_a - C_{\phi}) : C_{\Pi}$ (где C_a - ожидаемая после аварии концентрация НУ; C_{ϕ} - фоновая концентрация НУ до аварии; C_{Π} - пороговая концентрация), важным является выбор конкретного значения пороговой концентрации. Оно, по-видимому, должно оцениваться либо как $5 \cdot 10^{-1}$, либо 1 мг/л.

1.3. Значение средней концентрации НУ ($C_a - C_{\phi}$), образовавшейся в результате аварии, зависит от многих факторов: количества поступивших НУ M_a , скорости и продолжительности их поступления $M_a : T = q_T$, скорости и продолжительности T_a их распространения и смешения на площади S_a в объеме морской воды V_a скорости деструкции, характеризующейся коэффициентом деструкции K и периодом полураспада τ , и количеством скорости оттока ΔM ($\Delta M : T_a = q T_a$) через ледкую граничную поверхность, где концентрация НУ близка к C_{ϕ} .

Из совокупности перечисленных факторов наиболее трудно определить ожидаемые величины S_a , V_a , в котором эмульгируют НУ, и ΔM .

1.4. В растекании и распространении нефти на поверхности следует различать несколько стадий. В начальной стадии растекание нефти обусловлено главным образом действием удельного веса, которому противостоит сила инерции. После растекания нефти до критической толщины около 8 мм наиболее важной силой, определяющей растекание нефти, становится поверхностное натяжение. В дальнейшем растекание нефти становится тонким слоем воды. Когда толщина слоя станет равной толщине этого слоя воды, вязкость становится основным фактором, препятствующим растеканию, в связи с чем скорость последнего заметно снижается. Даже при большом разливе нефти препятствующий фактор вязкости проявляется в течение первого часа.

Так, теоретически 10 тыс. т нефти, поступившие на поверхность воды, через 1 ч могут образовывать в спокойных условиях slick диаметром 0,6 км, размер которого должен увеличиться в два раза в течение первых суток, до 2 км в течение недели и до 6 км примерно через месяц. Как только толщина slicka достигнет значения меньше критического, факторы, влияющие на растекание, уже не будут зависеть от объема вылитой нефти.

Механическое перемещение нефти на поверхности под влиянием ветра и течений играет большую роль, чем ее растекание. По опытным данным скорость перемещения slickов составляет около 2,5...4% скорости ветра. Одновременно происходят процессы эмульгирования нефти при ветровом перемешивании, испарение легколетучих фракций, а остатки становятся более плотными, чем исходная нефть, вследствие чего они могут затонуть, поэтому представляется наиболее правдоподобным, что площадь S_d определяется ветровым переносом, а объем воды, в котором происходит эмульгирование нефти, - глубиной ветрового перемешивания.

Сказанное в достаточной мере подтверждается следующим примером. В результате аварии танкера "Антонио Грамши" в феврале 1979 г. в северную часть Балтийского моря попало около 6 тыс. т нефти. Через пять дней площадь нефтяных пленок вместе с мелкобитым льдом составляла около 120 км² (с диаметром круга той же площади около 12 км), а через 15 дней без льда - 50 км² (с диаметром круга той же площади около 8 км). Вместе с тем зона дрейфа нефтяных пятен составила около 5 тыс. км², т.е. с диаметром круга той же площади около 80 км, с максимальным перемещением по расстоянию более 100 км. За эти же 15 дней около 75...80% пленочной нефти перешло в эмульгированную форму, в результате чего средневзвешенная концентрация НУ в верхнем слое воды объемом около 30 км³ увеличилась в четыре раза (с 0,06 до 0,24 мг/л).

Сказанное также в достаточной мере иллюстрируется и подтверждается другим примером. В результате аварии танкера "Глобе Асими" в ноябре 1981 г. в районе Клайпеды оказалось в воде около 5 тыс. т мазута (около 11 тыс. т было собрано и утилизировано). Наибольшая площадь загрязнения составляла около 150 км² (с диаметром круга той же площади около 14 км). Вместе с тем площадь моря, на которой отмечалось повышенное загрязнение в течение длительного времени, составляла 3600 км² (с диаметром круга той же площади около 70 км) в объеме воды около 20 км³.

Таким образом, в двух приведенных случаях площадь, на которой мигрировали НУ под влиянием гидрометеорологических условий, в десятки раз превышала максимальную площадь slickов.

1.5. Направление ветровых и дрейфовых течений в прибрежной зоне определяются вдольбереговой составляющей господствующего направления ветра с максимальными скоростями течений (до 20 см/с) в 10...20 км от берега в зависимости от уклона дна и нестационарных вихрей с диаметром 7...10 км, поэтому при определении возможных направлений пространственного перемещения нефтяных slickов и дрейфа загрязненных вод необходимо учитывать многолетние средние и экстремальные характеристики ветра, фактические и прогнозируемые направления и скорости ветров.

При штормовых ветрах, нормальных к берегу, большая часть нефтяных slickов может быть выброшена, как это имело место при аварии "Глобе Асими", на берег.

1.6. Существенное значение в динамике концентраций НУ ($C_a - C_{\phi}$) играет температура воды, определяющая интенсивность деструкции НУ и способность НУ к эмульгированию. При высоких температурах воды (свыше 20°C) деструкция нефти протекает сравнительно быстро (10...15 сут), а при низких температурах (10°C и ниже) растягивается на месяцы. При низких температурах, часто сопоставимых с температурами затвердения нефтепродуктов, практически не происходит их эмульгирования в воде. Приведенный пример с аварийным разливом мазута с танкера "Глобе Асими" показателен в этом отношении. Температура затвердения мазута - 8...10°C, а температура воды была около 0°C, поэтому эмульгирования его практически не происходило. Значительное загрязнение поверхности воды сразу после аварии было вызвано одновременным разливом бункерного топлива. Затвердевший мазут в значительной части был выброшен на берег, частично дрейфовал в виде slickов, частично затонул. Однако через три месяца средняя концентрация НУ в воде в результате диспергирования мазута стала закономерно возрастать с повышением температуры воды и достигла максимума через 6 мес после аварии. Затем в течение последующих двух летних месяцев в результате деструкции средняя концентрация НУ практически понизилась до фоновой.

