

Глава 6.

ИССЛЕДОВАНИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ: ВКЛАД ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ОАО НК «ЛУКОЙЛ»

Основной задачей данной главы является детализация механизмов функционирования экосистемы Северного Каспия, описанных в предыдущей главе. Для ее решения используются данные наблюдений за состоянием и загрязнением морской среды, проводившихся по программе производственного экологического мониторинга ОАО НК «ЛУКОЙЛ» в северной части Каспийского моря. В тех случаях, когда эти наблюдения проводились одновременно с поисково-разведочным бурением в районах расположения буровой платформы, дана также оценка воздействия буровых работ на морскую среду.

6.1 Структура «Широтная», июль 1999 года

В предыдущей главе было показано, что наиболее напряженным сезоном в жизни Северного Каспия является лето. В это время в северной части моря сосредотачиваются вода и вещества, поступившие с речным стоком. От того, как долго они «задержатся» в Северном Каспии зависят и его биологическая продуктивность и качество морской среды. Поэтому для задачи, сформулированной выше, этот сезон наиболее интересен. К сожалению, экспедиции по программе производственного экологического мониторинга ОАО НК «ЛУКОЙЛ», как правило, проводились весной и осенью. С точки зрения мониторинга это вполне оправдано, так как первый из этих сезонов является как-бы начальной, а второй – конечной точкой жизненного цикла экосистемы Северного Каспия. Сравнительный анализ ее состояния весной и осенью позволяет уловить произошедшие изменения природной среды, и вклад в эти изменения хозяйственной деятельности на акватории моря.

За весь период наблюдений в летний сезон на акватории лицензионного участка ОАО НК «ЛУКОЙЛ», была проведена только одна экспедиция – в июле 1999 года. Материалами для настоящей главы послужили данные наблюдений, полученные на структуре «Широтной». Следует отметить, что здесь и далее под структурой подразумевается не геологическое образование, а существенно превышающая его по размерам акватория, охваченная наблюдениями, проводящимися по программе производственного экологического мониторинга ОАО НК «ЛУКОЙЛ».

Структура «Широтная», имеющая форму трапеции, расположена в западной части Северного Каспия. Площадь структуры составляет 7,4 тыс. км², глубины в этом районе моря колеблются от 5 (в северной части структуры) до 25 метров на юге. На севере исследуемая акватория примыкает к авандельте Волги, на востоке – приближается к Кулалинскому, на юге – к Мангышлакскому порогам, а на западе – к банкам Жемчужным.

В июле 1999 года по результатам T,S-анализа на структуре «Широтной» было выявлено наличие трех водных масс (табл. 6.1). Практически вся акватория в поверхностном слое была занята водами с соленостью менее 10‰, отнесенными нами к первой водной массе. В придонном слое воды, наоборот, соленость воды на большинстве станций превышала 10‰. Относительно теплые придонные воды с температурой воды от 20 градусов и выше составили вторую водную массу. Термоклин во время съемки залегал на глубине 14-16 метров, температура воды под ним была на 12-14 градусов ниже, чем в поверхностном слое. Воды, лежащие под термоклином, были отнесены к третьей водной массе.

Таблица 6.1

**Температура, соленость, содержание растворенного кислорода, рН в морской воде
на структуре «Широтной» в июле 1999 года**

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Температура, °С	27,1±0,8	21,3±1,3	13,7±2,0
Соленость, ‰	6,17±1,90	10,19±0,66	11,40±0,36
Растворенный кислород, мл/л	5,85±0,27	4,69±0,59	5,01±0,82
Растворенный кислород, %	109,1±5,4	77,7±11,6	74,3±10,6
рН	8,32±0,18	7,88±0,24	7,91±0,16

Пространственное распределение солености (рис. 6.1) указывает на поступление опресненных вод на структуру с северо-запада и с северо-востока, потоки которых в ее центре сливались в одну струю, следующую в южном направлении. Изогалина 10‰ в поверхностном слое проходила над двадцатиметровой изобатой, то есть на большем, чем обычно, удалении от дельты Волги. Морские воды поступали на структуру с юго-востока и, в основном, в придонном слое. Изогалина 10‰ в придонном слое проходила между 5-ти и 10-ти метровыми изобатами, то есть располагалась ближе, чем обычно, к отмелой зоне. Распределение солености соответствует характеристике солевого баланса Северного Каспия летом 1999 года (см. гл. 5). «Задержка» опресненных вод в этом году была непродолжительной, в июле соленость западной части понизилась относительно июня всего на 0,27‰, значительная часть пресного стока была направлена в восточную часть, где соленость понизилась на 0,33‰. Сальдо солевого баланса Северного Каспия за период апрель-август уже было положительным.

Необычными были температурные условия во время летней съемки. Температура воды поверхностного слоя на 1,3 °С превышала температуру, установленную для структуры «Широтной» по данным многолетних наблюдений в ходе гидрометеорологических изысканий, проводившихся по заказу ОАО НК «ЛУКОЙЛ» (Научно-технической отчет, 2000). Температура воды под термоклином, наоборот, была ниже обычной на 6-8 градусов. Положительная аномалия температуры воды в поверхностном слое объясняется радиационными условиями (июль 1999 года на Каспии был жарче обычного). Причиной отрицательной аномалии температуры воды, очевидно, были метеорологические условия, благоприятствующие подтоку холодных морских вод из Среднего в Северный Каспий. Одним из его доказательств была отрицательная связь температуры и солености морских вод, зарегистрированная в придонном слое ($r=-0,73$).

В поверхностном слое степень насыщения вод кислородом в среднем составила почти 110%, что говорит о высокой фотосинтетической активности фитопланктона, которая достигала максимума в смешанных водах с соленостью от 5 до 9 промилле. В более пресных и соленых водах степень насыщения поверхностного слоя кислородом снижалось до 105% и менее. Практически весь придонный слой был охвачен гипоксией (насыщение вод кислородом менее 80%). Возникновению дефицита кислорода способствовала не только температурная стратификация вод, но и преобладание в придонном слое деструкционных процессов над продукционными. Свидетельством тому является установленная здесь положительная связь степени насыщения вод кислородом с водородным показателем ($r=0,58$) и отрицательная – с концентрацией растворенного кремния ($r=-0,51$).

