

МОРСКАЯ БИОЛОГИЯ

УДК 574.632:574.583:551.507.362(265)

АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО АКВАТОРИИ БУХТЫ МАМАЛА (О. ОАХУ, ГАВАЙСКИЕ ОСТРОВА) ПО СУДОВЫМ И СПУТНИКОВЫМ ДАННЫМ

© 2007 г. **В. И. Ведерников¹, В. Г. Бондур², М. Е. Виноградов¹, М. Р. Лэндри³,
М. Н. Цидилина²**

¹Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва

²Научный центр аэрокосмического мониторинга “АЭРОКОСМОС”, Москва

³Скриптовский институт океанографии, Калифорнийский университет,

Сан-Диего, Калифорния

Поступила в редакцию 10.07.2006 г.

Исследовалось антропогенное воздействие, обусловленное загубленным сбросом городских сточных вод (дампингом) на биомассу планктонных сообществ прибрежных акваторий. Наблюдения проводились в Мамала (о. Оаху, Гавайские острова) в августе–сентябре 2002–2004 гг. с использованием космических и спутниковых методов. Анализ изменчивости интегральных для столба воды показателей, определяемых на основании судовых измерений, дал возможность разбить их на 2 группы: наиболее чувствительные к загрязнениям элементы (гетеротрофные бактерии – H-Bact, фототрофные цианобактерии *Synechococcus* spp. – SYN, хлорофилл “а” – CHLa) и элементы, показавшие эпизодическую положительную зависимость от поступления загрязненных вод (гетеротрофные одноклеточные эукариоты, мелкие одноклеточные водоросли, фототрофные зеленые бактерии *Prochlorococcus* spp., а также суммарная биомасса микропланктона). Показано, что загубленный сток в районе диффузора сбросового устройства приводил к незначительному (в среднем 1.2–1.4 раза) локальному увеличению интегральной биомассы H-Bact и SYN, а также содержания CHLa. Аналогичное более резкое (в среднем в 1.5–2.1 раза) увеличение этих параметров отмечали для слоев воды с их максимальными биомассами. На основании исследований вертикального хода биомассы H-Bact, SYN и прохлорофит проанализированы возможные пути распространения сбрасываемых вод (под пикноклином, по верхней границе его и во всем верхнем перемешанном слое). Подтверждена возможность использования выявленных по спутниковым данным оптических аномалий в качестве маркеров антропогенной эвтрофикации, обусловленной дампингом. Использование таких маркеров зависит от прозрачности воды и формы кривых вертикального распределения автотрофных организмов.

ВВЕДЕНИЕ

В Мировой океан ежегодно сбрасывают более 30 000 различных химических соединений. Среди этих соединений есть устойчивые загрязняющие вещества, которые, попав в водную среду, могут сохраняться и циркулировать там в течение десятков и сотен лет.

Прибрежные воды, составляющие всего 10% общей площади Мирового океана, испытывают основную нагрузку от антропогенных воздействий. Главными источниками таких воздействий на прибрежные акватории являются: поступление с суши различных веществ, применяемых в жилищно-коммунальном и сельском хозяйстве; захоронение в водной среде отходов производства; утечки различных веществ в процессе судовых операций; аварийные сбросы с судов или утечки из подводных трубопроводов; разработка полезных ископаемых на континентальном шельфе; сброс промышленных и

хозяйственно-бытовых сточных вод (дампинг) по загубленным трубопроводам. Последний источник оказывает наиболее сильное влияние на экосистемы прибрежных акваторий.

В настоящее время объем и интенсивность загрязнений Мирового океана достигли чрезвычайно высокого уровня. Актуальным становится снижение антропогенных воздействий и организация мониторинга загрязнений морей и океанов и, прежде всего, прибрежных акваторий. Одним из наиболее эффективных способов исследования Мирового океана является использование аэрокосмических методов и технологий [1, 7].

Для успешного решения задач мониторинга и охраны окружающей среды в акваториях морей и океанов необходимо проводить комплексные исследования различных океанологических характеристик с использованием дистанционных и контактных средств. Такие исследования были прове-

дены и в акватории Мамала (о. Оаху, Гавайи) в 2002–2004 гг. [2, 3, 7–9, 14, 15]. В ходе проведения мониторинга использовались панхроматические, многоспектральные и гиперспектральные космические изображения, полученные со спутников IKONOS, QuickBird, EO-1, радиолокационные изображения со спутников RADARSAT и ENVISAT. Также использовалась информация со спутников TERRA, AQUA, GOES и др. [7]. Одновременно с космическими съемками 2 сентября 2002 г., 13 сентября 2003 г. и 16 августа 2004 г. проводились измерения гидрофизических, гидрооптических и биологических параметров водной среды с помощью датчиков, установленных на стационарных буйковых платформах и судах [7–9, 15].

Главной целью исследований была оценка влияния сточных вод на экосистему прибрежной акватории рекреационной зоны о. Оаху. Очистные сооружения (*Sand Island*) обеспечивают усовершенствованную первичную обработку в среднем 70 млн. галлонов ($318\,220 \text{ м}^3$) загрязненных вод ежедневно [12]. Обработанный поток направляется в океан через 84-дюймовый (~2.1 м) трубопровод к диффузору, расположенному на расстоянии 4630 м от берега на глубине 69–72 м (рис. 1). Диффузор имеет общую длину 1036 м и состоит из трех секций, содержащих 275 боковых отверстий диаметром 7.8–12.7 см. Средняя скорость стока через эти отверстия составляет 3 м/с при мощности потока 4.48 м³/с [12].

В связи с большой производительностью очистных сооружений о. Санд можно ожидать определенного воздействия сбрасываемых вод на экосистему пелагиали в районе Мамала. В настоящей работе исследование такого воздействия ограничивалось изучением влияния глубинного сброса этих вод на интегральную (для столба воды) биомассу различных планктонных сообществ и на характер их вертикального распределения.

Воды, омывающие о. Оаху, относятся к южной части Северо-Тихоокеанского субтропического антициклонического круговорота (с центром примерно на 28° с.ш.), характеризующегося очень низкими концентрациями биогенных элементов и хлорофилла в приповерхностном слое, т.е. слое, параметры которого регистрируются многоспектральной аппаратурой [19]. В этих водах на фоне относительно постоянной в течение года поверхности температуры (обычно 24–27°C) наблюдаются значительные сезонные колебания глубины залегания верхней границы термоклина: от 120 м зимой до 30 м летом [11]. К югу от Гавайев проходит нечеткая граница Северного Пассатного (Экваториального) течения, северная ветвь которого образует к западу от островов небольшие широтно вытянутые мезомасштабные круговороты, которые маскируют основную циркуляцию. Характеристики локальных течений у о. Оаху находятся в сильной зависимости от приливно-отливных явлений с полусуточным и

суточным периодом и сезонных смещений крупномасштабных океанских течений. Течения, в основном, направлены вдоль побережья к западу.

Сложное взаимодействие различных течений и движений вод может менять общую картину распределения химических и биологических параметров в районе сброса вод и затруднять изучение антропогенного влияния на экосистему Мамала.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Оптические аномалии поверхностного и приповерхностного слоя океана (~50 м), оптические характеристики которого регистрируются многоспектральной аппаратурой, выделялись по космическим многоспектральным изображениям высокого пространственного разрешения, полученным спутниками IKONOS (пространственное разрешение 4 м) и QuickBird (пространственное разрешение 2.44 м), а также спутником EO-1 (аппаратура ALI, пространственное разрешение 30 м) [2, 3, 7]. На рис. 1 в качестве примеров представлены области оптических аномалий, обусловленных загубленными стоками, выделенными по изображениям со спутников IKONOS и QuickBird в различные дни проведения экспериментов. Методика обработки была основана на использовании характеристик относительной изменчивости сигналов в спектральных каналах R (630–690 нм), G (520–600 нм) и B (450–520 нм). Подробно особенности обработки многоспектральных изображений описаны в статье [2].

Отбор проб для биологических анализов, а также запись температуры и солености проводили в б. Мамала на четырех станциях 2 сентября 2002 г., на шести станциях 13 сентября 2003 г. и на семи станциях 19 и 21 августа 2004 г. (рис. 1, табл. 1). Для этих целей использовали Э/С “Hikino” и катер “Iwalani” в 2002 г., катер “Imua” в 2003 г., а также Э/С “Klaus Wyrtki” в 2004 г. Сбор и обработка материалов проводились под руководством профессора M. Landry.

Вертикальные профили температуры и солености записывали с помощью погружных датчиков SeaBird (SBE 19, SBE 25) и Ocean Sensor (OS 200). Расчет условной плотности проводили с использованием этих данных по стандартной методике. Сезонный пикноклин выделяли как слой с максимальными градиентами плотности в верхнем слое глубиной 60–150 м.

Отбор проб проводился при помощи гирлянд пластиковых батометров Нискина (the Niskin bottles) объемом 3 или 10 л. Измерения проводились в слое воды 0–60 (2002 г.), 0–70 м (2003 г.) и 0–150 м (2004 г.). Расстояние между батометрами в гирлянде составляло обычно 10 м (иногда 5 м в термоклине).

Для определения численности гетеротрофных бактерий (H-Bact), фотосинтезирующих зеленых бактерий *Prochlorococcus* spp. (PRO) и цианобактерий *Synechococcus* spp. (SYN) использовался метод