Этот пример поучителен в следующих отношениях. Во-первых, режим температуры во многом определяет время прибывания значительных масс НУ в воде и в той или иной форме. Во-вторых, режим температуры также во многом определяет значения максимальных концентраций ($C_a - C_{\phi}$). В-третьих, при низких температурах воды, когда НУ затвердевает, вероятность их выброса на берег при прочих равных условиях возрастает.

1.7. Аварийные поступления НУ в морскую воду вызывают нарушение темпов соотношения процессов продуцирования и деструкции органического вещества;

резкое изменение (уменьшение или увеличение) количественных характеристик планктонного сообщества - численности и биомассы; смену доминантных видов, выражающуюся в полном и частичном выпадении из состава сообщества наиболее чувствительных к загрязнению видов и одновременно в массовом развитии более устойчивых видов;

смертность бентосных организмов и гибель водорослей; загрязнение миграционных путей и нерестовых ареалов рыб.

Обратимся для примера вновь к аварии "Глобе Асами". В зимне-весенний период влияние разлива мазута сказывалось в гибели мидий (*Mitilus edulis*) и водорослей фуцеллярий (*Fucellaria fastigiata*). Запас мидий в районе от Клайпеды до Лиепав сократился на 30%, запас фуцеллярий - на 50% уровня 1980 и 1981 гг. Резкое сокращение запасов фуцеллярий и мидий привело к изменению преднерестовых миграций сельди, ушедшей в Рижский залив. Следует отметить, что естественное восстановление погибших массивов мидий и фуцеллярий можно ожидать не ранее чем через 5 лет.

Разлив мазута отрицательно отразился на экосистеме Куршского залива. В результате аварии танкера в северной части залива были загрязнены мазутом нерестилища корюшки, щуки, леща, снетка, плотвы и других рыб, нагульные площади этих рыб и миграционные пути проходных рыб - сига, сырты, корюшки и угля. В результате этого в 1982 г. общий улов в заливе относительно улова рыбы 1981 г. сократился на 8, в том числе корюшки на 40, сырты на 69, сига на 21%. Кроме того, потеря нагульных площадей, гибель кормовых организмов и нарушение естественного воспроизводства рыб может привести к снижению рыбных запасов залива примерно на 25 тыс. т, что будет сказываться на вылове рыбы в течение 4...10 лет. Общий ориентировочный и неполный ущерб для Куршского залива составил около 9,5 млн. р.

2. Из перечисленных положений вытекает, что из комплекса факторов, которые могут быть положены в основу критериев оценки степени опасности аварийных ситуаций, необходимо прежде всего выделить:

количество загрязняющего вещества, поступившего в морскую воду в результате аварии, которое при прочих равных условиях определяет повышение средней концентрации загрязняющих веществ в степени загрязнения площади и объема вод, на которые они распространяются; значение минимальных биологически действующих концентраций;

гидрометеорологические условия, определяющие размеры ареалов загрязнения и во многом время и формы пребывания загрязняющих веществ в морской воде и на ее поверхности; время (сезон) года,

когда произошла аварийная ситуация, от которого зависит продолжительность процессов самоочищения и степень внутримассового загрязнения вод;

рыбохозяйственное или рекреационное значение зоны загрязнения.

2.1. Наиболее сложным является определение степеней (градаций) аварийных ситуаций, которые должны определяться совместно специалистами Минздрава СССР, Госкомгидромета СССР и других ведомств. По-видимому, эти градации будут определяться методом экспертных оценок. Обратимся к примерам.

2.1.1. Разлив мазута с танкера "Глобе Асами" охватил сложную в экологическом и хозяйственном отношении зону: Куршский залив, песчаное побережье севернее Клайпеды (курортная зона), шельфовую зону юго-западной части Балтийского моря. Общий ущерб, нанесенный народному хозяйству, оценивается ориентировочно в десятки миллионов рублей. Учитывая значительную часть гибели мидий, фуцеллярий, сокращение улова рыбы на 8%, потерю нерестовых и нагульных площадей, следует, по-видимому, считать, что разлив в 5...6 тыс. т НУ в этом сложном районе относится к категории высшей степени опасности.

2.1.2. В Куршский залив во время аварии танкера "Глобе Асами" попало около 1 тыс. т мазута. Согласно экстраполяции из приведенных опытных данных, 1 тыс. т мазута в соответствии с гидрометеорологическими условиями могла загрязнить около 5 км³ воды. Эта величина сопоставима с объемом вод (6,4 км³) Куршского залива. В настоящее время, как говорилось ранее, экономический ущерб разлива для Куршского залива составляет около 9,5 млн. р. По-видимому, разлив мазута в Куршском заливе в 1 тыс. т можно отнести к категории средней степени опасности.

Таким образом, из этих примеров вытекает, что первая ступень, определяющая малую степень опасности, по количеству попавшего в воду мазута должна отвечать массе меньше 1 тыс. т.

Таким образом, с учетом перечисленных факторов количества сброса НУ, степени опасности ориентировочно выглядят следующим образом:

- а) высшая степень опасности = 5...6 тыс. т,
- б) средняя степень опасности = 1...1,5 тыс. т;
- в) малая степень опасности = 0,5...0,9 тыс. т.

Причина этого заключается в том, что рыбохозяйственное и рекреационное значение морских шельфовых зон различно. Кроме того, следует иметь в виду, что эта градация степеней опасности относится к холодным зимним и весенним условиям, когда испарение и диспергирование НУ было незначительным, а процесс внутримассового

загрязнения был продолжительным, в связи с чем концентрации $C_a - C_{\phi}$ были сравнительно невысокими. Можно предположить, что в летнее время при высоких температурах воды равнозначная авария не привела бы к аналогичной гибели мидий и водорослей, хотя концентрации внутримассового загрязнения $C_a - C_{\phi}$ были бы выше.

2.2. По указанным причинам введение химического критерия оценки степени аварийного разлива $N = (C_a - C_{\phi}) : C_{\Pi}$ требует постановки определенных ограничений. Этот показатель будет примерно одинаковым в каждом из диапазонов температур: 0...10, 11...20, 21...30°C. От температурных условий существенно зависит также интенсивность деструкции НУ, а значит, и продолжительность аварийных ситуаций в морских регионах. Коэффициенты деструкции НУ при температурах, 5, 15 и 25°C находятся друг к другу в следующем соотношении: 0,25: 0,50: 1,00.