Наименьшая степень насыщения вод кислородом в придонном слое, как правило, наблюдалась там, где в поверхностном слое она, наоборот, была наибольшей (рис. 6.2). Однако дефицит кислорода не был ярко выраженным. Несмотря на то, что минимальная степень насыщения вод кислородом была зафиксирована в третьей водной массе, абсолютная концентрация кислорода здесь была выше, чем во второй водной массе (табл. 6.1), что объясняется относительно низкой температурой морской воды под

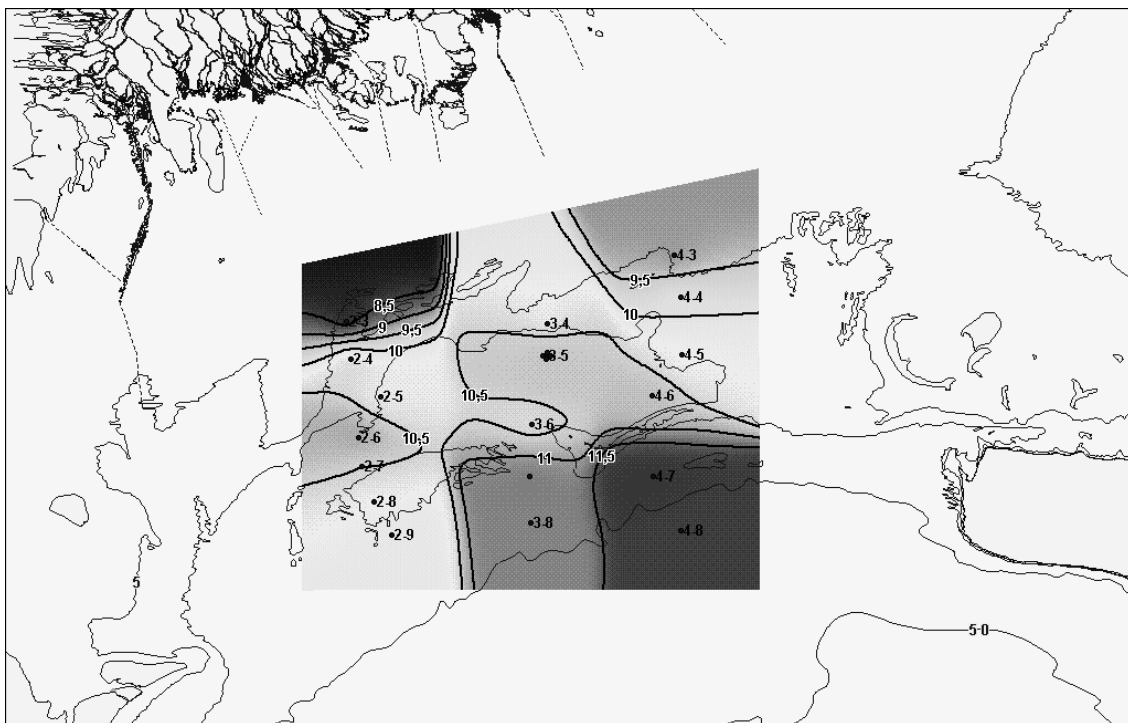
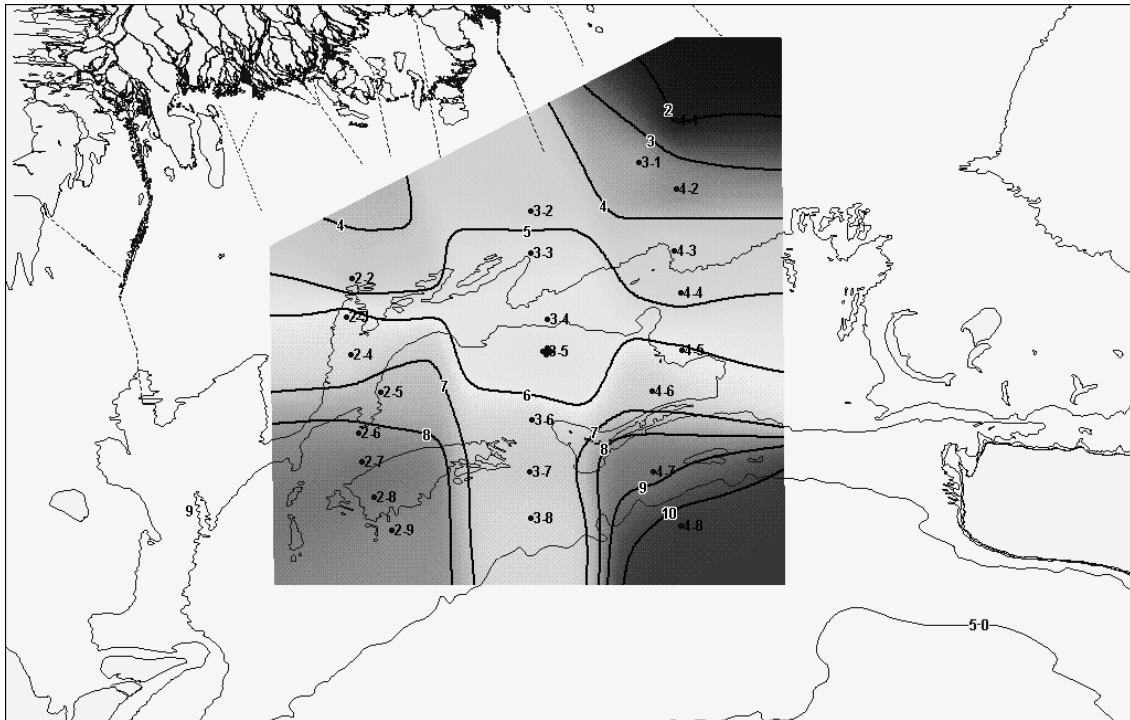


Рис. 6.1 Пространственное распределение солёности (‰) в поверхностном (верх) и придонном (низ) слоях воды на структуре «Широтная» летом 1999 года.