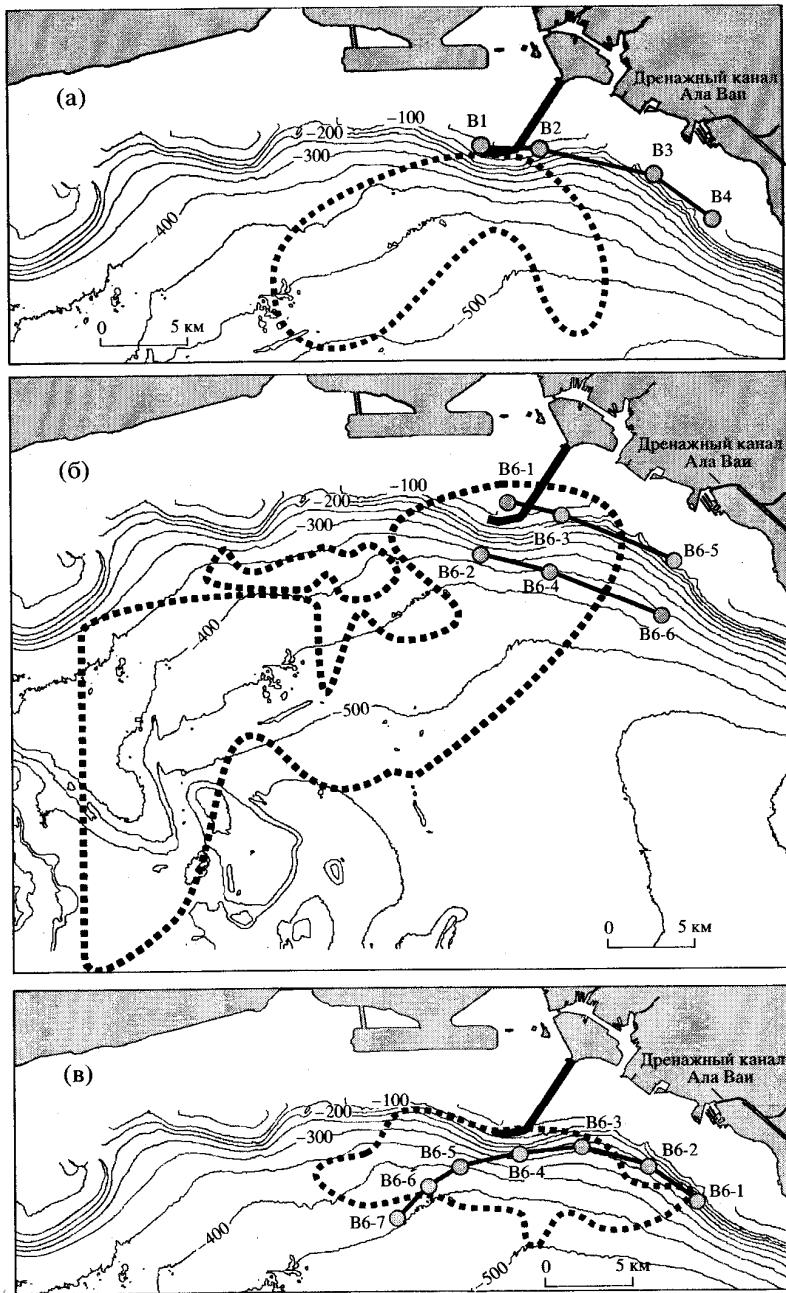


Рис. 1. Результаты совмещения положения биологических станций и границ оптических аномалий, которые были выделены по космическим многоспектральным изображениям высокого пространственного разрешения, полученным со спутника IKONOS 02.09.2002 г. (а) и 13.09.2003 г. (б), а также со спутника QuickBird 16.08.2004 г. (в).

проточной цитометрии (Flow Cytometric Analyses – FCM) [5]. Для этого анализа двойные подпробы морской воды объемом 2 мл фиксировались 0.5%-ным параформальдегидом (конечная концентрация) и замораживались в жидком азоте. За 1 час до анализа пробы окрашивались в темноте красителем Hoechst 3342 (1 мкг/мл) и просчитывались в проточном цитометре (Beckman Coulter EPICS Altra flow cy-

tometer), оснащенном сдвоенными аргоновыми лазерами мощностью 5 Вт, шприцевым насосом Orion для перекачки проб и программным пакетом Expo 32 Multicomp для расчета численности трех групп прокариот. Сдвоенные лазеры были настроены коллинеарно: первый – на ультрафиолетовый диапазон при 225 мВт для возбуждения флуоресценции окрашенной ДНК, второй – на 448 нм при 1.0 Вт для ин-

Таблица 1. Расположение станций относительно диффузора, их глубина и средняя биомасса гетеротрофных бактерий (H-Bact) в расчетном слое, выраженная в абсолютных единицах ($\text{мг С}/\text{м}^3$) и в процентах от биомассы H-Bact на фоновой станции (принятой за 100%)

Дата	Станция	Расстояние от середины диффузора до станции, м	Направление от диффузора до станции	Глубина станции, м	Слой, м	Биомасса H-Bact		Фоновая
						$\text{мг С}/\text{м}^3$	%	
02.09.2002	B1	712	C3	60	0–60	7.67	118	B4
	B2	1177	B	60	0–60	8.62	133	B4
	B3	4837	B	67	0–60	6.92	107	B4
	B4	6972	ЮВ	67	0–65	6.48	100	B4
13.09.2003	B6-1	591	C	22	—	—	—	—
	B6-2	1318	ЮЗ	340	0–70	10.3	112	B6-6
	B6-3	1622	B	86	0–70	9.59	104	B6-5
	B6-4	2129	ЮВ	400	0–70	9.53	103	B6-6
	B6-5	5450	B	78	0–70	9.2	100	B6-5
	B6-6	5685	ЮВ	400	0–70	9.21	100	B6-6
19.08.2004	B6-1	5075	ЮВ	160	0–150	9.92	100	B6-1
	B6-2	4179	B	210	0–150	9.56	96	B6-1
	B6-3	2381	B	250	0–150	10.4	105	B6-1
	B6-4	668	Ю	150	0–150	11.9	120	B6-1
	B6-5	1810	ЮЗ	360	0–150	8.6	114	B6-7
	B6-6	2905	ЮЗ	420	0–150	7.94	105	B6-7
	B6-7	4148	ЮЗ	430	0–150	7.57	100	B6-7
21.08.2004	B6-1	5993	ЮВ	190	0–150	9.15	100	B6-1
	B6-2	4212	B	220	0–150	9.55	104	B6-1
	B6-3	2179	B	240	0–150	10.3	113	B6-1
	B6-4	714	Ю	190	0–150	13.9	152	B6-1
	B6-5	1719	ЮЗ	360	0–150	11.2	141	B6-7
	B6-6	2860	ЮЗ	420	0–150	8.61	108	B6-7
	B6-7	4198	ЮЗ	440	0–150	7.96	100	B6-7

дуцирования красной автофлуоресценции у клеток, содержащих хлорофилл. Для пересчета полученной на установке численности гетеротрофных и фотосинтетических бактерий в углеродную биомассу использовались общераспространенные данные по среднему содержанию углерода в бактериальных клетках: 11, 50 и 150 $\text{fr С}/\text{клетка}$ для H-Bact, PRO и SYN, соответственно [16].

Микроскопический анализ использовался для определения численности и биомассы гетеротрофных (H-Euk) и автотрофных эукариот (A-Euk). На судне подпробы объемом 50 мл (50–ml sub samples) фиксировались 2 мл 10%-ного параформальдегида и помещались на лед для транспортировки на берег. В лаборатории фиксированные подпробы окрашивались 0.033%-ным профлавином (50 мкл красителя на 1 подпробу) в течение 10 мин и фильтровались через черные поликарбонатные фильтры Poretics с размером пор 1.0 мкм. В процессе фильтрации в фильтровальные воронки добавлялся краситель

DAPI (50 мг/мл). После окончания фильтрации сухие фильтры помещались на предметные стекла и просматривались с иммерсионным маслом под эпифлуоресцентным микроскопом Olympus BX41 при 400-кратном увеличении. При анализе автотрофные клетки отличали от гетеротрофных по наличию хлорофилла, обнаруживаемого по красной флуоресценции при подсветке синим светом [18].

После идентификации видовой принадлежности подсчет и определение размеров одноклеточных организмов проводился автоматически при помощи программного обеспечения Zeiss Image. Измеренные линейные размеры использовали для расчета объемов клеток, приравнивая их к известным геометрическим фигурам или к комбинации из нескольких простых фигур. Клеточный объем ($V, \text{ мкм}^3$) пересчитывали в клеточный углерод ($C, \text{ мг}$) с использованием модифицированных уравнений Стратманна для недиатомовых водорослей

($\lg C = 0.94 \lg V - 0.60$) и для диатомей ($\lg C = 0.76 \lg V - 0.352$) [18].

Следует отметить, что по результатам микроскопического анализа в группу Н–Euk входили, в основном, инфузории, зоофлагелляты и не содержащие хлорофилл динофлагелляты. Группа А–Euk состояла из содержащих хлорофилл мелких водорослей различных систематических групп (включая диатомей), а также из нитевидных колоний цианобактерий *Trichodesmium* spp., способных фиксировать свободный азот. Доля последних в суммарной биомассе А–Euk обычно была <30%. Для автотрофных и гетеротрофных организмов при счете выделялись следующие размерные классы: 2–5, 5–10, 10–20 и >20 мкм. Таким образом, применявшаяся методика оценки А–Euk и Н–Euk позволяла вести количественный учет суммарного обилия нанопланктона и мелкого микропланктона.

Для расчета биомассы А–Euk и Н–Euk на глубинах отбора проб, лежащих между контрольными горизонтами (а также выше или ниже их), применялась специальная методика. Для контрольных горизонтов рассчитывались величины отношения углеродной биомассы А–Euk к содержанию в воде моновинилового хл “а” (mv CHLa) и углеродной биомассы Н–Euk к углеродной биомассе А–Euk. Рассчитанные таким образом величины А–Euk/mv CHLa и Н–Euk/A–Euk экстраполировались на соседние глубины и получали кривые вертикального хода этих отношений на всех исследованных горизонтах. Расчет биомассы А–Euk на неконтрольных горизонтах проводился по формуле: CHLa × (A–Euk/mv CHLa), а биомассы Н–Euk – по формуле: A–Euk × (H–Euk/A–Euk). Содержание общего углерода мелкого микро-, нано- и пикопланктона (MICRO) определялась как сумма хлорофиллодержащих водорослей (A–Euk), гетеротрофных одноклеточных эукариот (Н–Euk), фототрофных бактерий (PRO + SYN) и гетеротрофных бактерий (Н–Bact).

Определение суммарного содержания хл “а”, рассчитываемого как сумма концентраций моновинилового (mv CHLa) и дивинилового (dv CHLa) хлорофиллов, проводилось при помощи HPLC метода [5]. Пробы морской воды (2 л), собранные батометрами со всех исследованных горизонтов, фильтровались через стекловолокнистые фильтры Whatman GF/F диаметром 25 мм. Пигменты экстрагировались в 3-х мл 100%-ного ацетона в темноте при 0°C в течение 24-х часов после разрушения клеток ультразвуком. Ко всем пробам добавлялся канктантин (50 мкл в ацетоне) в качестве внутреннего стандарта. Очистку готовых экстрактов проводили центрифугированием, после чего их анализировали на аналитической системе Varian HPLC. Концентрации пигментов рассчитывали, используя внутренние и внешние стандарты.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Распределение планктона 2 сентября 2002 г. Во время эксперимента отбор биологических проб был проведен на четырех станциях (B1, B2, B3, B4) на шельфе (60–70 м), причем станции B1 и B2 (ближайшие к диффузору) были расположены на расстоянии 0.7 и 1.2 км, соответственно, от его середины (табл. 1, рис. 1а). Восточный или северо-восточный ветер во время этих исследований в акватории б. Мамала был слабым (3–6 м/с). В результате обработки космических многоспектральных изображений, полученных 2 сентября 2002 г., была выделена аномальная структура, распространяющаяся в юго-западном и юго-восточном направлениях от диффузора сбросового устройства (рис. 1) [3, 7]. Как видно из рисунка, все четыре проведенные станции оказались за пределами границ выделенной по космическому изображению оптической аномалии, причем станции B1 и B2 были расположены на расстоянии всего несколько сотен метров от ее северной границы.

Для описания механизма действия загрязненных вод на экосистему эпипелагиали и для определения возможных путей распространения в водной толще загрязненных вод в районе свала глубин и у кромки шельфа, как и на мелководных его участках, необходим подробный анализ вертикальных изменений биологических параметров.

Вертикальное распределение биомассы исследованных планкtonных сообществ на станциях B1–B4 показано на рис. 2. Биомасса цианобактерий (SYN) оказалась очень низкой и примерно одинаковой на всех станциях, кроме B2, где отмечали небольшой размытый максимум биомассы SYN в слое 30–40 м (над пикноклином). Прохлорофиты (PRO), гетеротрофные бактерии (Н–Bact) и, особенно, автотрофные эукариоты (A–Euk) показали возрастание биомассы рядом (<1 км) с диффузором (станция B1) в самом придонном слое под пикноклином (60 м), в то время как на более удаленной от оголовья трубы ст. B2 эти увеличения охватывали большую толщу (40–60 м) и были слабо выраженным (для PRO и Н–Bact) (рис. 1а, 2).