По-видимому, использование критерия N , характеризующего связь загрязнения при аварийной ситуации и продолжительность ее, должно быть ограничено в географическом плане определенными диапазонами географических широт, в рамках которых проявляется однородный режим температур воды, а в сезонном плане — определенными диапазонами температур, в рамках которых интенсивность деструкции может быть принята постоянной.

2.3. Ранее было показано, что между количествами M_a поступивших в воду загрязняющих веществ в результате аварийных ситуаций и объемами V_a вод, подвергшихся загрязнению с учетом воздействия гидрометеорологических условий, намечается вполне определенная связь, поэтому представляется, что в будущем, когда будет накоплен экспериментальный материал, по величине можно будет M_a рассчитывать ожидаемые объемы V_a загрязненных вод с соответствующими им площадями S_a моря.

При использовании связи $V_a - f(M_a)$, полученной для открытых пространств шельфовых вод, следует иметь в виду, что объемы вод V многих заливов, лагун и бухт меньше V_a . В этих случаях степень аварийности ситуации при одной и той же величине M_a будет возрастать в пропорции $V_a : V$.

Это позволит специалистам соответствующего профиля предвидеть масштабы поражения экологических систем, курортно-оздоровительных комплексов, ожидаемый экономический ущерб и спланировать необходимые мероприятия по борьбе с аварийными ситуациями и их последствиями.

Из изложенного со всей очевидностью вытекает, что необходимо в ближайшие два-три года провести комплексные междуведомственные исследования по проблеме "Разработка критериев оценки степени опас-

ности аварийных ситуаций, связанных с поступлением в морскую среду различных количеств загрязняющих веществ". В числе наиболее важных заданий по проблеме можно сформулировать следующие:

районирование морских вод (в особенности шельфовых) по рыбохозяйственной и рекреационной значимости;

разработка комплекса гидробиологических и гидролого-гидрохимических критериев оценки опасности аварийных ситуаций для морских экосистем в зависимости от количеств загрязняющих веществ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авдеева С.У., Мирнова Т.О. О накоплении нефти *Acartia clausi*. - Научные доклады высшей школы. Биологические науки, 1981, № 1 (205), с. 49-51.
2. Алякринская И.О. О поведении и фильтрационной способности черноморских мидий в воде, загрязненной нефтью. - Зоологический журнал, 1966, т. 45, № 7, с. 998-1003.
3. Аристова Г.И. Бентос Курского залива. Исследования в Курском и Вислинском заливах. - Труды АтлантиНРО, 1965, вып. XIV, с. 19-39.
4. Аристова Г.И. Биоценоз *Dreissena polymorpha* Куршского залива. - Труды Калининградского технического института рыбной промышленности и хозяйства, 1971, вып. XXV, с. 9-16.
5. Бадушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных. - В кн.: Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л., Наука, 1979, с. 58-79.
6. Борик С. Операция БАРН продолжается. - Водный транспорт, 1981, № 8.
7. Борисов Е.В. Оперативные методы оценки распределения концентрации загрязняющих веществ в море. - Труды ГОИН, 1980, вып. 154, с. 61-77.
8. Веклюв Э.Х., Протасов В.Р., Настюков А.Б. О возможности практического использования беспозвоночных-фильтраторов в самоочищении акватории Каспийского моря в районах нефтегазодобычи. - Освоение ресурсов нефти и газа морских месторождений, 1981, вып. 5, с. 8-12.
9. Веселовский В.А. и др. Влияние углеводородов нефти на автотрофный компонент водных экосистем/ Веселовский В.А., Вшивцев В.С., Пиковский Ю.И., Накитина К.А. - В кн.: Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. - М., Наука, 1982, с. 259-271.

10. Войцхо А. Современные тенденции изменения химических и биологических характеристик Балтийского моря. - Труды 12-й Конференции балтийских океанографов, Л., 14-17 апреля 1980 г. и 12-го Совещания экспертов по водному балансу Балтийского моря, Л., 17-19 апреля 1980 г. Л., Гидрометеоздат, 1981, с. 75-81.
11. Галкин Д.М. Решение диффузионных задач методом Монте-Карло. - Новосибирск: Наука, 1975. - 97 с.
12. Гапочка Л.Д. Об адаптации водорослей. - М.: Изд-во МГУ, 1981. - 79 с.
13. Гасюнас И.И. Некоторые данные по исследованию в биологии *Nereis diversicolor* O.F. Müller залива Курш марес. - Труды АН ЛитССР, Сер. Б, 1956, т. 3(6), с. 105-113.
14. Гасюнас И.И. Кормовой зоомакробентос залива Курш марес. - В кн.: Курш марес. Итоги комплексного изучения. - Вильнюс: Ин-т Биологии АН ЛитССР, 1959. - 549 с.
15. Геология Балтийского моря/ Под ред. В.Гуделиса и Е.Емельянова. - Вильнюс: Моклас, 1976. - 363 с.
16. Головлев Е.Л., Ерошина Н.Б. Катаболизм ароматических соединений у родококков группы *Cytophopsis*. - Микробиология, 1982, т. 51, № 3, с. 407-412.
17. Гуделис В.К., Януконис З.А. Динамическая классификация берегов и районирование береговой зоны юго-восточной части Балтийского моря. 2. Районирование береговой зоны. - Труды АН ЛитССР, сер. Б, 1977, т. 4 (101), с. 135-145.
18. Гусев М.В., Коронелли Т.В. Микробиологическое разрушение нефтяного загрязнения. - Изв. АН СССР. Сер. биологическая, 1981, № 6, с. 835-844.
19. Дивавин И.А., Цымбал И.М. Изменение полимерности ДНК как метод выявления чувствительности некоторых водорослей к нефтяному загрязнению. - В кн.: Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М., Наука, 1975, с. 161-164.
20. Зайцев Г.Н. Методика биометрических расчетов. - М.: Наука, 1973, с. 92-95.
21. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Проблемы мониторинга экологических последствий загрязнения океана. - Л.: Гидрометеоздат, 1981. - 59 с.
22. Ильинский В.В. Экран для стерильного отбора проб из поверхностного микрослоя воды. - Вестн. Моск. гос. ун-та. Биология, 1979, № 3, с. 64.