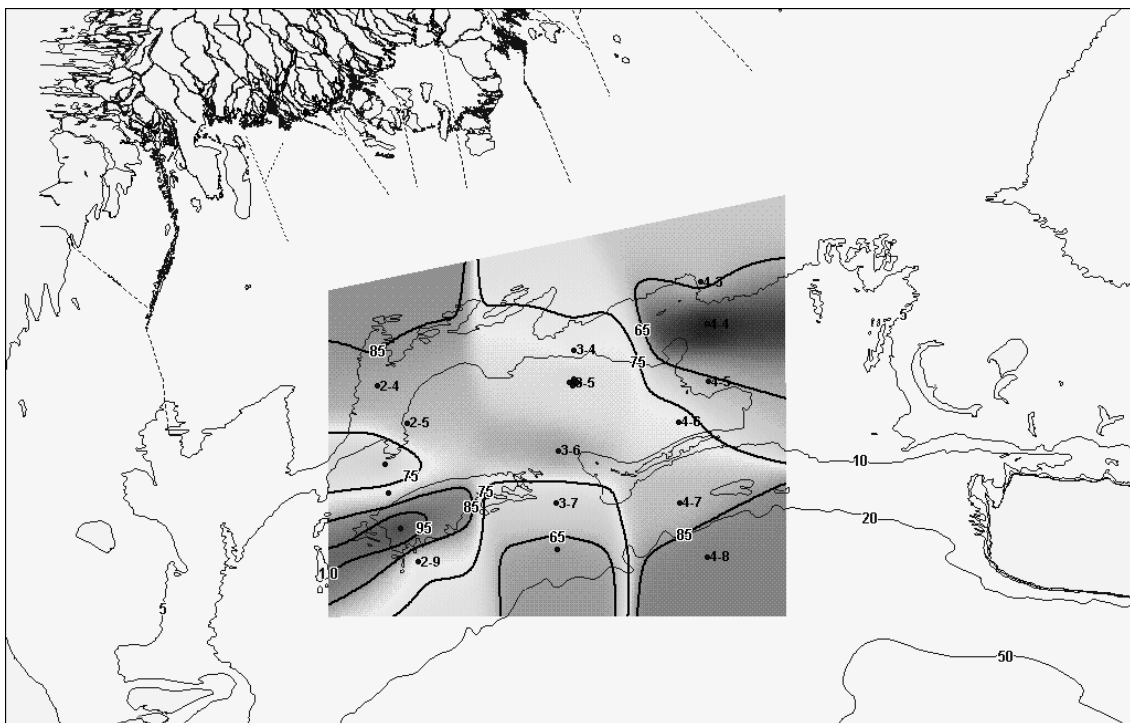
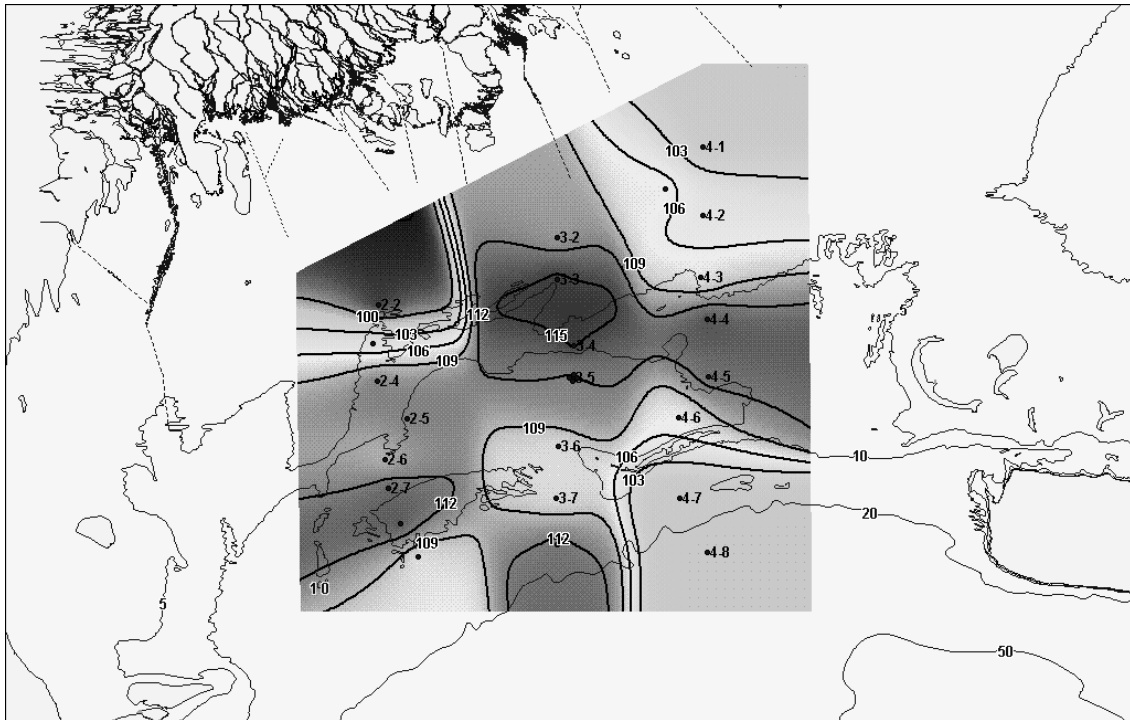


Рис. 6.2 Пространственное распределение степени насыщения вод кислородом (%) в поверхностном и придонном слоях на структуре «Широтная» летом 1999 года.

термоклин. Данные наблюдений позволяют предполагать, что при относительно раннем развитии процессов, характерных для летне-осенней межени, в частности, усилении водообмена между Северным и Средним Каспием, максимальная площадь распространения гипоксии может наблюдаться уже в июле, а не, как обычно, в августе.

Каких-либо существенных различий по содержанию и соотношению биогенных элементов между различными водными массами на структуре «Широтной» в июле 1999 года выявлено не было. Только в третьей водной массе концентрация растворенного кремния была выше, чем в первой и второй (табл. 6. 2). Это говорит о том, что в условиях интенсивного потребления минеральных соединений биогенных элементов, поступающих с речным стоком, в качестве дополнительного их источника могут выступать среднекаспийские воды (Молошникова, 1975).

Результаты корреляционного анализа содержания биогенных элементов в морской среде указывают на определенные особенности их метаболизма, свойственные различным водным массам и донным отложениям. В первой водной массе (т.е. в поверхностном слое воды) содержание общего азота и фосфора находились в положительной связи друг с другом ($r=0,71$) и отрицательной связи с соленостью ($r=-0,6-0,8$). Биогенные элементы практически полностью были депонированы в планктоне, на что указывает положительная корреляция содержания общего азота и фосфора с концентрацией взвешенного органического вещества ($r=0,5-0,6$) и низкая концентрация их минеральных соединений в воде (табл.6.2).