Воздействие на морскую экосистему сбрасываемых вод обычно приводит к увеличению численности в эпипелагиали гетеротрофных бактерий и планкtonных водорослей [4]. На основании такого утверждения и проведенного выше анализа кривых, представленных на рис. 2, можно сделать заключение, что загрязненная вода, находящаяся непосредственно у диффузора (ст. B1) под пикноклином, затем перемещается на 1.2 км на восток, захватывая на ст. B2 большой слой (40–60 м), лежащий в пикноклине и над ним. Еще дальше (>4 км) на восток (станции B3 и B4) “плюм” загрязненных вод проследить не удалось.

Интенсивное развитие планкtonных сообществ в шлейфе загрязненных вод отразилось на инте-

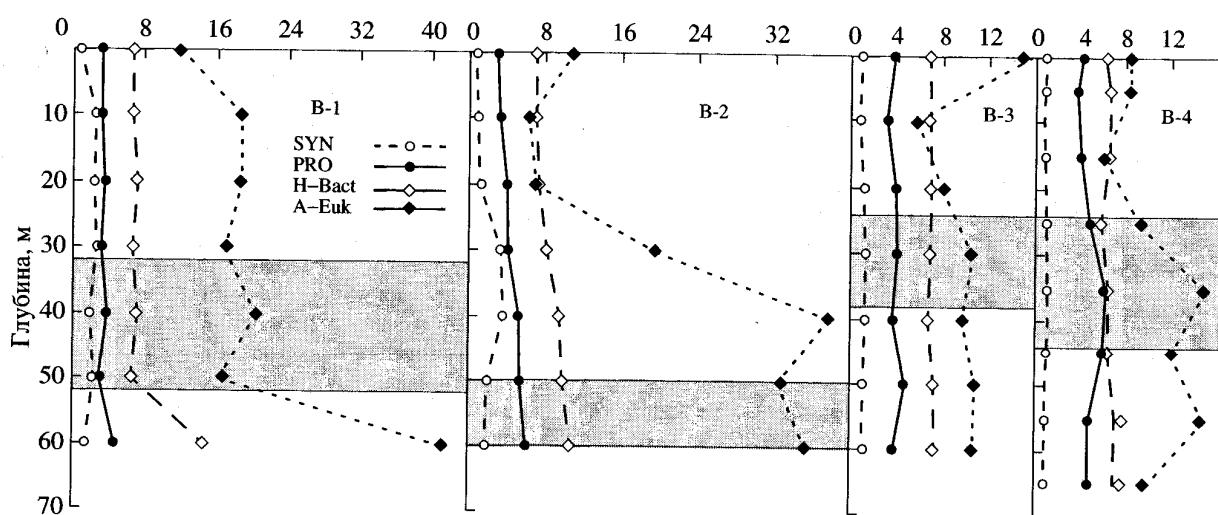


Рис. 2. Вертикальное распределение биомассы ($\text{мг С}/\text{м}^3$) гетеротрофных бактерий (H-Bact), прохлорофит (PRO), цианобактерий (SYN) и автотрофных эукариот (A-Euk) на станциях B-1–B-4, проведенных 02.09.2002 г. Серым фоном показано примерное положение сезонного пикноклина.

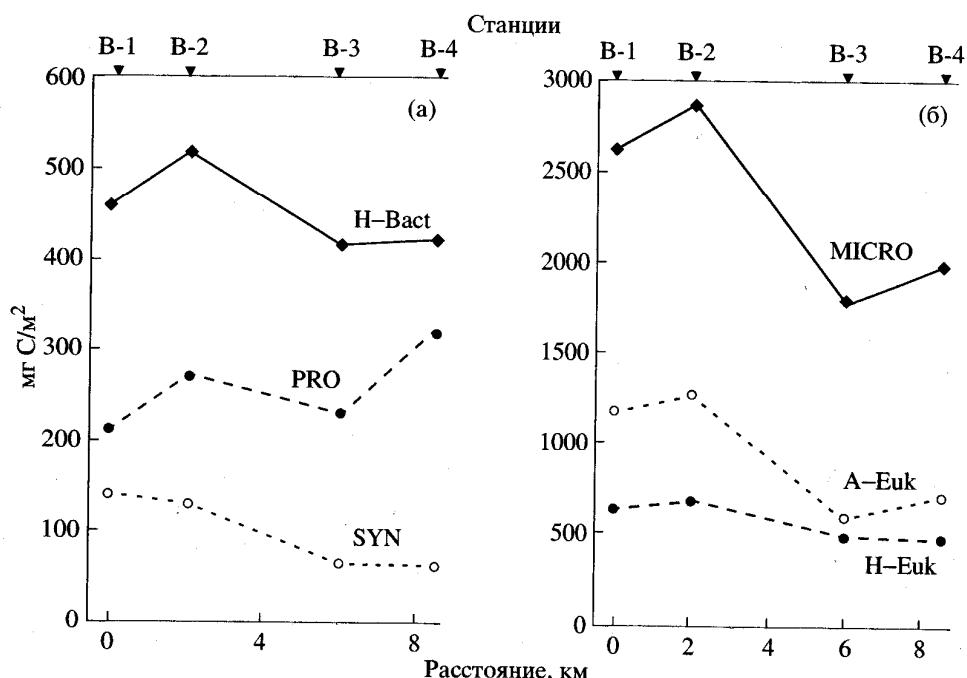


Рис. 3. Распределение интегральных величин биомассы ($\text{мг С}/\text{м}^2$) различных групп микропланктона в слое 0–60 м на разрезе B-1–B-4, проведенном 02.09.2002 г.; (а) – гетеротрофные бактерии (H-Bact), цианобактерии (SYN), прохлорофиты (PRO); (б) – суммарный микропланктон (MICRO), автотрофные эукариоты (A-Euk), гетеротрофные эукариоты (H-Euk).

гральных (для столба воды) величинах биомассы H-Bact, SYN, A-Euk, H-Euk (гетеротрофные эукариоты) и MICRO (H-Bact + PRO + SYN + A-Euk + H-Euk) (рис. 3). Максимальные величины этих показателей наблюдались на станциях B1 и B2, при

этом наиболее резко (относительно минимума на разрезе) эти максимумы проявлялись для цианобактерий и автотрофных эукариот.

Для оценки степени влияния загрязненных вод на гетеротрофные бактерии на разных станциях в

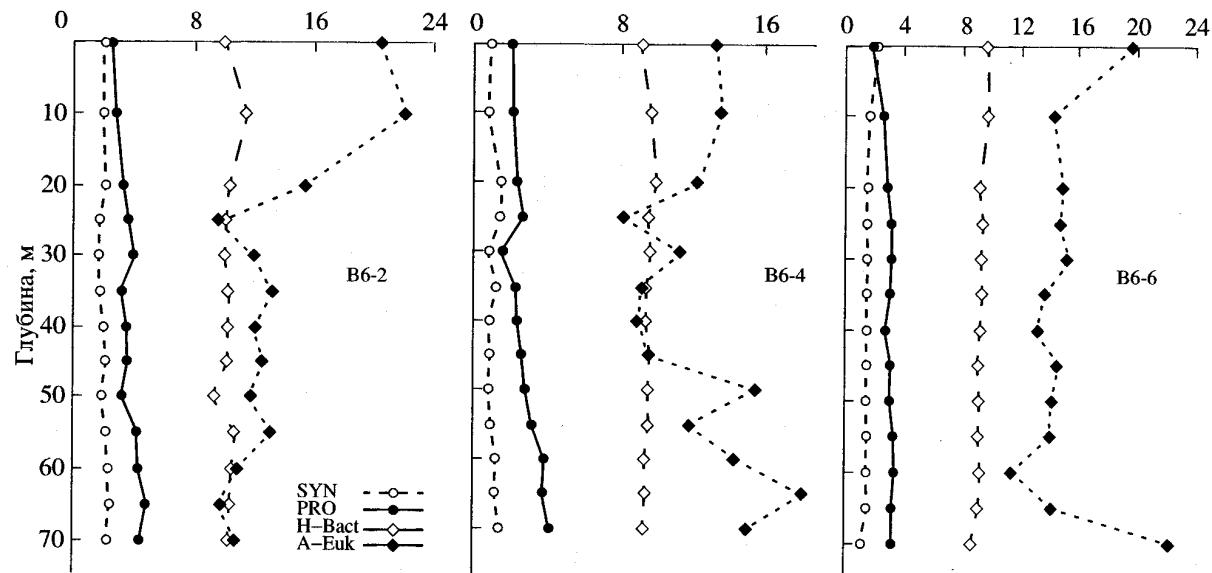


Рис. 4. Вертикальное распределение биомассы ($\text{мг С}/\text{м}^3$) гетеротрофных бактерий (H-Bact), прохлорофит (PRO), цианобактерий (SYN) и автотрофных эукариот (A-Euk) на станциях B6-2, B6-4 и B6-6, проведенных 13.09.2003 г. Положение сезонного пикноклина не указано из-за его отсутствия в слое 0–70 м.

табл. 1 представлены средние углеродные биомассы H-Bact в расчетном слое, выраженные в абсолютных единицах и в процентах от биомассы H-Bact на фоновой станции. В качестве последней на разрезе B1–B4 была принята наиболее удаленная от диффузора ст. B4. Из табл. 1 видно, что наиболее резко влияние загрязненных вод на биомассу H-Bact прослеживалось на ст. B2, где относительная величина этого показателя достигала 133%. Следует отметить, что особенности распространения загрязненных вод на шельфе 2 сентября 2002 г. (глубже 40 м), связанные с приливным режимом и течениями, по всей вероятности, привели к отсутствию приповерхностной оптической аномалии на станциях B1 и B2 (рис. 1а), которые по всем исследованным биологическим параметрам (кроме прохлорофита) оказались наиболее богатыми (рис. 3).

Распределение планктона 13 сентября 2003 г. В этот день измерения биологических параметров проводились на двух вдольбереговых разрезах: на мелководном шельфе над глубиной 22 м (ст. B6-1), вдоль изобаты 70 м (станции B6-3 и B6-5) и в районе свала глубин над глубинами 340–400 м (станции B6-2, B6-4 и B6-6) (рис. 1б, табл. 1). Из-за ограничения толщины исследуемого слоя верхними 20 метрами на ст. B6-1 данные этой мелководной (22 м) станции не использовались для оценки интегральных величин различных показателей.

В районе исследований во время проведения измерений направление ветра было преимущественно северо-восточным, а скорость его изменялась от 5 до 8 м/с. В первую декаду сентября 2003 г. Мамалая оказалась в районе интенсивного атмосферного

циклиона, сопровождавшегося штормовой погодой. В результате интенсивного ветрового перемешивания в сентябре 2003 г. хорошо перемешанный квазиоднородный слой простирался примерно до глубины 70 м. Термоклин располагался в слое 80–100 м. По изображению, полученному 13 сентября 2003 г. со спутника IKONOS, в районе загубленного сброса сточных вод была выявлена обширная оптическая аномалия, распространяющаяся в юго-западном направлении от диффузора (рис. 1б) [2, 7]. Как видно из рисунка, за пределами границ аномалии оказались только станции B6-5 и B6-6, наиболее удаленные (5.5–5.7 км) к востоку от диффузора сбросовой системы. Остальные шельфовые (B6-1 и B6-3) и склоновые (B6-2 и B6-4) станции были расположены внутри этой зоны.