23. Ильинский В.В., Гусев М.В., Коронелли Т.В. Углекислородокисляющая микрофлора незагрязненных морских вод. - Микробиология, 1979, т. 48, № 2, с. 346.
24. Калвека Б.Я. О сезонных циклах развития фитопланктона в открытой части Балтики и Рижском заливе в 1976 г. - Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. Рига, Звайзне, 1980, № 15, с. 26-45.
25. Калвека Б.Я. Характер формирования сезонных циклов развития фитопланктона в Рижском заливе. - В кн.: Биологическая продуктивность, сырьевые ресурсы Балтийского моря и их рациональное использование. Тезисы докладов конференции молодых ученых. Рига, Звайзне, 1979, с. 19-21.
26. Кальвин М. Химическая эволюция мира. - М.: Мир, 1971, с. 29-105.
27. Касюков И. Море у Клайпеды. - Известия, 23 декабря 1981 г.
28. Кахру М. Особенности продукционного процесса в открытой Балтике. - Изв. АН ЭССР. Сер. биологическая, 1981, т. 30, № 4, с. 327-332.
29. Квасников Е.И., Ключникова Т.М. Микроорганизмы - деструкторы нефти в водных бассейнах. - Киев: Наукова думка, 1981. - 131 с.
30. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Т. I - Л.: Наука, 1962, с. 293-327.
31. Климашаускаене В.П. Воздействие сточных вод промышленных предприятий на зоопланктон дельты р. Нямунас, центральной и северной части залива Курш-Марес. - Труды АН ЛитССР. Сер. В, 1979, I (85), с. 55-64.
32. Кобленц-Машке О.И., Коновалов Б.В. Первичная продукция и хлорофил в Балтийском море летом 1978. - В кн.: Осадкообразование в Балтийском море. М., Наука, 1981, с. 5-14.
33. Коваль Л.Г. и др. Влияние функционирования морского порта на зоопланктон Сухого лимана и смежного района Черного моря/ Коваль Л.Г., Коцгой Т.П., Настенко Е.В., Трофанчук Г.М., Бесфамальная Р.М. - Биология моря: Республиканский межведомственный сборник, 1977, вып. 43, с. 30-42.
34. Коронелли Т.В., Ильинский В.В. Об учете численности углекислородокисляющих бактерий в морской воде методом предельных разведений. - Вестн. Моск. гос. ун-та. Биология, 1984, № 3, с. 54-56.
35. Кострячкина Е.М., Калей М.А. Распределение, сезонная и многолетняя динамика зообентоса в Балтийском море. - В кн.: Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. Рига, Звайзне, 1980, вып. 15, с. 118-129.
36. Крылова О.И. Сезонная изменчивость фитоценоза Куршского залива. - В кн.: Биологические и рыбохозяйственные исследования в Атлантическом океане. Труды АтланТИРО, 1980, с. 25-42.
37. Лагановска Р.Ю., Берзиня И.Я. Летний зоопланктон Балтийского моря в зонах различной трофности и солености. - В кн.: Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии. Тезисы докладов XX научной конференции. Т.2 Рига, Зинатне, 1979, с. 157-159.
38. Лагановска Р.Ю., Кице М.Р., Берзиня И.Я. Функционирование планктонных гидробиоценозов прибрежных вод Балтийского моря. - В кн.: Изучение и освоение водоемов Прибалтики и Белоруссии. Тезисы докладов XX научной конференции. Т. 2. Рига, Зинатне, 1979, с. 148-150.
39. Лагздинь Г.С. Зообентос. Влияние дноуглубления и отвалов грунта на гидробиоценозы Балтийского моря. - Рига: Зинатне, 1982, с. 99-127.
40. Лассиг Ю., Леппенен Ю.М., Тамеландер Г. Первичная продукция фитопланктона и определяющие ее факторы в районе Тверминне в 1972-1979 гг. в сравнении с другими районами Финского залива. - Труды XII Конференции балтийских океанографов, 1981, с. 412-422.
41. Леонтьев Г.А. Уроки Клайпедской операции. - Морской флот, 1982, № II, с. 16-18.
42. Лукшенас Ю.К. Биоценозы и трофические группировки донных беспозвоночных южной части Балтийского моря. - Океанология, 1969, т. IX, 6, с. 1078-1086.
43. Макарушин А.В. Библиографический указатель по теме "Биологический анализ качества вод" с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. - Л.: Наука, 1974. - 53 с.
44. Марголина Г.Л. Интенсивность продукционно-деструкционных процессов в открытых водах Балтийского моря. - В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря, вып. I. Л., Гидрометеоздат, 1981, с. 31-37.
45. Методические указания "Авиационные наблюдения и контроль над загрязненностью вод суши и морей". - Л.: Гидрометеоздат, 1975. - 191 с.

46. Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях / Под ред. С.Г.Орадовского. - М.: Гидрометеоиздат, 1979, с. 18-22.
47. Методические указания по химическому анализу морских вод для стран-членов СЭВ/ Под. ред. С.Г.Орадовского. - Гдыня, 1977. - 277 с.
48. Миرون О. Г. Биологические ресурсы моря и нефтяное загрязнение. - М.: Пищевая промышленность, 1972. - 105 с.
49. Миرون О. Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря. - Киев: Наукова думка, 1973. - 86 с.
50. Мирон О. Г. Микробиологические аспекты самоочищения водной среды от нефти. - В кн.: Общая экология. Биоэкология. Гидробиология. Т. 4. Самоочищение водоемов и биологическая очистка сточных вод, М., 1977, с. 138-165.
51. Мирон О. Г. Развитие планктонных водорослей в условиях нефтяного загрязнения. - Человек и биосфера. 1980, вып. 5, с. 53-62.
52. Михайлов Г. А., Сабельфельд К. К. О численном моделировании диффузии примеси в стохастических полях скоростей. - Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1980, т. 16, № 3, с. 229-235.
53. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика. Ч. I. - М.: Наука, 1967. - 639 с.
54. Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря. - М.: Прогресс, 1977. - 297 с.
55. Немировская И. А., Горницкий А. Б. Использование метода экстракции в непрерывном потоке для извлечения нефтяных углеводородов из морской воды. - Океанология, 1982, т. 22, № 5, с. 852-855.
56. Немировская И. А., Гурвич Д. М. Нефтяные углеводороды в водах и донных осадках Балтийского моря. - В кн.: Геологическая история и геохимия Балтийского моря. М., Наука, 1984, с. 152-157.
57. Нестерова Д. А. Особенности развития фитопланктона северо-западной части Черного моря в условиях антропогенного воздействия. - В кн.: П Всесоюзная конференция по биологии шельфа. Ч. I. Вопросы экологии шельфа: Тезисы докладов. Киев, Наукова думка, 1978, с. 143.
58. Нестерова М. П. Экологические аспекты применения химических средств для ликвидации последствий нефтяных разливов на море. - Человек и биосфера, 1980, вып. 5, с. 110-118.
59. Нестерова М. П., Гурвич Д. М. Экспедиция обследует район нефтяной катастрофы. - Земля и вселенная, 1983, № 3, с. 60-63.
60. Нестерова М. П., Симонов А. И. Химическое загрязнение океана и методы борьбы с ним. - В кн.: Океанология. Т. I. Химия океана. М., Наука, 1979, с. 437-456.
61. Нестерова М. П., Симонов А. И., Немировская И. А. Нефтяные углеводороды в морских водах, форма их существования и трансформация. - Человек и биосфера, 1982, вып. 7, с. 174-180.
62. Николаев И. И. Биологические сезоны Балтийского моря. - Труды Латв. отделения ВНИРО, 1955, т. 2, с. 115-140.
63. Новиков Е. А. О турбулентной диффузии в потоке с поперечными градиентами скорости. - Прикладная математика и механика, 1958, № 22, с. 412-414.
64. Озмидов Р. В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане. - М.: Наука, 1968. - 200 с.
65. Пати С. А. Загрязнение Мирового океана и его продуктивность. - В кн.: Биологические ресурсы Мирового океана. М., Наука, 1979, с. 208-230.
66. Печюлене О. Т. Зоопланктон Балтийского моря и его связь с северной частью залива Курш-Марес. - В кн.: Гидробиология и ихтиология внутренних водоемов Прибалтики. Рига, Изд-во АН ЛатССР, 1963, т. 23, (VII), с. 89-93.
67. Плохянский Н. А. Биометрия. - М.: Изд-во МГУ, 1970, с. 156-159.
68. Пустельников О. С., Якубович В. В. Взвешенное вещество бассейна Балтийского моря (3. Распределение взвеси в приустьевых участках Балтийского моря под влиянием речных выносов). - Труды АН ЛитССР, сер. В, 1980, т. 3 (118), с. 123-129.
69. Репечка М. А., Пустельников О. С., Червинская Э. Современное осадконакопление в Куршском заливе. - Научные труды ВУЗов ЛитССР. География, 1980, т. XVI, с. 28-73.
70. Рокцквий Н. А. Биологическая статистика. - Мянск: Высшая школа, 1964, с. 169-170.
71. Рудерога А. Видовой состав фитопланктона Рижского залива. - В кн.: Биология Балтийского моря. Рига, Зинатне, 1974, с. 122-134.
72. Руководство по методам химического анализа морских вод / Под ред. С.Г.Орадовского. - Л.: Гидрометеоиздат, 1977. - 120 с.

73. Семенов А. Д., Страдомская А. Г., Павленко Л. Ф. Современные методы анализа нефтепродуктов в водах и их унификация. - В кн.: Методики анализа морских вод: Тез. сов.-болг. сотрудничества. Л., Гидрометеоздат, 1981, с. 8-21.
74. Сеничкина Л. Г. Количественное развитие и размерная структура мелких жгутиковых водорослей в летнем планктоне Балтийского моря. - В кн.: Пространственно-временные структуры гидрохимических и гидрофизических характеристик морей. Труды Всесоюзного семинара-симпозиума. Таллинн, Изд-во АН ЭССР, 1981, с. 87-89.
75. Сивм Х. А., Ярвекюльг А. А., Вельнер Х. А. Антропогенное воздействие на воды бассейна Балтийского моря и создание научных основ их защиты (на примере Эстонии). - В кн.: Проблемы сохранения, защиты и улучшения качества природных вод. М., Наука, 1982, с. 73-83.
76. Сустанов Ю. В., Чернишева Е. С., Цупрова И. Е. Исследование ветровых течений Балтийского моря на основе математической модели взаимодействия пограничных слоев. - Труды ГОИН, 1981, вып. 157, с. 29-43.
77. Тарусов Б. Н., Веселовский В. А. Сверхслабые свечения растений и их прикладное значение. - М.: Изд-во МГУ, 1978. - 148 с.
78. Каченко В. Н., Айвазова Л. Е. Влияние растворенных нефтепродуктов на морские и пресноводные одноклеточные водоросли. - Труды ВНИРО, 1974, т. 100, с. 68-73.
79. Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. - М.: Изд-во МГУ, 1979, с. 84-97, 118-124.
80. Флоровская В. Н., Пиковский Ю. И., Грачева Н. С. Люминисцентно-битуминологические методы диагностики органических веществ в природной среде и техногенных потоках. - В кн.: Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. М., Наука, 1981, с. 78-100.
81. Цыбань А. В. Научные аспекты организации биологического мониторинга состояния экосистемы Балтийского моря. - В кн.: Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды: Труды Международного симпозиума, СССР, Рига, 12-15 декабря 1978 г. Л., Гидрометеоздат, 1980, с. 332-339.
82. Цыбань А. В. Комплексные исследования Балтийского моря по программе работ советско-шведского сотрудничества. - Труды XII Конференции балтийских океанографов, 1981, с. 42-60.
83. Черновская Е. Н. и др. Гидрохимический режим Балтийского моря. / Черновская Е. Н., Пастухова Н. М., Буйневич А. Г., Кудрявцева М. Э., Ауниньш Э. А. - Л., Гидрометеоздат, 1965. - 168 с.
84. Черняк С. М., Михалева И. М., Блинова Л. Н. Хлорированные углеводороды в морских донных отложениях Балтийского моря (по результатам экспедиции на НИС "Эрнест Кренкель", март 1978 г.). - Труды ГОИН, 1979, вып. 149, с. 44-47.
85. Шулиене Р. И., Марчюленене Д. П., Янкавичюте Г. Ю. Экология фитопланктона в заливе Куршо-Марес. - Гидробиологический журнал, 1979, т. 15, № 5, с. 53-58.
86. Юкнявичус Л. К., Юкнявичус К. К. Проникновение нефтепродуктов в воду и их влияние на гидрохимический режим и биоценоз планктона. - В кн.: Основы биопродуктивности внутренних водоемов Прибалтики. Вильнюс, Изд-во АН ЛитССР, 1975, с. 454-457.
87. Яглинене И. Б. Антропогенное воздействие на количественное и качественное развитие макрозообентоса нижнего участка р. Нямунас. - Труды АН ЛитССР. Сер. В, 1978, т. 1 (85), с. 65-73.
88. Ярвекюльг А. А. Донная фауна восточной части Балтийского моря: Состав и экология распределения. - Таллинн: Валгус, 1979. - 382 с.
89. Alasaarela E. Ecology of phytoplankton in the north of the Bothnian Bay. - Acta Botanica Fennica, N 110, 1979, p. 63-70.
90. Andersin A.-B., Lassig J., Parkkonen L., Sandler H. Long-term fluctuations of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974. - Finn. Mar. Res., 1978, N 244, p. 137-144.
91. Bagge P. Phytoplankton primary production in some finnish coastal areas in relation to pollution. - Merentutkimuslaitok. Julk., 1971, N 235, p. 3-18.
92. Berner K.H. Effect of experimental crude oil contamination of abandoned, mortality and resettlement of representative mud flat organisms in the mesohaline area of the Elba estuary. - Neth. J. Sea Res., 1982, N 16, p. 538-546.