Таблица 6.2

Содержание биогенных элементов в морской воде на структуре «Широтной»
в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Фосфор минеральный, мкг/л	0,6±2,3	0,6±2,4	0
Фосфор общий, мкг/л	65,3±17,4	65,1±12,8	65,6±16,1
Азот нитратный, мкг/л	7,2±1,7	5,8±1,0	6,1±0,8
Азот нитритный, мкг/л	0	0	0
Азот аммонийный, мкг/л	0,4±1,6	0,4±1,5	0
Азот общий, мкг/л	805±139	754±126	706±139
Растворенный кремний, мкг/л	670±290	690±230	830±160
Азот общий/Фосфор общий	12,3	11,6	10,8

Во второй водной массе (т.е. в придонном слое, но выше термоклина) сохраняется положительная связь концентрации общего азота с концентрацией ВОВ ($r=0,51$). Связь содержания общего фосфора с ВОВ становится отрицательной ($r=-0,52$), а с растворенным органическим веществом – положительной, хотя и менее достоверной ($r=0,43$). С учетом преобладания деструкционных процессов в придонном слое, это указывает на более высокую скорость минерализации фосфора по сравнению с азотом. Уменьшение отношения общего азота к общему фосфору во второй водной массе относительно первой свидетельствует, что органическая взвесь, обогащенная азотом, быстро переходит в осадок. Действительно, в осадках (иловых водах) отношение общего азота к общему фосфору, равное 29,1, было в несколько раз выше, чем в воде.

Интересно, что отношение минерального азота к минеральному фосфору в иловых водах, равное 8,6, было близким к отношению азота к фосфору в планктоне (Романкевич, 1977; Химия океана, 1979). Это говорит о первоочередной минерализации в донных отложениях органического вещества, менее всего затронутого трансформацией в процессе его осаждения из воды в донные отложения. На продолжение процесса минерализации ОВ после его перехода в осадок указывает отрицательная связь концентрации общего азота в иловых водах с рН ($r=-0,56$), а общего фосфора с Eh ($r=-0,52$). Кроме того, в иловых водах зарегистрирована положительная связь концентрации общего азота с содержанием его минеральных соединений ($r=0,5-0,6$), а концентрации

общего фосфора – с содержанием минерального фосфора ($r=0,92$) и растворенного кремния ($r=0,60$). Следует также отметить, что биогенными элементами были обогащены тонкозернистые осадки с диаметром частиц $<0,25$ мм.

Поверхностный слой воды на структуре «Широтная» в июле 1999 года отличался от второй и третьей водных масс более высокими трофическими показателями (табл. 6.3). Отрицательная связь большинства из них с соленостью ($r=-0,5-0,6$), проявлявшаяся не только в поверхностном, но и придонном, слое воды указывает, что снижение трофности (т.е. массы вещества, вовлеченной в биологический круговорот) происходило в направлении от устья к морю. Судя по данным, приведенным в предыдущем абзаце, взвешенное органическое вещество в поверхностном слое в основном было представлено живым, а в придонном слое – отмершим планктоном.

На преобладание лабильного ОВ в малом круговороте указывает высокая корреляция численности сапрофитных бактерий с общей численностью и биомассой бактерий ($r=0,91$), зарегистрированная, как в первой, так и во второй водных массах (в связи с малым числом измерений корреляционный анализ в отношении третьей водной массы не проводился). Отмеченное выше преобладание деструкционных процессов в придонном слое воды по сравнению с поверхностным слоем подтверждается обнаруженной здесь достоверной отрицательной связью ($r=-0,51$) водородного показателя с микробиологическими показателями (общей численностью и биомассой бактерий, численностью сапрофитных микроорганизмов).

Таблица 6.3

Органическое вещество, численность и биомасса бактерий в морской воде на структуре «Широтной» в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
ВОВ, мгС/л	0,4±0,3	0,2±0,1	0,2±0,1
РОВ, мгС/л	7,6±0,3	7,6±0,3	7,4±0,2
БПК ₅ , мгО ₂ /л	1,88±0,27	1,46±0,51	1,32±0,42
Численность микроорганизмов, тыс.кл/мл	2260±970	1620±790	924±624
Биомасса микроорганизмов, мкгС/л	904±380	648±319	372±253
Численность сапрофитных микроорганизмов, кл/мл	94±74	64±51	32±24

Присутствие загрязняющих органических веществ в морской воде на структуре «Широтной» в июле 1999 года было зарегистрировано во всех водных массах (табл. 6.4). При этом концентрация нефтяных углеводородов была в несколько раз выше, чем во время предыдущей съемки в декабре 1998 года. Как правило, повышение концентрации НУ в водах устьевого взморья Волги в летний период объясняется их поступлением с речными водами. Однако в 1999 году сток НУ в вершине дельты был одним из самых низких за весь период наблюдений, по данным Астраханского ЦГМС он составил всего 17 тыс. тонн. Противоречит обычному объяснению и характер пространственного распределения НУ, максимальная концентрация которых была зарегистрирована в третьей водной массе, то есть в водах морского происхождения, расположенных под термоклином. При этом средняя концентрация НУ здесь превышала предельно-допустимую норму, установленную для рыбохозяйственных водоемов (0,05 мг/л).

Таблица 6.4

Загрязняющие вещества, численность и нефте- и фенолоксиляющих микроорганизмов в морской воде на структуре «Широтной» в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Нефтяные углеводороды, мкг/л	18,8±13,1	23,4±14,5	55,0±66,1
Фенолы, мкг/л	0,5±0,4	0,5±0,3	0,5±0,2
СПАВ, мкг/л	8,8±7,6	9,4±6,5	5,4±8,7
Сумма ПХБ, нг/л	0,74±0,33	0,75±0,32	0,82±0,53
Численность нефтеокисляющих микроорганизмов, кл/мл	229±199	123±113	116±105
Численность фенолоксиляющих микроорганизмов, кл/мл	30±32	12±24	20±40

Причин такого распределения НУ в воде могло быть несколько, а именно: а) повышенный по сравнению с речными водами уровень загрязнения морских вод, поступающих из глубоководной части моря; б) вторичное загрязнение морских вод, обусловленное «высвобождением» НУ из взвешенных частиц и донных отложений; в) относительно высокая по сравнению с морскими водами скорость разложения НУ в опресненной воде. В пользу последнего предположения свидетельствует распределение численности нефтеокисляющих микроорганизмов, которая в первой водной массе была в среднем в два раза выше, чем в третьей. Первые два предположения также имеют под собой основу (см. ниже).