Анализ вертикального хода биологических параметров показал, что большинство из них (за исключением A-Euk) были распределены в исследованном верхнем 70-метровом слое довольно равномерно как на склоновых (рис. 4), так и на шельфовых станциях. Причина такой равномерности заключается, по-видимому, в большой глубине (~70 м) верхнего перемешанного слоя в период наблюдений. У мелкого фитопланктона (A-Euk), в отличие от других изученных планктонных группировок, были обнаружены пики биомассы в поверхностном и надтермоклиническом слоях (рис. 4).

Анализ распределения интегральных величин различных параметров планктона на станциях, расположавшихся в районе свала глубин, показал, что влияние загрязнений приводило к увеличению биомассы в районе диффузора (ст. B6-2) только у SYN,

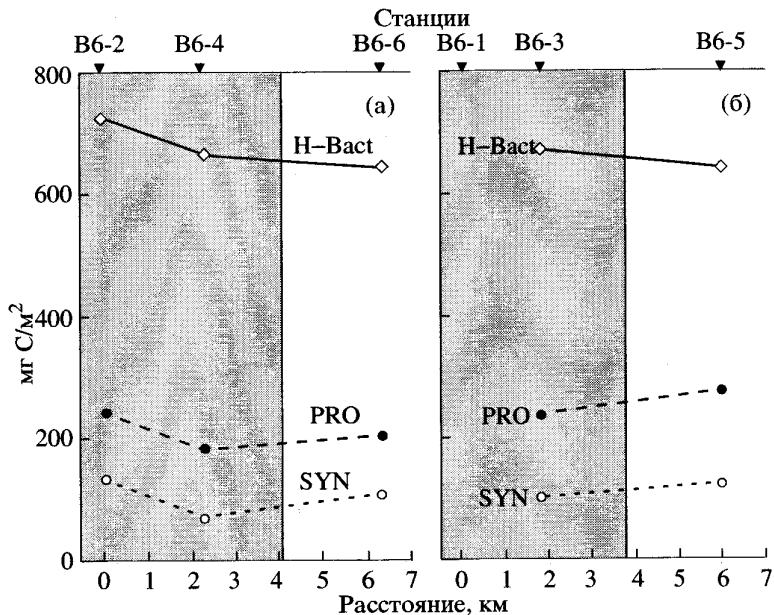


Рис. 5. Распределение интегральных величин биомасс (мг С/м^2) различных групп микропланктона в слое 0–70 м на разрезах B6-2–B6-6 (а) и B6-1–B6-5 (б) 13.09.2003 г. Выделенные серым фоном участки разрезов соответствуют району с оптической аномалией поверхности. Условные обозначения групп микропланктона те же, что на рис. 3а.

H-Bact и PRO (рис. 5а). На остальные исследуемые параметры (A-Euk, H-Euk, MICRO, CHLa) такого влияния обнаружить не удалось. На шельфовом разрезе характер изменения параметров планктонных сообществ при переходе от ст. B6-5 к ст. B6-3 (рис. 5б) оказался примерно таким же, какой отмечался в районе свала глубин при переходе от ст. B6-6 к ст. B6-4 (рис. 5а).

Следует отметить, что повышенные величины биомассы SYN, H-Bact и PRO были отмечены на расположенных внутри границ оптической аномалии станций B6-2 (рис. 5) и станции B6-1. На аналогично расположенных станциях B6-3 и B6-4 возрастание биомассы SYN, H-Bact и PRO практически не обнаружено. Эти результаты свидетельствуют о том, что в сентябре 2003 г. на некоторых участках зоны оптической аномалии проявилось положительное влияние сточных вод на биомассу гетеротрофных и фототрофных бактерий. В отличие от сентября 2002 г., за пределами зоны такого влияния в 2003 г. обнаружено не было.

Распределение планктона 19 и 21 августа 2004 г. Биологические пробы в эти дни отбирались на семи станциях (B6-1–B6-7). Станции B6-1–B6-4 расположены у кромки шельфа над глубинами 150–250 м, а станции B6-5–B6-7 – в районе свала глубин (360–440 м) (рис. 1в, табл. 1). На всех станциях изучался верхний 150-метровый слой океана.

Во время проведения исследований скорость ветра составляла от 4 до 9 м/с, а направление его изменилось от северо-западного до северного (19 августа

2004 г.) или имело хаотичный характер (21 августа 2004 г.). Оптическая аномалия, выявленная по изображению со спутника QuickBird 16 августа 2004 г., была вытянута с востока на запад и имела следующие размеры: с севера на юг около 3.5 км, с востока на запад приблизительно 12 км (рис. 1в) [3]. Как видно на рис. 1в, станции B6-3–B6-6 были расположены внутри зоны оптической аномалии. За пределами границ аномалии оказались только станции, наиболее удаленные от диффузора к юго-западу (B6-7) и к востоку (B6-1 и B6-2).

В этом отношении наибольший интерес представляет анализ вертикального распределения гетеротрофных бактерий (H-Bact), использующих для своего питания растворенные и взвешенные органические вещества. На рис. 6 видно, что возрастание биомассы H-Bact в столбе воды на ст. B6-4, наиболее близко расположенной к диффузору, происходило, в основном, за счет увеличения количества бактериальных клеток в верхних слоях сезонного пикноклина и в нижних слоях верхнего квазиоднородного слоя (ВКС). Очевидно, именно эти слои водного столба в первую очередь обогащались растворенным и взвешенным органическим веществом, поступающим из сбросового устройства.

Анализ вертикального распределения цианобактерий (рис. 7), прохлорофит (рис. 8) и хл “а” (рис. 9) позволяет сделать аналогичное предположение в отношении минеральных солей основных биогенных элементов (N, P, Si). Такой анализ показал, что максимальная для столба во-

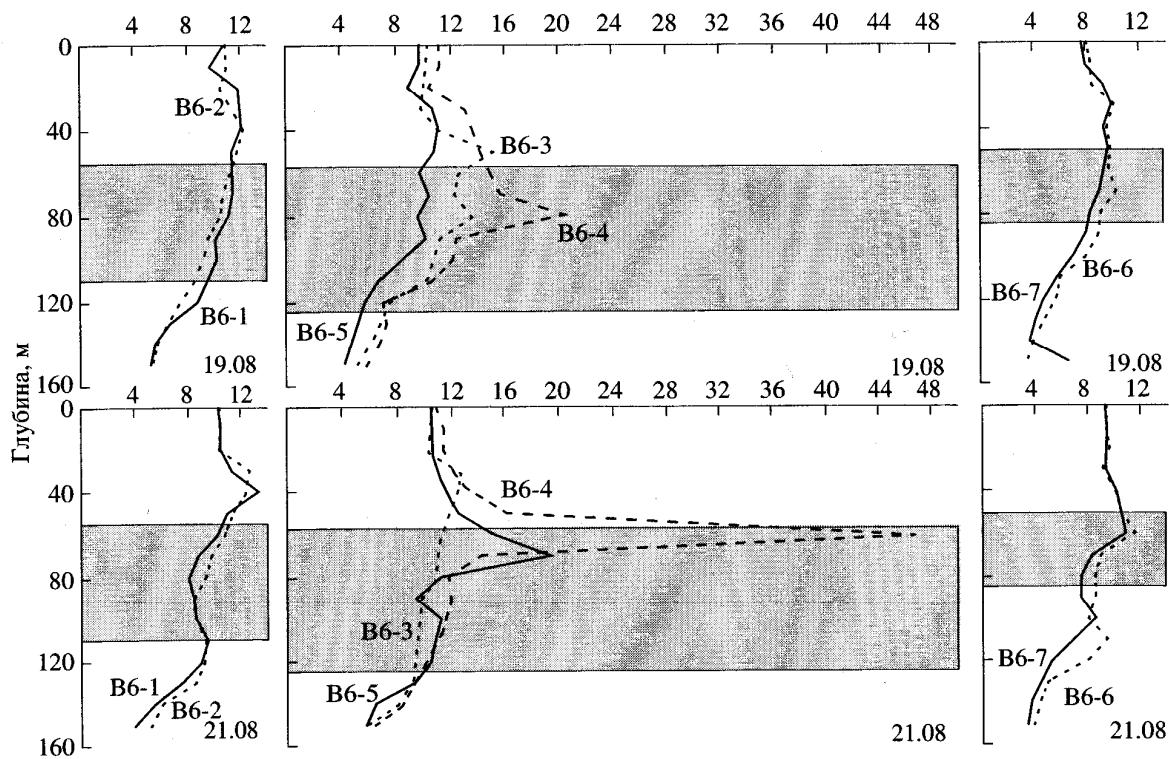


Рис. 6. Вертикальное распределение биомассы гетеротрофных бактерий (H - $Bact$, мг С/м^3) на станциях B6-1–B6-7, проведенных 19 и 21.08.2004 г. Серым фоном показано примерное положение сезонного пикноклина.

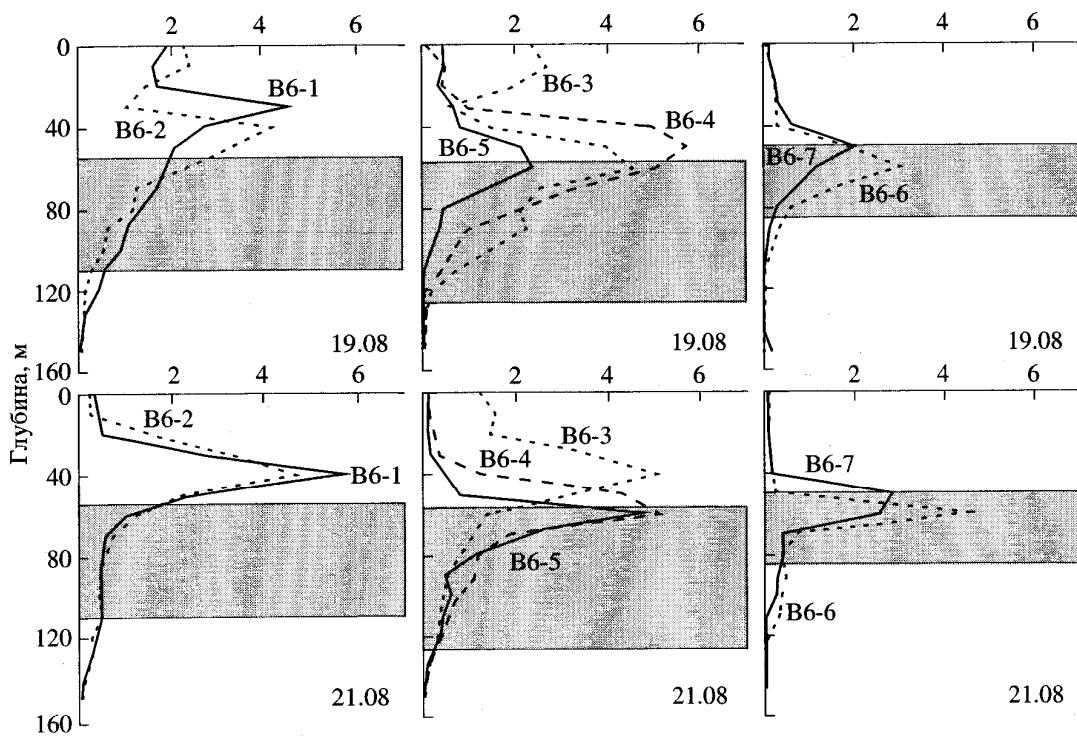


Рис. 7. Вертикальное распределение биомассы цианобактерий (SYN , мг С/м^3) на станциях B6-1–B6-7, проведенных 19 и 21.08.2004 г. Серым фоном показано примерное положение сезонного пикноклина.