93. Beslier A., Birrien J.L., Cabioch L., Larssonneur C., Le Borgne L. La pollution des Baies de Morlaix et de Lannion par les hydrocarbures de l' "Amoco Cadiz". Repartition sur les fonds et evolution. - Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, vol. 33, N 1-4, p. 209-224.

94. Blumer M., Ehrhardt M., Jones J.H. The environmental fate of Strauded crude oil. - Deep-Sea Res., 1973, vol. 20, N 3, p. 239-269.

95. Bodungen K. Ecological studies on the plankton in the Kiel Bay. - Merentutkimuslaitok. Julk., 1975, N 239, p. 179-187.

96. Boucher G. Effets a long term des hydrocarbures de l' "Amoco Cadiz" sur la structure des communautés de nematodes libres des sables fins sublittoraux. - In: Amoco Cadiz. Consequences pollut. acciden. hydrocarbures. Actes Colloq. Int., Brest, 19-22 nov. 1979, Paris, 1981, p. 539-549.

97. Boutry J.-L., Bordes M., Fevrier A., Barbier M., Saliot A. Le diatomee marine Chaetoceros simplex calcitrans paulsen et son environnement. IV. Relation avec le milieu de culture etude des hydrocarbures. - J. Exp. Mer. Biol. and Ecol., 1977, vol. 28, N 1, p. 41-51.

98. Brian Dicks. Monitoring the biological effects of North sea platforms. - Mar. Pollut. Bull., 1982, vol. 13, N 7, p. 221-227.

99. Cabioch L. La marée noire de l'Amoco Cadiz: impact sur les peuplements des fonds sublittoraux et du domaine pélagique.- In: "Amoco Cadiz". Consequences pollut. accident. hydrocarbures. Actes Colloq. Int., Brest, 19-22 nov. 1979. - Paris, 1981, p. 475-480.

100. Conover R.J. Some relations between zooplankton and bunker C oil in Chedabucto Bay following the wreck of the tanker "Arrow". - J. Fish. Res. Board Can., 1971, vol. 28, N 9, p. 1327-1330.

101. Corner E.D. Pollution studies with marine plankton. Part I. - Adv. Mar. Biol., 1978, vol. 15, p. 289-380.

102. Davies J.M., Baird I.E., Massie L.C., Hay S.J., Ward A.P. Some effects of oil-derived hydrocarbons on a pelagic food web from observations in an enclosed ecosystem and a consideration of their implications for monitoring. - Rapp. et proc. verb. réun. Cons. int. explor. mer, 1980, vol. 179, p. 201-211.

103. Edler L. Phytoplankton succession in the Baltic Sea. - Acta Botanica Fennica, 1979, N 110, p. 75-78.

104. Elmgren R., Frithsen J.B. The use of experimental ecosystems for evaluating the environmental impact of pollutants: a comparison of an oil spill in the Baltic Sea and two long-term, low-level oil addition in mesocosms. - Mar. Mesocosms: Biol. and Chem. Res. Eksp. Ecosyst. "New York c.a.", 1982, p. 153-165.

105. Elmgren R., Hansson S., Sundelin B., Boehm P.D. The "Tsesis" oil spill: Acute and Long-Term Impact on the Benthos. - Mar. Biol., 1983, vol. 73, N 1, p. 51-65.

106. Forsskahl M. Phytoplankton biomass and species composition in Finnish coastal water in 1974 and 1975. - Finn. Mar. Res., 1980, N 247, p. 94-109.

107. Hallfors G. A preliminary check-list of the phytoplankton of the northern Baltic Sea. - Vesientutkimuslaitos julkaisuja. Publ. of the Water Research Institute, 1979, N 34, p. 3-24.

108. Hallfors G., Miemi A., Ackefors H., Lassig J., Leppäkoski E. Biological oceanography. - In: The Baltic Sea, Elsevier Oceanography Series, 1980, vol. 30, p. 219-274.

109. Herbert R., Poulet S.A. Effect of modification of particle size of emulsions of Venezuela crude oil on feeding, survival and growth of marine zooplankton. - Mar. Environ. Res., 1980, vol. 4, N 2, p. 121-134.