Фенолы в морской воде на структуре «Широтной» в июле 1999 года были распределены равномерно, и их концентрация была относительно низкой, в среднем в два раза ниже, чем в декабре 1999 года, и во столько же раз ниже ПДК. Обычно концентрация фенолов, в водах Северного Каспия, наоборот, в летнее время достигает своего пика (Афанасьева и др., 1993), что обусловлено их образованием в процессе бактериального разложения в основном аллохтонного ОВ. Летом 1999 года деструкция трудноокисляемой части ОВ, к которой относятся полифенольные соединения, по всей вероятности лимитировалось каким-то фактором, возможно, недостатком минеральных соединений азота и фосфора (см. выше). Следует отметить, что в 1999 году поступление ОВ с волжскими водами, в период половодья составившее 2,1 млн. тонн, а в целом за год – 4,7 млн. тонн (Катунин и др., 2000), что в среднем ниже, чем в 1978-1985 гг., но выше, чем в 1986-1995 гг..

Снижение концентрации фенолов произошло не только в воде, но и в донных отложениях, где в июле 1999 года она в среднем составила 0,08 мг/кг ($K_v = 75\%$), что на порядок ниже, чем в декабре 1998 года. Это снижение трудно объяснить недостатком биогенных веществ, и оно заставляет предполагать, что процессы осаждения аллохтонного ОВ в основном происходили в отмелой части взморья (авандельте), расположенной за пределами структуры «Широтной». Интересно, что летом так же, как в предыдущую зимнюю съемку, повышенные концентрации фенолов тяготели к крупнозернистым осадкам (фракция 2-5 мм). То же самое было характерно для нефтяных углеводородов, концентрация которых в донных отложениях в июле 1999 года в среднем составила 16,5 мг/кг ($K_v = 44\%$), что в два раза ниже, чем в декабре 1998 года. Неизменный характер пространственного распределения и снижение концентрации фенолов и НУ в донных отложениях свидетельствует об отсутствии «свежего» загрязнения. Таким образом, подтверждается высказанное в предыдущей главе предположение о том, что адвекция среднекаспийских вод в Северный Каспий препятствует переносу ЗВ из отмелей в приглубую часть взморья.

В отличие от декабря 1998 года крупнозернистые осадки (фракция 2-5 мм) в донных отложениях структуры «Широтной» июле 1999 года были обогащены органическим углеродом, концентрация которого за этот период в среднем по структуре увеличилась до

0,7% ($K_v = 66\%$). Причиной этого, по-видимому, был переход от пелагического к донному образу жизни нового поколения двусторчатых моллюсков, благодаря чему в распределении органического и карбонатного углерода в донных отложениях прослеживались сходные черты (рис. 6.3).

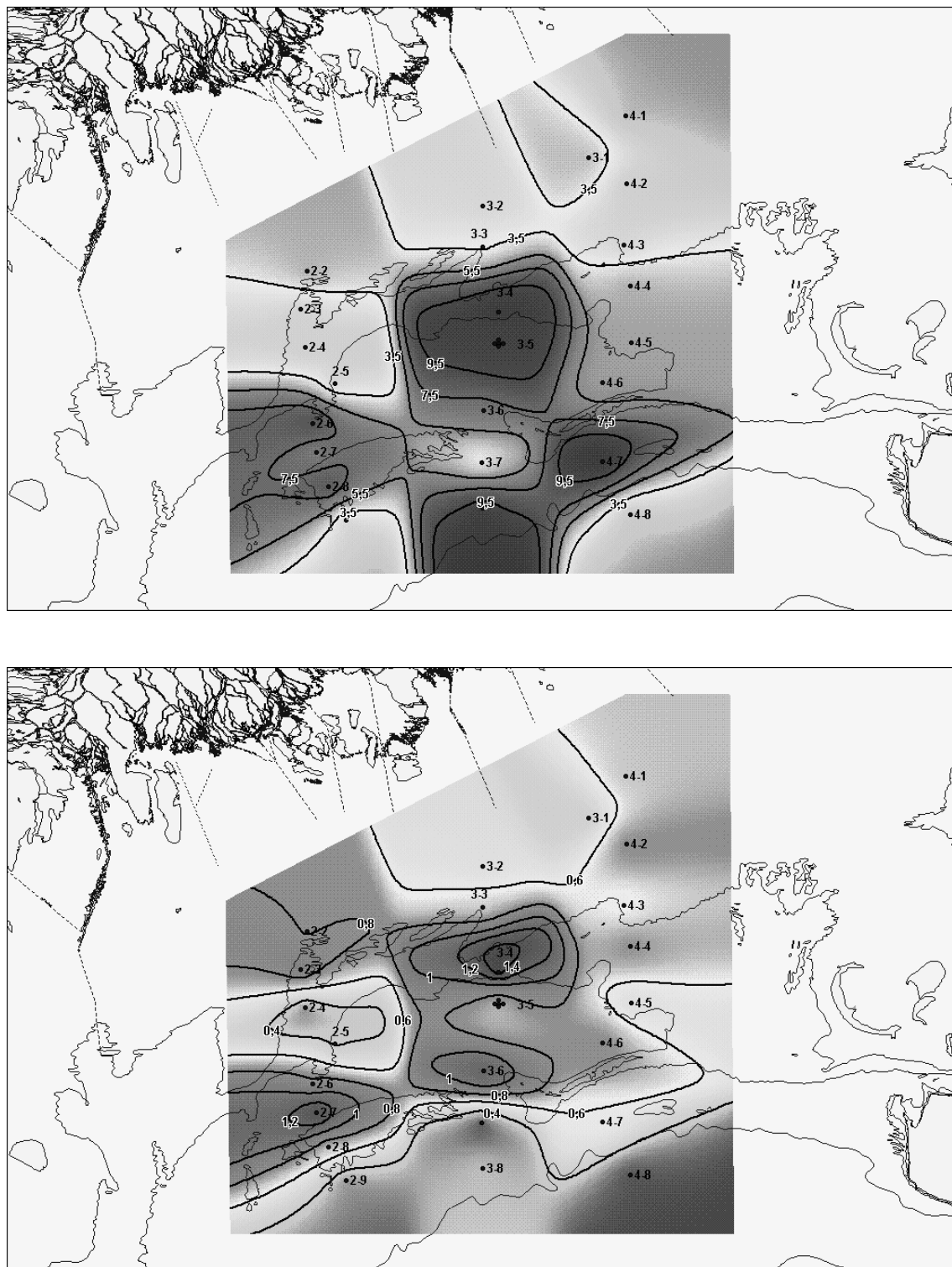


Рис. 6.3 Пространственное распределение в донных отложениях структуры «Широтная» карбонатного (верх) и органического (низ) углерода, %/

К крупнозернистым осадкам, но уже не к ракушке, а к песку (фракция 1-0,5 мм), были также приурочены повышенные концентрации полихлорбифенилов (рис.6.4), средняя концентрация которых в донных отложениях, равная 0,26 мкг/кг ($K_v=54\%$), практически не изменилась по сравнению с предыдущей съемкой. Концентрация ПХБ в воде, напротив, уменьшилась. При этом ее максимальное значение так же, как и большинства других загрязняющих веществ (НУ, ХОС, ПАУ), было зарегистрировано в третьей водной массе (табл. 6.4).