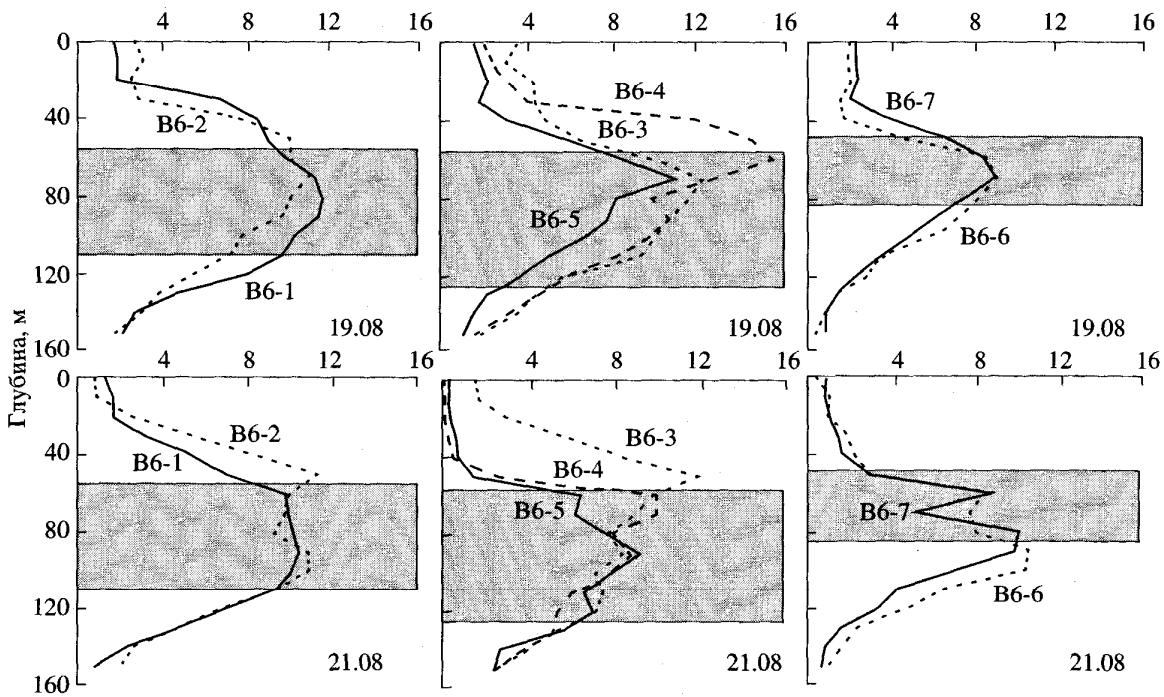


Рис. 8. Вертикальное распределение биомассы прохлорофит (PRO, $\text{мг С}/\text{м}^3$) на станциях B6-1–B6-7, проведенных 19 и 21.08.2004 г. Серым фоном показано примерное положение сезонного пикноклина.

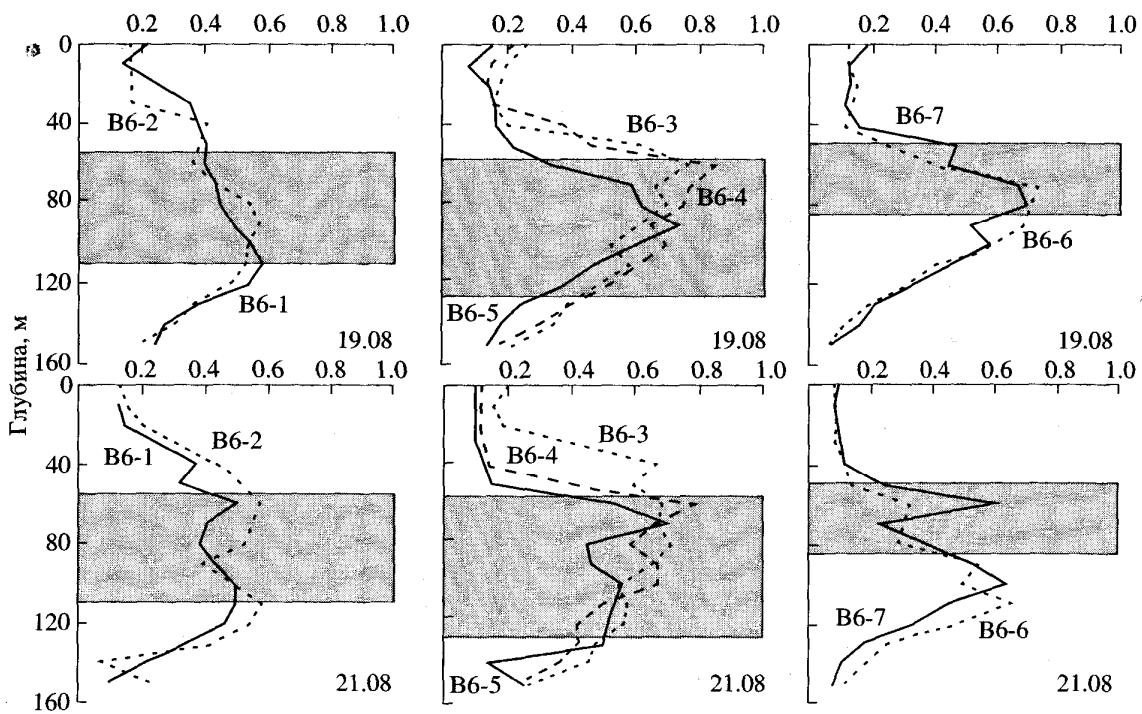


Рис. 9. Вертикальное распределение содержания хл “а” (CHLa, $\text{мг}/\text{м}^3$) на станциях B6-1–B6-7, проведенных 19 и 21.08.2004 г. Серым фоном показано примерное положение сезонного пикноклина.

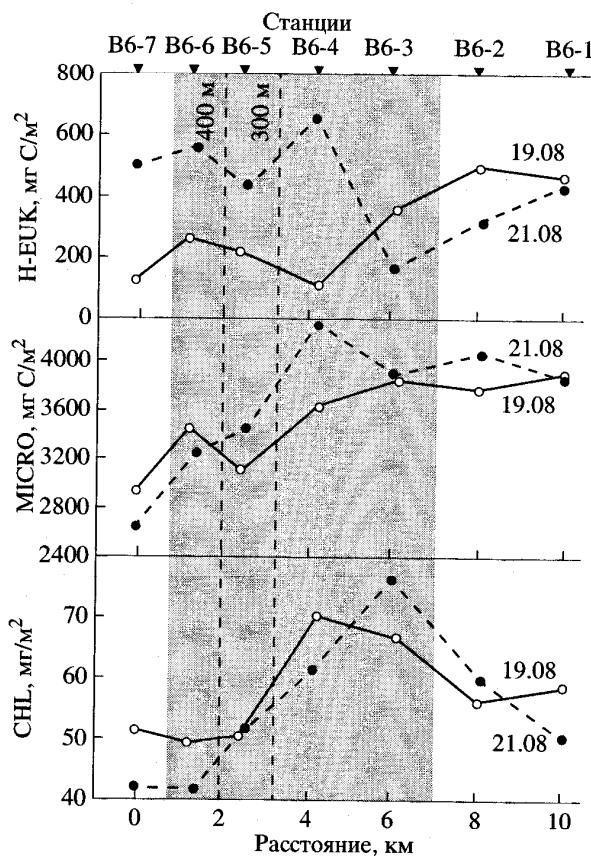


Рис. 10. Распределение интегральных величин биомасс гетеротрофных бактерий (H-EUK), цианобактерий (MICRO) и прохлорофит (CHL) в слое 0–150 м на разрезе B6-1–B6-7, проведенным 19.08.2004 г. и 21.08.2004 г. Вертикальными пунктирными линиями показано положение изобат 300 и 400 м. Выделенный серым фоном участок разреза соответствует району с оптической аномалией поверхности, наблюдавшейся 16.08.2004 г. (см. рис. 1).

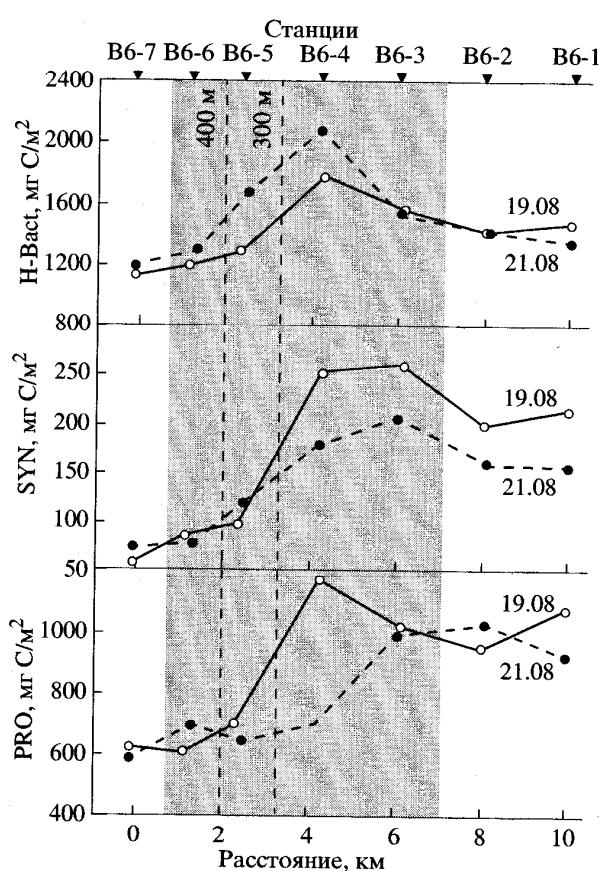


Рис. 11. Распределение суммарного содержания хл “а” (CHLa) и интегральных величин биомасс микрогетеротрофов (H-EUK) и микропланктона (MICRO) в слое 0–150 м на разрезе B6-1–B6-7, проведенный 19.08.2004 г. и 21.08.2004 г. Условные обозначения (вертикальные пунктирные линии и серый фон) те же, что на рис. 10.