- II0. Hernroth L. Zooplankton in the Baltic Sea. - Mar. Pollut. Bull., 1981, vol. 12, N 6, p. 206-209.
- III. Hobro R. Stages of the annual phytoplankton succession in the Askö area (northern Baltic Sea). - Acta Botanica Fennica, 1979, N 110, p. 79-80.
- II2. ICES. Assessment of the marine environment of the Baltic Sea. - Mimeo, 1978, -43 p.
- II3. Joseph G., Sendner H. Über die horizontale Diffusion in Meer. - Dtsch. Hydr. Z., 1958, N 2, S. 49.
- II4. Jansson B.-O. The Baltic - a systems analysis a semi-enclosed sea. - Advances in Oceanography, New York-London, Plenus Press, 1978, p. 131-183.
- II5. Jansson B.-O. Natural systems of the Baltic Sea. - Ambio, 1980, vol. 9, N 3-4, p. 128-136.
- II6. Johansson S., Larsson U., Boehm P. The "Tsesis" oil spill. Impact on the pelagic ecosystem. - Mar. Pollut. Bull., 1980, vol. 11, N 11, p. 284-293.
- II7. Kaiser W., Schulz S. On primary production in the Baltic. - Merentutkimuslaitok. Julk., 1975, N 239, p. 29-33.
- II8. Kaiser W., Schulz S., Kell V. Die wirkung der Pollution auf das Phytoplankton und seine. Primärproduktion. - Geodätische und Geophysikalische Veröff., 1981, Reihe 4, N 33, p. 53-60.
- II9. Kerminen S., Häkkinen K., Tulkki P., Haapala K. Toxicity and biodegradability of Emulsifiers in Finnish Watercourses - National Board of Waters, Finland, Report 9, 1971, -27 p.
- I20. König D. Biologische Auswirkungen der Abwasser eines Ölraffinerie in einer Varlandgebiet an der Nordsee. - Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1968, vol. 17, p. 391-394.
- I21. Kraichnan R.H. Diffusion by a random velocity field. - Phys. Fluids, 1970, vol. 13, No 1, p. 12-17.
- I22. Lee R.E., Dornseif B., Gonsoulin F., Tenore K., Hanson R. Fate and effects of a heavy fuel oil spill on a Georgia

solt marsh. - Mar. Environ. Res., 1981, vol. 5, N 2, p. 125-143.

I23. Linden O., Elmgren R., Boehm P. The "Tsesis" oil spill: its impact on the coastal ecosystem on the Baltic Sea. - Ambio, 1979, vol. 8, N 6, p. 244-253.

I24. Lukšenas J. Macoma baltica Kiekybinis pasiskirstymas pietrytineje Baltijos uros dalyje 1964 m. rudeni. LTSR Aukštyjų mokyklų mokslo darbai. - Biologija, 1966, VI, p. 151-156.

I25. Mac Intyre A.D. The effects of petroleum on marine organisms. - Oily Water Discharges: Regul., Techn. and Sci. Considerat Proc. Semin. - Edinburg, 1978, London, 1980, p. 63-74.

I26. Mc Lusk D.S. The impact petrochemical effluent on the fauna of an intertidal estuarine mudflat. - Estuarine, Coast. Shelf. Sci., 1982, vol. 14, N 5, p. 489-499.

I27. Maurin C. Consequences de l'Accident de l'"Amoco Cadiz" des ressources marines vivantes exploitables. - "Amoco Cadiz". Consequences pollut. accident hydrocarbures. Actes Colloq. Int., Brest, 19-22 nov. 1979", Paris, 1981, p. 667-686.

I28. Melvasalo T. Assessment of the effect of pollution on the natural resources of the Baltic Sea. - Balt. Sea Environ. Proc., 1980, 5 B, p. 426.

I29. Michanek G. Data of primary production measured by the C^{14} method at two Lightships in the Baltic. - Medd. Havfiskeleb. Lysekil, 1970, N 86, -46 p.

I30. Mihnea E., Cuingiolu E., Bilal I. Modificatio des communautes phytoplantoniques littorales sons l'influence du phenomene de pollution. 5-es journées étud. pollut. mar. - Mediterr. Cagliari, 9-13 oct., 1980, Monaco, 1980, 198, p. 869-876.

I31. Mills A.L., Bzeuil C., Colwell R.R. Enumeration of petroleumdegrading marine and estuarine microorganisms by the most probable number method. - Can. J. Microbiol., 1978, vol. 24, N 5, p. 552-557.

132. Mironov O.G. Hydrocarbon pollution of the sea and its influence on marine organisms. - Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1968, *vol.* 17, p. 335-339.

133. Mironov O.G. The effect of oil pollution on the flora and fauna of the Black Sea. - FAO technical conference on Marine pollution and its effects on living resources and fishing. Fir: MP/70/ E-92; 1970, p. I-I4.

134. Nelson W.G. Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of a Norwegian fjord. - J. Exp. Mar. Biol. and Ecol., 1982, 65, N 2, p. 121-138.

135. Nelson-Smith A. Effects of oil on Marine plants and animals. - In: P.Hepple. Water Pollution by Oil, 1970, p. 273-280.

136. Niemi A. Ecology of phytoplankton in the Tvarminne area SW coast of Finland. II. Primary production and environmental conditions in the archipelago and the sea zone. - Acta Botanica Fennica, 1975, N 105, p. 73.

137. Oppenheimer C.H. Oil Ecology. - In: Marine Environmental Pollution. I. Amsterdam e.g., 1980, p. 21-35.

138. Parker C.A. The ultimate fate of crude at sea uptake of oil by zooplankton. - AMN Rep. B., 1970, N 198 (M).

138. Pelkonen K., Tulkki P. The littoral Fauna of the oil polluted area. - Aqua fenn., 1972, p. 129-136.

139. Pfister K. The 1979 Baltic oil spill environmental studies. - Departament of Environmental Protection. Helsinki. Finland, 1980.

140. Plante-Cuny M.R., Le Campion-Alsumard T., Vacelet E. "Amoco Cadiz" Consequens pollut. acciden. hydrocarbures. Actes Colloq. Int., Brest, 19-22 nov. 1979, Paris, 1981, p. 429-442.

141. Renaud-Mornant J., Goubault N. Survie de la meiofaune apres l'echouement de l'"Amoco Cadiz" (chenal le Mor-

lair, greve de Roscoff). - Bull. Mus. Nat. hist. natur. zool., 1980, *vol.* 2, N 3, p. 759-772.

142. Renaud-Mornant J., Goubault N., Oanafieu J.-B. de, Helleouet M.-N. Effects de la pollution par hydrocarbures sur la meiofauna de la baie de Morlaix. - In: "Amoco Cadiz". Consequences pollut. acciden. hydrocarbures. Actes Colloq. Int., Brest, 19-22 nov. 1979, Paris, 1981, p. 551-561.

143. Scarrat D.J., Spragne J.B., Wilder D.G., Anderson J.M. Some biological and chemical investigations of a major winter oil spill on the Canadian east coast. - ICES, C.M. 1970, E: 14; Fisheries improvement Committee, p. I-7.

144. SCOR-UNESCO working group I7. - Report in the monographs on oceanographic methodology, 1966.

145. Taikainen E. On the chemical factors regulating the primary production of the phytoplankton in the Baltic Proper. - Merentutkinslaitok. Julk., 1974, N 238, p. 39-52.