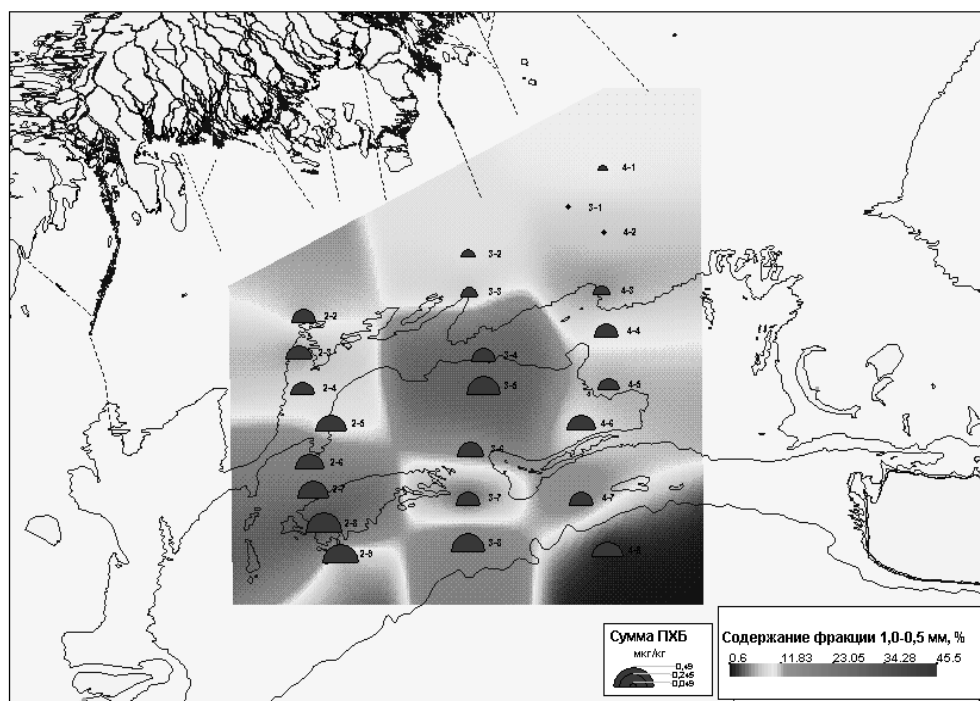


Рис. 6.4 Пространственное распределение суммы ПХБ (мкг/кг) и гранулометрической фракции 1,0-0,5 мм (%) в донных отложениях структуры «Широтная» летом 1999 г.

Источником загрязнения акватории СПАВ летом, как и зимой, по-видимому, был речной сток, при этом в летний сезон СПАВ в опресненных водах были распределены относительно равномерно, их содержание в воде резко уменьшалось только под термоклином (табл. 6.4). На речной сток, как источник СПАВ, указывает также их распределение в донных отложениях. Максимальная концентрация СПАВ в морских осадках была зарегистрирована в мелководных районах. При этом распределение СПАВ в донных отложениях вновь, как и в декабре 1998 года, проявляло сходство ($r=0,6$) с распределением мелкозернистых фракций ($<0,1$ мм), максимальная концентрация которых также была зарегистрирована в северной части структуры (рис. 6.5). По сравнению с декабрем 1998 года в июле 1999 года здесь существенно повысилось содержание глинистой фракции (в полтора раза) и концентрация СПАВ в донных отложениях (в 10 раз). Подтверждение аллохтонной природы СПАВ не означает еще, что они целиком являются техногенными продуктами. Не исключено, что в составе аналитически определяемых компонентов присутствуют природные поверхностно-активные вещества (например, липиды) сходные по своим свойствам с синтетическими ПАВ. На это указывает, в частности, положительная корреляция ($r=0,54$) содержания СПАВ в донных отложениях с концентрацией общего азота и отрицательная – с pH ($r=-0,57$) и Eh ($r=-0,65$), свидетельствующие о том, что пути миграции СПАВ на устьевом взморье Волги связаны не только со взвесью, но и с аллохтонным ОВ биогенного происхождения.

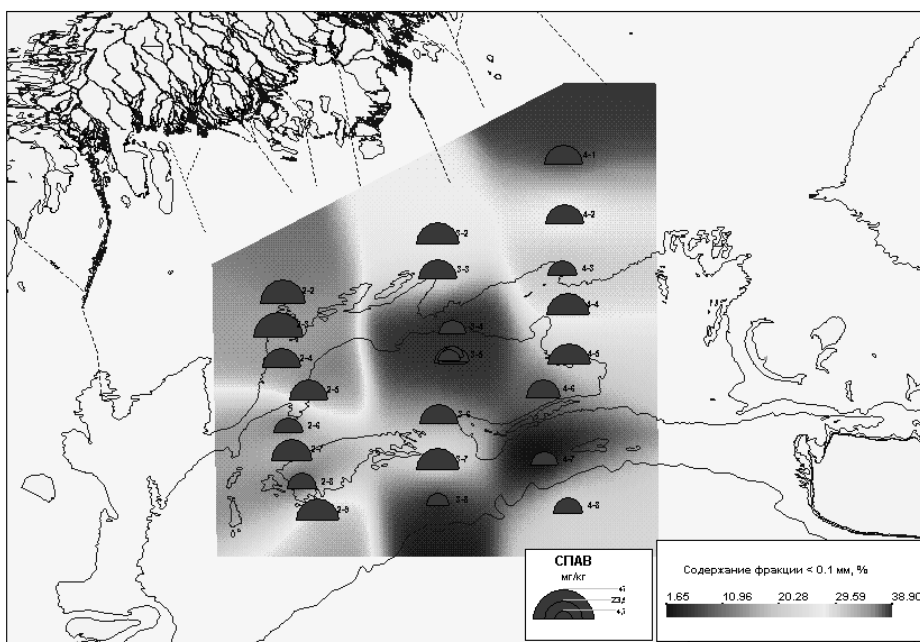


Рис. 6.5 Пространственное распределение СПАВ (мг/кг) и гранулометрической фракции < 0.1 мм в донных отложениях структуры «Широтная» летом 1999 г.