ды биомасса перечисленных биологических параметров (SYN, PRO, CHLa) отмечалась на станции B6-4 (или B6-3) также в нижних слоях ВКС или в верхних слоях сезонного пикноклина. Обогащение минеральными солями и органикой слоев воды, залегающих выше и ниже верхней границы сезонного пикноклина, может происходить при “скатывании” загрязненных вод по верхнему слою последнего. Несомненно, такой механизм распространения загрязненных вод возможен только при термохалинной стратификации на внешнем шельфе и в районе свала глубин.

Во время проведения экспериментов пробы воды отбирали практически во всей толще деятельного слоя океана (150 м) через каждые 10 м. Такая высококачественная съемка вертикальных профилей различных биологических параметров

позволила получить достаточно надежные оценки их интегральных величин для столба воды. Анализ изменчивости последних на разрезе B6-1–B6-7 (рис. 1) дал возможность разбить изученные параметры на две группы, отличающиеся друг от друга по характеру влияния на них загрязненных вод.

К первой группе относятся параметры, которые во время обеих съемок (19- и 21-го августа) имели заметное повышение на станциях (или станции), наиболее близко расположенных к диффузору сбросового устройства. Такими параметрами являются биомасса гетеротрофных бактерий (рис. 10), биомасса фотосинтетических цианобактерий *Synechococcus* spp. (рис. 10) и содержание хл “а” (рис. 11), определявшегося как сумма моновинилового и дивинилового хл “а” (monovinyl chla + divinyl chla).

Ко второй группе относятся параметры, которые только во время одной из двух съемок (19- и 21-го августа) заметно повысились на станциях, наиболее близко расположенных к диффузору. В эту группу включены микрогетеротрофы (зоофлагелляты и инфузории) (рис. 11), фотосинтетические бактерии *Prochlorococcus*, относящиеся к прохлорофитам (рис. 10), а также суммарная биомасса микропланктона (рис. 11). Мелкий фитопланктон (A-Euk) условно также был отнесен ко второй группе, хотя увеличения его биомассы в районе оголовья трубы не было зарегистрировано ни 19-го, ни 21-го августа.

На рис. 10 и 11 обращают на себя внимание отличия биологических параметров, полученных на наиболее мелководных станциях B6-1 и B6-2 (глубины 160–220 м) и на наиболее глубоководных станциях B6-6 и B6-7 (глубины 420–440 м). Отношения средних величин параметров, рассчитанных для станций B6-1 и B6-2, к аналогичным средним величинам для станций B6-6 и B6-7 составили для цианобактерий (SYN) 2.1–2.9, для прохлорофит (PRO) – 1.5–1.7 для микропланктона (MICRO) – 1.2–1.3, для гетеротрофных бактерий (H-Bact) и для содержания хл “а” (CHLa) – 1.1–1.3. Для микрогетеротрофов (H-Euk) рассматриваемое отношение 19-го августа составило 2.5, а 21-го августа – 0.7.

Таким образом, почти все биологические параметры, отреагировавшие тем или иным образом на поступление загрязненных вод, имели более высокие величины на шельфе, чем в районе свала глубин. Отсюда следует, что для корректной оценки влияния загрязненных вод на экосистему, биологические показатели, измеренные вблизи диффузора сбросового устройства на мелководной (<200 м) ст. B6-4, нужно сопоставлять с аналогичными параметрами, которые были измерены на мелководных станциях B6-1 и B6-2, наиболее удаленных от оголовья сбросовой трубы (как было рассмотрено выше).

Сопоставление шельфовой ст. B6-4 с более глубоководными станциями B6-6 и B6-7 менее корректно из-за разной продуктивности шельфовых и склоновых вод. Результаты, полученные на последних двух станциях, целесообразно рассматривать вместе с результатами, полученными на ст. B6-5, т.к. все эти три станции можно отнести к чисто склоновым. В качестве дополнительной фоновой станции для этой группы мы использовали ст. B6-7. Это значительно увеличило эффект влияния загрязнений на биомассу H-Bact на станциях B6-5 и B6-6 (табл. 1).

Из рис. 10 и 11 видно, что на шельфе в диапазоне глубин 150–250 м в районах с аномальными оптическими свойствами проявлялось действие загрязненных вод на биологические параметры первой группы. На глубоководных же станциях (>350 м), проведенных над континентальным склоном (станции B6-5 и B6-6), влияния загрязненных вод на эти био-

логические параметры практически не обнаружено (кроме H-Bact 21 августа 2004 г.), несмотря на проявление на этих станциях оптической аномалии в поверхностном слое (рис. 1, 10, 11). Последнее утверждение менее категорично, чем в отношении шельфовых станций. Это связано с тем, что при удалении от диффузора в юго-западном направлении уменьшению биопродуктивности способствовали одновременно 2 фактора (антропогенный и природный): удаление от источника загрязнения и ослабление влияния шельфа на экосистему пелагиали. Корректное выделение влияния антропогенного фактора было бы возможно только при проведении контрольного разреза от “чистого” шельфа, свободного от прямого действия заглубленных стоков, в область больших глубин.

ОБСУЖДЕНИЕ

Антропогенные воздействия на акватории морей и океанов приводят к уменьшению биологических ресурсов и к изменению свойств морской воды, нежелательного для ее промышленного использования и для рекреационных целей. Экологические последствия воздействия загрязняющих веществ на морские организмы довольно разнообразны. К таким последствиям относятся эвтрофикация, приводящая к перестройке структуры и функционирования экосистемы, биологические эффекты на уровне организмов (генетические, физиологические и биохимические), а также появление в воде и накопление патогенной микрофлоры фильтрующими гидробионтами.

На основании исследований в реках и озерах показано, что в олиготрофных водах сохраняется динамическое равновесие между питательными веществами и ростом бактерий и микроводорослей [20]. В процессе эвтрофикации, обусловленной дампингом, это равновесие нарушается и сначала наблюдается резкое увеличение численности гетеротрофных бактерий. После достижения бактериями своего максимума фитопланктон использует избыточные питательные вещества и происходит резкое увеличение биомассы водорослей. Увеличение численности бактерий и водорослей непременно приводит к возрастанию популяций различных микрогетеротрофов (зоофлагелляты, инфузории), развитие которых по времени замыкает сукцессионные изменения, индуцированные поступлением в водную среду сточных вод. Для морских вод схема такой сукцессии не изучена.

На основании данных, полученных во время отдельных съемок (см. выше), выполнен сравнительный анализ основных результатов гидробиологических исследований в Мамала, проведенных в 2002–2004 гг. Для такого анализа особый интерес представляет сопоставление средних значений различных характеристик экосистемы для исследованной толщи воды в районе диффузора (табл. 2). На осно-

Таблица 2. Среднее содержание хл “а” и средняя биомасса различных планктонных сообществ в расчетном слое на станциях, проведенных в районе диффузора

Станция	Дата	Расстояние от диффузора, км	Глубина станции, м	Слой, м	Средняя биомасса в слое, мг С/м ³						CHLa, мг/м ³
					H-Bact	PRO	SYN	A-Euk	H-Euk	MICRO	
B1	02.09.2002	0.7	60	0–60	7.67	3.56	2.32	19.6	10.5	43.6	—
B6-2	13.09.2003	1.3	340	0–70	10.3	3.47	1.93	14.1	5.96	35.8	0.22
B6-4	19.08.2004	0.7	190	0–150	11.9	7.84	1.70	2.09	0.71	24.3	0.47
B6-4	21.08.2004	0.7	190	0–150	13.9	4.71	1.19	4.50	4.39	28.7	0.41
Средняя величина					10.9	4.89	1.79	10.1	5.39	33.1	0.37
					32.9%	14.8%	5.41%	30.5%	16.4%	100%	

Примечание. H-Bact – гетеротрофные бактерии; PRO – прохлорофиты (*Prochlorococcus* spp.); SYN – цианобактерии (*Synechococcus* spp.); A-Euk – автотрофные пико-эукариотные водоросли; H-Euk – гетеротрофные одноклеточные эукариоты; MICRO – суммарный микропланктон; CHLa – хл “а” (dv CHLa + mv CHLa).

Таблица 3. Средняя биомасса различных планктонных сообществ в расчетном слое в трех районах тропической Пацифики. Приведены диапазоны колебаний этой характеристики (min–max) или ее средняя величина ($M \pm \sigma$). Условные обозначения те же, что в табл. 2

Район	Широта	Слой, м	Средняя биомасса (мг С/м ³)				Источник
			H-Bact	PRO	SYN	A-Euk	
Восточный экваториальный	2°с.ш.–1°ю.ш.	100°–150°з.д.	7.88 ± 1.39	7.25 ± 1.90	1.47 ± 0.51	4.76 ± 1.36	[16]
	0°с.ш.	140°з.д.	10.1–1.07	4.0–5.3	0.90–1.10	6.60–9.50	[6]
	12°с.ш.–12°ю.ш.	140°з.д.	3.74–9.02	1.25–7.5	0.11–1.80	0.91–4.91	[17]
Западный экваториальный	2°с.ш.–2°ю.ш.	160°–180°в.д.	—	8.60 ± 3.60	0.35 ± 0.39	0.66 ± 0.34	[16]
	0°с.ш.	175°в.д.	4.84–6.00	1.25–3.75	< 0.5	—	[13]
Олиготрофный субтропический (ст. ALOHA)	22°45' с.ш.	158°з.д.	4.88 ± 1.31	9.15 ± 2.25	0.26 ± 0.17	0.54 ± 0.27	[16]

вании данных, представленных в этой таблице, можно сделать заключение как об абсолютных, так и об относительных значениях приведенных показателей планктонных сообществ. Для большинства исследованных параметров диапазон изменчивости оказался невысоким ($\text{max}/\text{min} = 1.8–2.3$). Только для автотрофных эукариот (A-Euk) и гетеротрофных эукариот (H-Euk) этот диапазон оказался значительно больше ($\text{max}/\text{min} = 9.4–14.8$) из-за вспышки их развития на мелководном (<70 м) шельфе 2 сентября 2002 г. Судя по средним данным, приведенным в табл. 2, доминирующую роль в микропланктоне в районе диффузора играли гетеротрофные бактерии (33%) и автотрофные эукариоты (30%). На ст. B1, расположенной на мелководном шельфе, доля H-Bact уменьшилась до 18%, а A-Euk возросла до 45%. Возможно, такое изменение состава микропланктона является характерным для участков шельфа Гавайских островов, подверженных антропогенному влиянию.

Сопоставим результаты, приведенные в табл. 2, с величинами аналогичных параметров, полученных в других регионах тропической Пацифики. В табл. 3 представлены средние величины различных параметров планктонного сообщества для high nutrient low chlorophyll (HNLC) вод восточных районов экваториальной зоны, для олиготрофных западных районов экваториальной зоны, а также для олиготрофных субтропических вод, расположенных севернее о. Оаху (station. ALOHA). Сопоставление последних данных с табл. 2 указывает на увеличение 3-х параметров (H-Bact, SYN и A-Euk) и уменьшение PRO в Мамала по сравнению с открытыми океаническими водами, омывающими о. Оаху. Следует отметить, что большинство характеристик планктона в Мамала (табл. 2) по абсолютной величине оказалось близким к аналогичным параметрам для восточных районов экваториальной зоны (табл. 3).