146. Thomsen H.A. A qualitative analysis of phytoplankton in the open Danish Waters, 1975- 1977. - The National Agency of Environmental protection, Denmark, 1979.

147. Tsiban A.V. Scientific approaches to biological monitoring of the Baltic Sea. - Rapp. et proc.-verb. reun. Cons. Int. Explor. Mer, 1980, p. 179.

148. Willen T. Studies on the phytoplankton of some lakes connected with or recently isolated from the Baltic. - Oikos, 1962, 13 (2), p. 169-199.

149. Wraight C.A., Crofts A.R. Delayed fluorescence and the high-energy state of chloroplasts. - European J. Biochem., 1971, *vol.* 19, N 3, p. 386- 397.

150. Zsolnay A. The weathering of tar on Bermuda. - Deep-Sea Res., 1978, *vol.* 25, p. 1245-1252.

О Г Л А В Л Е Н И Е

ВВЕДЕНИЕ	3
ГЛАВА I. О разливе мазута в акватории порта Клайпеда	6
ГЛАВА 2. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ПРИЕРЕЖНОЙ И ШЕЛЬФОВОЙ ЗОН БАЛТИЙСКОГО МОРЯ	16
2.1. Гидрологические условия акватории и морфолого-литологи- ческая характеристика побережья и дна	16
2.1.1. Гидрологические особенности исследуемой акватории	16
2.1.2. Геоморфологическое районирование берегов и дна	18
2.1.3. Литологический состав пляжевых и донных отложений	20
2.1.4. Фоновое распределение нефтепродуктов на дне	23
2.2. Физико-химическая характеристика воды	24
2.2.1. Фоновый уровень загрязненности Балтийского моря и его заливов	24
2.2.2. Формы нефтяного загрязнения Балтийского моря и пути его предотвращения	33
2.3. Биологическая характеристика региона	37
ГЛАВА 3. РАСПРОСТРАНЕНИЕ МАЗУТА И МЕРЫ ПО ЕГО ЛИКВИДАЦИИ	41
3.1. Результаты авиаобследований аварийного загрязнения Балтийского моря, последовавшего в результате гибели танкера "Глобе Асими"	41
3.2. Количественная оценка концентрации нефтепродуктов на поверхности и глубинных горизонтах в зоне разлива 1-3 декабря 1981 г.	52
3.2.1. Методика исследований	52
3.2.2. Анализ полученных результатов	53
3.3. Оперативное прогнозирование распространения мазута	64
ГЛАВА 4. ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ В РАЙОНЕ АВАРИИ ТАНКЕРА И НА ПРИЛЕГАЮЩИХ АКВАТОРИЯХ	73
4.1. Влияние мазутного разлива на берега и дно исследуемого района	73

4.1.1. Краткая гидрологическая характеристика	73
4.1.2. Типы донных отложений и литолого-морфологическая характеристика пляжевых наносов	74
4.1.3. Особенности условий захоронения песчано-мазут- ной смеси	80
4.1.4. Нефтепродукты и их деградация на дне, пляже и в карьерах	83
4.1.5. Последствия разлива на берега и дно	88
4.2. Влияние нефтяного загрязнения на водную толщу в рай- оне аварийного разлива мазута	89
4.2.1. Влияние разлива мазута на физико-химические свойства воды	89
4.2.2. Баланс нефтяного загрязнения в районе аварийно- го разлива танкера "Глобе Асими"	109
4.3. Характеристика гидробионтов и оценка их функцио- нирования	113
4.3.1. Бактериопланктон	113
4.3.1.1. Открытый шельф и приурезовая зона Балтийского моря	115
4.3.1.2. Центральная часть Балтийского моря	126
4.3.1.3. Куршский залив	130
4.3.1.4. Таксономический состав углеводородокисляющей микробиоты Балтийского моря и Куршского за- лива	138
4.3.2. Фитопланктон	140
4.3.2.1. Открытый шельф	140
4.3.2.1.1. Фитопланктон в течение первого года после разлива мазута	140
4.3.2.1.2. Фитопланктон в последующие (1983-1984) годы	150
4.3.2.2. Фитопланктон приурезовой зоны	154
4.3.2.3. Фитопланктон Куршского залива	155
4.3.3.1. Зоопланктон открытого шельфа	157
4.3.3.2. Зоопланктон приурезовой зоны и прилежащих вод	162
4.3.3.3. Зоопланктон Куршского залива	168
4.3.4. Бентос	169
4.3.4.1. Бентос на открытом шельфе	169
4.3.4.2. Приурезовая зона	174
4.3.4.2.1. Зообентос приурезовой зоны	174
4.3.4.2.2. Мейобентос приурезовой зоны	176
4.3.4.3. Куршский залив	178
4.3.4.3.1. Бентос в Клайпедском проливе	178
4.3.4.3.2. Бентос в Куршском заливе	184

4.3.5. Функциональные характеристики	188
4.3.5.1. Открытый шельф	188
4.3.5.1.1. Первичная продукция на открытом шельфе	188
4.3.5.1.2. Биологически активные вещества	194
4.3.5.2. Приурезовая зона и Куршский залив	197
Послесвечение водорослей	
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	200
1. Итоги исследований	200
2. Предложения по схеме оповещения, слежения за разлитой нефтью и взаимодействия с другими контролирующими организациями	205
3. Типовая программа комплексной экспедиция по оценке последствий аварийных разливов нефти	206
4. Предложения по критериям оценки степени опасности аварийных ситуаций	208
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	216

Монография

КАТАСТРОФА ТАНКЕРА
"ГЛОБЕ АСИМИ" В ПОРТУ КЛАЙПЕДА
И ЕЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ

Редактор Н.С.Никольская
Техн.редактор В.Н.Силкина
Корректоры Р.А.Агафонова, Л.Б.Афанасьева

Подписано к печати 2.01.90г. Т - 03301
Формат 60x90^I/16 Бумага картограф. Печать офсетная
Усл. печ.л. 14,25 Усл.кр.-отт. 14,51
Уч.-изд.л. 14,62 Тираж 420 Зак. 166
Индекс М-М-184 Цена 95 к.

Московское отделение Гидрометеозадата
123436 Москва, ул.Маршала Рыбалко, д.8
ФОП ВНИИГМИ-МЦД
249020 Обнинск, ул. Королева, д.6