Суммарная концентрация полициклических ароматических углеводородов в водах структуры «Широтной» снизилась в период с декабря 1998 года по июль 1999 примерно на треть, но в составе ПАУ, обнаруженных в воде, существенных изменений не произошло. По-прежнему основную массу ПАУ составляли ароматические углеводороды «нефтяного» происхождения, среди которых доминировали нафталин и фенантрен, и так же, как прежде, среди «пиrolитических» ПАУ преобладали флуорантен и пирен (табл. 6.5). Следует отметить, что под «нефтяным» в данном случае подразумевается двойное происхождение: во-первых, техногенное, связанное с присутствием ПАУ в продуктах промышленной переработки нефти; во-вторых, естественное, связанное с их образованием в процессах трансформации природного ОВ в различных средах. Полиядерные ПАУ, которым в таблице 6.5 отведены нижние строки (от флуорантена до бенз(а)пирена), имеют в основном «пиrolитическое» происхождение, то есть образуются в результате сжигания нефтепродуктов.

В морских водах (с соленостью свыше 11‰) суммарная концентрация ПАУ снизилась незначительно (со 148 до 139 нг/л), а в опресненных водах (с соленостью менее 9 ‰) – почти в два раза (со 187 до 112 нг/л). Причиной последнего является либо уменьшение поступления ПАУ с речным стоком, либо, что, по нашему мнению, более вероятно, повышение эффективности «очистки» речных вод на первой и второй «ступенях» естественных «очистных сооружений» устьевой области р. Волги, о которых говорилось в предыдущей главе.

Интересно, что, несмотря на разницу в концентрации и различное происхождение, отношение «нефтяных» к «пиrolитическим» ПАУ в опресненных (<9 ‰) и морских (>11 ‰) водах было одинаковым (13:1). То же самое, кстати, наблюдалось в декабре 1998 года. Постоянство состава ПАУ в смешанных водах указывает, что его трансформация происходит при более низкой солености (например, так же, как солевого состава, в диапазоне 0-2‰) и в дальнейшем при изменении суммарной концентрации ПАУ их состав практически не меняется. Это возможно, так как ПАУ относятся к стойким загрязняющим веществам. Легко заметить (табл. 6.5), что во второй водной массе, соленость которой указывает на ее принадлежность к «фронтальной зоне» устьевого

взморья, концентрация ПАУ была заметна ниже, чем в первой и третьей водных массах. При этом отношение «нефтяных» к «пиролитическим» ПАУ в этой водной массе было таким же, как и в остальных водных массах. Отмеченное снижение содержания ПАУ в водах «фронтальной» зоны указывает на их переход во взвесь и в последующем в донные отложения.

Таблица 6.5

Полициклические ароматические углеводороды в морской воде
на структуре «Широтной» в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Нафталин, нг/л	31,6±23,4	16,7±13,7	31,7±31,1
Бифенил, нг/л	15,4±12,5	15,8±9,2	28,9±8,8
2-метилнафталин, нг/л	21,3±15,0	15,3±9,9	24,3±9,8
2,6-диметилнафталин, нг/л	3,9±3,3	1,6±1,6	5,7±5,0
Флуорен, нг/л	2,1±2,9	0	0
Фенантрен, нг/л	29,0±10,5	26,2±8,5	36,1±18,1
Антрацен, нг/л	2,03±0,93	2,76±1,22	3,10±1,61
Флуорантен, нг/л	2,57±0,94	2,87±0,99	3,42±1,93
Пирен, нг/л	3,11±0,30	3,06±1,16	4,48±4,02
Перилен, нг/л	0	0	0
Бенз(а)антрацен, нг/л	0,53±0,37	0,30±0,33	0,78±0,86
Хризен, нг/л	0,03±0,09	0,02±0,07	0,22±0,35
Бенз(б)флуорантен, нг/л	0,28±0,36	0,12±0,17	0,26±0,40
Бенз(к)флуорантен, нг/л	0,04±0,07	0,05±0,09	0,18±0,27
Бенз(а)пирен, нг/л	0,06±0,18	0,03±0,13	0,33±0,49
Σ ПАУ	111,95	84,81	139,47

Суммарная концентрация ПАУ в донных отложениях в период с первой по вторую съемку практически не изменилась, в декабре 1998 года она была равна 8,56 мкг/кг, а в июле 1999 года – 8,42 мкг/кг. Однако, концентрация «нефтяных» ПАУ повысилась (с 6,38 до 7,01 мкг/кг), а «пиролитических», наоборот, снизилась (с 2,18 до 1,41 мкг/кг). Различная аккумуляция донными отложениями «нефтяных» и «пиролитических» ПАУ при равной скорости их удаления из воды означает, что пути их седиментогенеза также отличаются. Судя по тому, что в донных отложениях «нефтяные» ПАУ тяготеют к крупнозернистым осадкам (фракции > 1мм), а «пиролитические» – к мелкозернистым (фракции < 1 мм), можно предполагать, что связанные с «легкой» фракцией «пиролитические» ПАУ уносятся вместе с ней в глубоководную часть моря, а связанные с «тяжелой» фракцией «нефтяные» ПАУ остаются в Северном Каспии.

Следует также отметить, что в июле 1999 года содержание в воде тех ПАУ, концентрация которых нормируется в рыбохозяйственных водоемах, была ниже нормы. Содержание ПАУ в донных отложениях также было ниже, чем в районах, подверженных антропогенному воздействию. О слабости последнего свидетельствует также значение отношения «пирен+бенз(а)пирен / фенантрен+хризен», которое в морской воде было равно 0,12, а в донных отложениях – 0,28, что существенно меньше значения (≥1,0), указывающего на ощутимое техногенное воздействие на морские экосистемы (Немировская, 2000).