Из рис. 3, 5, 10 и 11 видно, что поступление сбрасываемых вод в Мамала приводит к незначительноому возрастанию интегральных величин ряда биоло-

Таблица 4. Величины коэффициента эвтрофикации (EF), рассчитанные по интегральным биомассам разных планктонных сообществ и интегральному содержанию хл “а”. Условные обозначения см. табл. 2

Станция	Дата	Расстояние от диффузора, км	Глубина станции, м	Слой, м	Коэффициент эвтрофикации						
					H-Bact	PRO	SYN	A-Euk	H-Euk	MICRO	CHLa
B1 + B2	02.09.2002	0.7–1.2	60	0–60	1.17*	0.88*	2.13*	1.9*	1.36*	1.46*	1.50**
B6-2	13.09.2003	1.3	340	0–70	1.12	1.19	1.24	0.95	0.84	1.01	0.98
B6-4	19.08.2004	0.7	190	0–150	1.22	1.16	1.22	0.47	0.22	0.95	1.23
B6-4	21.08.2004	0.7	190	0–150	1.49	0.72	1.12	0.64	1.76	1.09	1.12
Средняя величина					1.25	0.99	1.43	0.99	1.05	1.13	1.21

* Средние значения EF для станций B1 и B2.

** Значение EF для ст. B2.

гических параметров, что дает возможность говорить о слабой антропогенной эвтрофикации в районе диффузора сбросовой системы. В качестве показателя количественной оценки такого явления мы использовали коэффициент эвтрофикации (eutrophication factor – EF), рассчитывавшийся как отношение абсолютной величины определенного биологического параметра для наиболее близких к диффузору станций к величине (или средней величине) этого параметра для фоновых станций. В качестве последних мы рассматривали станции со сходными глубинами, но более или менее свободными от прямого влияния антропогенных факторов (так называемая условно чистая вода). При расчете EF фоновыми станциями мы считали станции B3 и B4 для съемки 2-го сентября 2002 г., ст. B6-6 для съемки 13-го сентября 2003 г. и станции B6-1 и B6-2 для съемок 19- и 21-го августа 2004 г.

Величины коэффициента эвтрофикации (EF) были рассчитаны для станций, удаленных от диффузора на расстояние не более 1.3 км (табл. 4). При этом для измерений, выполненных 2 сентября 2002 г. были использованы средние значения этих величин для станций B1 и B2 (из-за близких значений изученных параметров). На основании анализа средних величин коэффициента эвтрофикации, приведенных в табл. 4, можно считать, что наиболее чувствительными к загрязнению оказались цианобактерии ($EF = 1.43$), гетеротрофные бактерии ($EF = 1.25$) и содержание хл “а” ($EF = 1.21$). Остальные рассмотренные параметры (PRO, A-Euk, H-Euk, MICRO) реагировали на поступление загрязнений по-разному (положительно или отрицательно), что привело к очень низким средним значениям EF, незначительно отличающимся от 1.0 (0.99–1.13) (табл. 4). Следует отметить, что максимальное влияние загрязненных вод на планктонные сообщества было обнаружено на станциях B1 и B2, расположенных на шельфе 2 сентября 2002 г. В отличие от средних величин коэффициент эвтрофикации достигал здесь 1.90 для автотрофных эукариот и 2.13 для цианобактерий.

Таким образом, в исследуемой Мамала в летне-осенний период 2002–2004 гг. наиболее чувствительными к загрязнению оказались цианобактерии и гетеротрофные бактерии, а в некоторых случаях (на шельфе) – автотрофные эукариоты. Такое заключение соответствует результатам многолетних исследований влияния глубинных стоков на структуру планктонных сообществ в прибрежных районах Черного моря [4].

Анализ, полученных в наших экспериментах данных показал, что загрязненные воды, поступающие из диффузора, распространяются преимущественно в определенных слоях водной толщи (см. выше). На основании такого распространения можно ожидать более резкого влияния загрязнений на планктонные сообщества на определенных горизонтах, по сравнению с их средним влиянием в столбе воды. Для проверки этого предположения были рассчитаны значения коэффициента эвтрофикации по максимальным для исследованных слоев воды величинам биомассы разных планктонных сообществ и концентрации хл “а” (табл. 5). Из сопоставления табл. 4 и 5 можно сделать заключения о возрастании влияния загрязнений на планктонные сообщества на отдельных горизонтах по сравнению с аналогичным влиянием на планктон в столбе воды (для H-Bact – в 1.65 раза, для PRO – в 1.20 раза, для SYN – в 1.05 раза, для A-Euk – в 1.17 раза, для H-Euk – в 1.29 раза, для MICRO – в 1.37 раза, для CHLa – в 1.20 раза). Незначительная разница между коэффициентами эвтрофикации для столба воды и для слоев с максимальной биомассой планктона, и аналогичная тенденция их изменений, делает вполне обоснованным использование интегральных характеристик для оценки влияния загрязненных вод.

Однако, сопоставление средних величин EF, рассчитанных для столба воды (табл. 4) и для слоев воды с их максимальной биомассой (табл. 5), по всей вероятности, может дать дополнительную информацию о путях распространения некоторых загрязняющих веществ. Так, наиболее чувствительной к

Таблица 5. Величины коэффициента эвтрофикации (EF), рассчитанные по максимальным для исследованных слоев воды величинам биомассы разных планктонных сообществ и концентрации хл “а”. Условные обозначения см. табл. 2

Станция	Дата	Расстояние от диффузора, км	Глубина станции, м	Слой, м	Коэффициент эвтрофикации						
					H-Bact	PRO	SYN	A-Euk	H-Euk	MICRO	CHLa
B1 + B2	02.09.2002	0.7–1.2	60	0–60	1.77*	1.03*	2.60*	2.60*	1.46*	2.03*	1.98**
B6-2	13.09.2003	1.3	340	0–70	1.20	1.38	1.10	0.98	1.09	1.08	0.87
B6-4	19.08.2004	0.7	190	0–150	1.68	1.39	1.30	0.40	0.35	1.04	1.48
B6-4	21.08.2004	0.7	190	0–150	3.60	0.94	0.98	0.66	2.49	2.05	1.45
Средняя величина					2.06	1.19	1.50	1.16	1.35	1.55	1.45

* Средние значения EF для станций B1 и B2.

** Значение EF для ст. B2.

загрязнениям группой планктонных организмов в слоях воды с максимальными биомассами оказались гетеротрофные бактерии ($EF = 2.06$), а в столбе воды толщиной 60–150 м – цианобактерии ($EF = 1.43$). Такое различие, возможно, связано с тем, что взвешенное и растворенное органическое вещество (источник питания H-Bact) распространяется в более узких слоях воды, чем фосфаты и нитраты (основной источник питания SYN).

Следует отметить, что в Черном море в центрах мелководных стоков бактериальная биомасса более чем на порядок выше (т.е. $EF > 10$), чем в условно чистой воде [4]. В Мамала значения EF не превышали 2.1 для столба воды (табл. 4) и 3.6 для отдельных слоев (табл. 5), что говорит о слабом влиянии загрязненных вод на планктонные сообщества. Возможно, в Мамала гидрометеорологические условия в летне-осенний период способствуют более быстрому удалению сточных вод из районов шельфа и свала в открытое море. Не исключено, что в другие сезоны влияние загрязнений на планктон будет более выражено.

Скорость разбавления и удаления глубинных стоков из прибрежной зоны в значительной степени зависит от путей их распространения. Для решения этого вопроса требуется проведение специальных экспериментов с меткой загрязненных вод люминесцентными красителями и спутниковый мониторинг высокого разрешения. Из сопоставления полученных результатов (рис. 2, 4, 6–9) с результатами обработки космических многоспектральных изображений (рис. 1) и гидрологических данных по полям течений вырисовывается следующая картина.

В начале сентября 2002 г. загрязненная вода распространялась преимущественно в юго-западном направлении, т.к. в районе диффузора по гидрологическим данным на всех горизонтах отмечался вдольбереговой перенос с доминирующим направлением 220° (на юго-запад) [8]. Такой перенос характерен для Мамала, находящейся в зоне влияния Северного

Пассатного течения. Загрязненная вода, которая накапливалась в районе диффузора (ст. B1) под пикноклином, перемещалась всего на 1–2 км в восточном направлении (где были проведены биологические измерения), захватывая пикноклин и нижние горизонты верхнего перемешанного слоя. Глубинный (40–60 м) максимум водорослей и прохлорофит, обнаруженный на станциях B1 и B2 (рис. 2), по всей вероятности, не отразился на аномалии, выделенной по космическому изображению (рис. 1а) из-за повышенной мутности шельфовых вод. В сентябре 2002 г. относительная прозрачность, определенная при помощи стандартного белого диска диаметром 30 см, составляла в районе исследований 27–35 м.

Очень сложная и неустойчивая картина течений, судя по гидрологическим наблюдениям, отмечалась в Мамала в сентябре 2003 г. В районе диффузора на всех исследованных горизонтах доминировал, как и в сентябре 2002 г., юго-западный перенос. В то же время в 3-х км к востоку от диффузора преобладал перенос в северо-западном и северном направлениях, а в 7 км к юго-востоку от диффузора выявлена сильная изменчивость направления течений: отмечался юго-восточный, северный и северо-западный перенос, сопровождаемый сильными флуктуациями. Такая циркуляция вместе с большой толщиной верхнего перемешанного слоя (70 м), равной глубине положения диффузора, способствовала мозаичному распределению загрязненных вод (рис. 1б) и приводила к перемешиванию слоев с повышенным содержанием загрязняющих веществ. Последнему утверждению соответствуют форма кривых вертикального распределения биомассы гетеротрофных бактерий и цианобактерий в верхнем 70-метровом слое (рис. 4) и очень низкие величины EF, рассчитанные по максимальным в столбе воды биомассам H-Bact (1.20) и SYN (1.10) (табл. 5). Следует отметить, что при большой толщине верхнего перемешанного слоя (70 м), как это наблюдалось 13 сентября 2003 г., эвтрофицирующее влияние загрязняющих веществ на планктонные сообщества в районе оптической аномалии имело вероятност-

ный характер: положительное – на станциях В6-1 и В6-2 и отсутствие влияния на станциях В6-3 и В6-4 (табл. 1, рис. 5).

Направление потока в районе диффузора в августе 2004 г. было, в основном, противоположным генеральному направлению течений. Распределение направлений течений имело двумодальную структуру. Доминирующие направления течений составляли 270–320° и 100–130°, причем последние имели большую вероятность. Из-за необычного направления течений форма оптической аномалии поверхности также была необычной, вытянутой с запада на восток (рис. 1в).

Из-за пересечения разрезом В6-1–В6-7 в 2004 г. оптической аномалии практически в продольном направлении (рис. 1в) во время этих исследований были получены наиболее полноценные результаты. На мелководных станциях (В6-3 и В6-4), расположенных у кромки шельфа в зоне оптической аномалии, отмечалось положительное влияние загрязнений на чувствительные к ним биологические параметры (рис. 10, 11). Особенно резко такое влияние проявлялось на ближайшей к диффузору ст. В6-4 на границе верхнего перемещенного слоя и сезонного пикноклина (рис. 6–9). Такое распределение биологических параметров позволяет считать, что загрязненные воды поднимались в районе диффузора к верхней границе сезонного пикноклина и распространялись по ней в восточном и западном направлениях. Косвенным доказательством существования такого механизма распространения загрязненных вод в Мамала в августе 2004 г. является сходство кривых вертикального распределения цианобактерий (SYN) и прохлорофит (PRO) в районе диффузора. В океанических районах, не подверженных антропогенному воздействию, последняя группа планктонных организмов достигает максимального развития в более глубоких слоях (при 0.1–10.0% поверхностной облученности – E_0), чем цианобактерии (при 10–100% E_0) [10]. Такое различие в вертикальном распределении SYN и PRO отмечалось на станциях В6-1, В6-2, В6-6 и В6-7, удаленных от диффузора на 3–6 км (рис. 7, 8). На станциях же В6-3 и В6-4, удаленных от диффузора на 0.7–2.3 км, обе группы (SYN и PRO) достигали максимума в одном и том же слое – 40–70 м (рис. 7, 8). Подобное совпадение положения максимумов SYN и PRO, по-видимому, связано с их положительной реакцией на поступление загрязненных вод именно в этом слое.

Следует отметить, что повышенное содержание хлорофилла у верхней границы пикноклина (40–80 м) на станциях В6-3–В6-5 (рис. 9), очевидно, отразилось на космическом изображении (рис. 1в) из-за большой прозрачности исследованных вод (43–55 м). Станции В6-1 и В6-2, на которых не отмечался ярко выраженный глубинный максимум

хлорофилла (рис. 9), оказались за пределами зоны оптической аномалии (рис. 1в).

В заключение рассмотрим вопрос о размерах зоны, в которой прослеживается эвтрофицирующее влияние глубинного сброса сточных вод на планктонные сообщества. Очевидно, для корректного решения этого вопроса сеткой из станций необходимо было покрыть как район диффузора, так и зону с оптической аномалией поверхности. Ни одна из проведенных съемок не отвечала полностью этим требованиям (рис. 1). Поэтому приведенное ниже заключение о размерах зоны, подверженной влиянию глубинных стоков, следует рассматривать только как предварительное. По результатам выполненных съемок (табл. 1, 4; рис. 3, 5, 10, 11) можно заключить, что в Мамала сброс загрязненных вод в летне-осенний период приводил к незначительному (в среднем 1.2–1.4 раза) локальному увеличению интегральной биомассы гетеротрофных бактерий, цианобактерий, а также содержания хл. "а" в районах, удаленных от диффузора сбросового устройства на 1.2–4.8 км к востоку, на 0.7–2.9 км к юго-западу и на 0.7 км к северу и северо-западу. В более удаленных от диффузора районах (более 5 км к востоку и более 3 км к юго-западу) заметного влияния сточных вод на наиболее чувствительные к загрязнениям планктонные сообщества обнаружено не было.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных исследований гидробиологических параметров установлено, что диапазон изменчивости для большинства исследованных биологических параметров был невысоким ($\text{max}/\text{min} = 1.8–2.3$). Только для автотрофных эукариот (A-Euk) и гетеротрофных эукариот (H-Euk) этот диапазон оказался выше ($\text{max}/\text{min} = 9.4–14.8$) из-за вспышки их развития в непосредственной близости от диффузора сбросового устройства. При этом возможно предполагать наличие резких градиентов некоторых биологических параметров при удалении на 1.0–1.5 км от места выхода в морскую среду сточных вод.

Сбрасываемые воды приводили к незначительному (в среднем 1.2–1.4 раза) локальному увеличению интегральной биомассы гетеротрофных бактерий, цианобактерий, а также содержания хл. "а" в районах, удаленных от диффузора сбросового устройства на 1.2–4.8 км к востоку, на 0.7–2.9 км к юго-западу и на 0.7 км к северу и северо-западу. В более удаленных от диффузора районах существенного влияния сточных вод на наиболее чувствительные к загрязнениям элементы планктонного сообщества обнаружено не было.

Анализ значений коэффициента эвтрофикации позволил выявить более резкое влияние загрязне-

ний на отдельных горизонтах по сравнению с аналогичным влиянием на планктон во всем столбе.

Рассчитанные величины коэффициента эвтрофикации для отдельных слоев и для всего столба воды в районе стока свидетельствуют о слабом влиянии загрязненных вод на различные элементы планктона сообщества. Возможно, в Мамала в летне-осенний период преобладают гидрометеорологические условия, способствующие интенсивному удалению сбрасываемых вод из районов шельфа и свала глубин в открытое море. Не исключено, что в другие сезоны влияние загрязнений на планктонные организмы будет более выраженным. В большей степени подобному влиянию из-за аккумуляции токсических веществ в поровых водах могут быть подвержены бентосные сообщества.

Сопоставление зон распространения загрязняющих веществ, выделенных на космических многоспектральных изображениях со спутников IKONOS и QuickBird, и результатов обработки гидробиологических данных показало в целом их хорошее соответствие. Это подтверждает возможность использования многоспектральных космических изображений для определения районов антропогенных воздействий с повышенной эвтрофикацией вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бондур В.Г. Аэрокосмические методы в современной океанологии // Новые идеи в океанологии / Отв. ред. Виноградов М.Е., Лаппо С.С. Т. 1 Физика, Химия, Биология. М.: Наука, 2004. С. 55–117.
2. Бондур В.Г., Зубков Е.В. Выделение мелкомасштабных неоднородностей оптических характеристик верхнего слоя океана по многоспектральным спутниковым изображениям высокого разрешения. Ч. 1. Эффекты сброса дренажных каналов в прибрежные акватории // Исследования Земли из космоса. 2005. № 4. С. 54–61.
3. Бондур В.Г., Старченков С.А. Выделение гидрооптических неоднородностей морской среды, связанных с антропогенными воздействиями, по многоспектральным космическим изображениям высокого разрешения // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. Сборник научных статей. Вып. 3. Т. II. / Ред. Лупян Е.А., Лаврова О.Ю. М.: Азбука-2000, 2006. С. 37–44.
4. Сеничкина Л.Г., Чепурнова Э.А., Куфтаркова Е.А., Ковригина Н.Т. Влияние хозяйствственно-бытового загрязнения на гидробиологический и гидрохимический комплекс прибрежной зоны Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря: Естественные и антропогенные факторы / Ред. Виноградов М.Е. М.: Наука, 1991. С. 322–327.
5. Bidigare R.R., Trees C.C. HPLC phytoplankton pigments: Sampling, laboratory methods, and quality assurance procedures // Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation: Version. 2.0 / Eds. Mueller J., Fargion G. NASA Technical Memorandum, 2000.
6. Binder B.J., Chisholm S.W., Olson R.J. et al. Dynamics of phytoplankton, ultraphytoplankton and bacteria in the central equatorial Pacific // Deep-Sea Res. II. 1996. V. 43. № 4–6. P. 907–931.
7. Bondur V.G. Complex Satellite Monitoring of Coastal Water Areas // Proc. of 31 Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, St. Petersburg, 2005.
8. Bondur V.G., Filatov N. N. Study of physical processes in coastal zone for detecting anthropogenic impact by means of remote sensing. Proceeding of the 7 Workshop on Physical processes in natural waters, 2–5 July 2003, Petrozavodsk, Russia. P. 98–103.
9. Bondur V., Tsidilina M. Features of Formation of Remote Sensing and Sea truth Databases for The Monitoring of Anthropogenic Impact on Ecosystems of Coastal Water Areas // Proc. of 31 Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, St.Petersburg, 2005.
10. Claustré H., Marty J.-C. Specific phytoplankton biomasses and their relation to primary production in the tropical North Atlantic // Deep-Sea Res. I. 1995. V. 42. № 8. P. 1475–1493.
11. Flament P., Kernen S., Lampkin R. et al. The Ocean // Atlas of Hawaii/Eds. Juvik S., Juvik J. Honolulu: University of Hawaii, 1998. P. 82–86.
12. Information Guide. Sand Island. Wastewater Treatment Plant. City and County of Honolulu. Honolulu: Department of Environmental Services, 2001. 7 p.
13. Ishizaka J., Harada K., Ishikawa K. et al. Size and taxonomic plankton community structure and carbon flow at the equator, 175° E during 1990–1994 // Deep-Sea Res. II. 1997. V. 44. № 9–10. P. 1927–1949.
14. Keeler R.N., Bondur V.G., Gibson K.H. Optical satellite imagery detection of internal wave effects from a submerged turbulent outfall in the stratified ocean // Geophysical Research Letters, 32, L12610, doi:10.1029/2005GL022390.
15. Keeler R.N., Bondur V.G., Vithanage D. Sea truth measurements for remote sensing of littoral water / J. of Sea technology. April 2004, P. 53–58.
16. Landry M.R., Kirchmann D.L. Microbial community structure and variability in the tropical Pacific // Deep-Sea Res. II. 2002. V. 49. № 13–14. P. 2669–2693.
17. Landry M.R., Kirshtein J., Constantinou J. Abundance and distribution of picoplankton populations in the central equatorial Pacific from 12° N to 12° S, 140° W // Deep-Sea Res. II. 1996. V. 43. № 4–6. P. 871–890.
18. Landry M.R., Ondrusek M.E., Tanner S.J. et al. Biological response to iron fertilization in the eastern equatorial Pacific (IronEx II). 1. Microplankton community abundances and biomass // Mar. Ecol. Prog. Ser. 2000. V. 201. P. 27–42.
19. World Ocean Atlas 2001 / Ed. Levitus S. Wash.: U.S. Government Printing Office, 2002. CD-ROMs.
20. Water Population Microbiology / Ed. Mitchell R. New York: Wiley-Interscience, a Division of John Wiley & Sons, Inc., 320 p.

Anthropogenic Influence on Plankton Community of Coastal Waters in Mummula Bay (Oahy Island, Hawaii) as it Seen from Satelite and Ship Data

V. I. Vedernikov, V. G. Bondur, M. E. Vinogradov, M. R. Landry, M. N. Tsidilina

Anthropogenic eutrophicating influence on biomass of plankton communities of coastal waters conditioned by buried sewage fault (damming) was studied. Researches were carried out in Mummula Bay (i. Oahy, Hawaian Islands) in August – September, 2002–2004 using space methods and field investigations. The analysis of water column integral index diversity (calculated basing on field measurements), gave an opportunity to divide them to 2 groups: the most sensitive to pollution elements (heterotrophic bacteria – H-Bact, phototrophic cianobacteria *Synechococcus* spp. – SYN, chlorophyll “a” – CHLa) and elements, showed episodic positive dependence on sewage (heterotrophic single-celled eukaryotes, small single-celled algae, phototrophic green bacteria *Prochlorococcus* spp., and total macroplankton biomass). It is shown that in the overflow run-out device zone buried flaw caused insignificant (mean of 1.2–2.1 times) local increase of integral biomass of H-Bact and SYN, and value of CHLa as well. The analogical but more sharp (mean of 1.5–2.1) increase of these parameters was noticed in the horizons with maximum biomass of these elements. Basing on the investigations of vertical course of biomass of H-Bact, SYN and prochlorophites the possible ways of fault waters diffusion were analyzed (under the pycnocline, over its high bound and in all top mixed layer). It was confirmed that there is a possibility to use the satellite data of optical anomalies as markers for areas with noticeable anthropogenic eutrophicating influence on plankton conditioned by damming. The utilization of such a markers depends on water transparency and vertical contours of autotrophic organisms distribution.