В июле 1999 года в морской воде на структуре «Широтной» было зафиксировано присутствие хлорорганических пестицидов, при этом их суммарная концентрация по сравнению с декабрем 1998 года возросла примерно на треть. Количественное соотношение различных групп ХОП также изменилось, в частности, снизилась концентрация ГХЦГ и повысилась концентрация ДДТ и его метаболитов, а также гексахлорбензола. Наибольшее суммарное содержание ХОП было зарегистрировано в третьей водной массе, то есть в водах с наибольшей соленостью, где оно в среднем

составило 3,15 нг/л, однако самое высокое отношение концентрации ДДТ к концентрации его метаболитов наблюдалось в первой водной массе, то есть в водах с наименьшей соленостью (табл. 6.6). Последнее обстоятельство склоняет нас к мысли о том, что источником поступления ХОП на устьевое взморье был речной сток.

В июле 1999 года по мере удаления от устья концентрация ХОП в поверхностном слое снижалась, а в придонном слое увеличивалась (рис. 6.6).

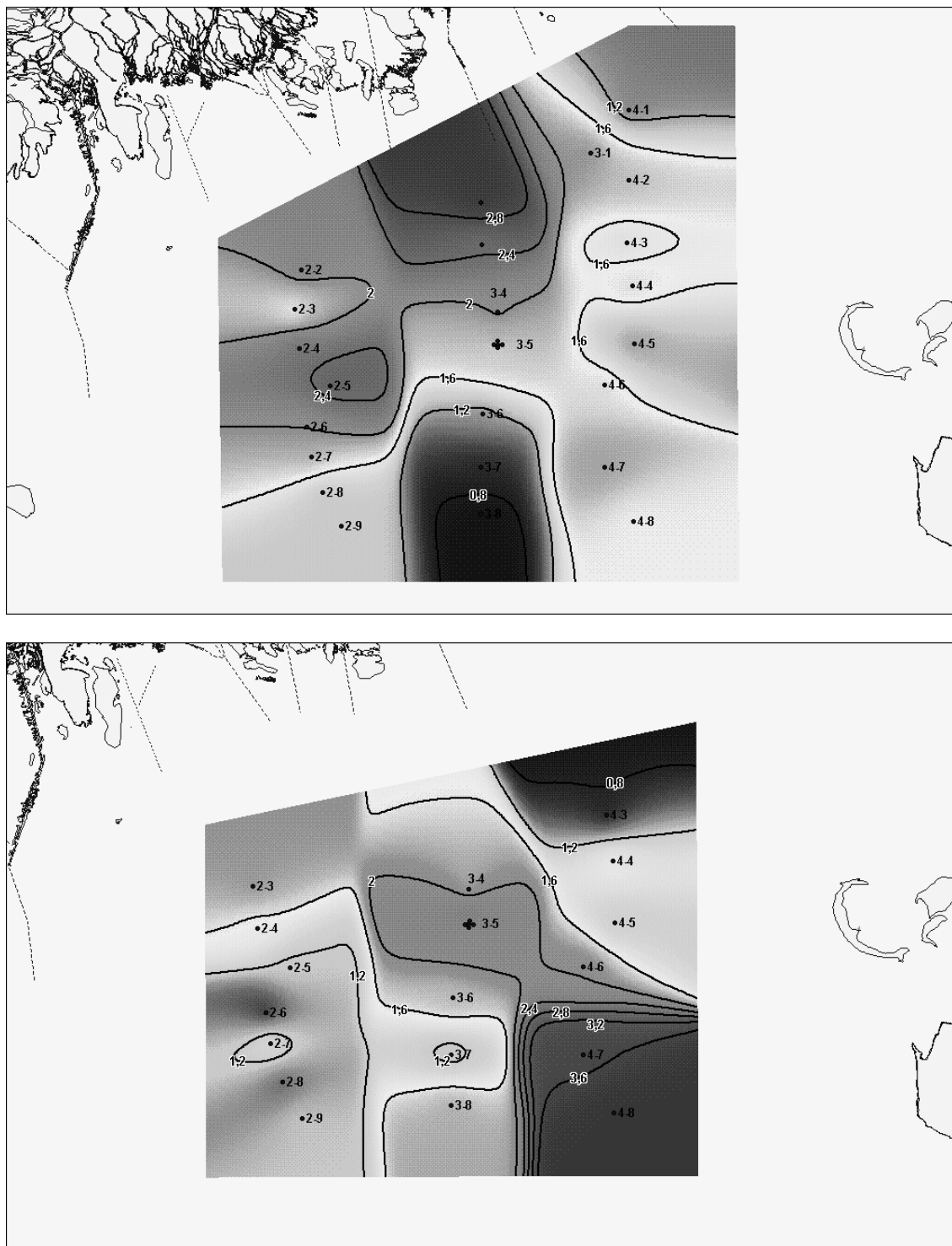


Рис 6.6 Пространственное распределение суммы ХОП (нг/л) в поверхностном (верх) и придонном (низ) слоях воды структуры «Широтная» летом 1999 г.

Такому пространственному распределению ХОП может быть дано два объяснения: либо ХОП с помощью некоего «вектора» (наиболее вероятным кандидатом на роль которого является взвешенное органическое вещество) переносятся из пресных вод в морские, либо морские воды имеют свой, независимый от речного стока, источник поступления ХОП. В последнем случае пресные воды, очевидно, должны отличаться по составу ХОП от морских вод, так как трудно себе представить, чтобы различные источники поступления ХОП в море имели одинаковый состав пестицидов. Однако отношение суммы ГХЦГ к сумме хлорбензолов и сумме ДДТ и его метаболитов в первой и третьей водных массах (то есть в наиболее пресных и соленых водах) практически совпадало (в первой водной массе оно было равно 1,0:1,7:8,9, а в третьей – 1,0:1,9:8,4). По нашему мнению этот факт является доказательством речного «происхождения» ХОП, их переноса через термоклин, и последующего «освобождения» в воду. При этом нами учитывалось, что в июле 1999 года на структуре «Широтной» третья водная масса располагалась под опресненными водами, что облегчало миграцию ХОП.

Таблица 6.6

Хлорорганические пестициды в морской воде на структуре «Широтной»
в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Пентахлорбензол, нг/л	0	0	0,03±0,04
Гексахлорбензол, нг/л	0,25±0,09	0,24±0,07	0,34±0,13
α-ГХЦГ, нг/л	0,13±0,05	0,12±0,04	0,15±0,09
γ-ГХЦГ, нг/л	0,02±0,03	0,01±0,02	0,04±0,03
Гептахлор, нг/л	0,04±0,03	0,03±0,04	0,06±0,06
Гептахлорэпоксид, нг/л	0	0	0,03±0,04
2,4-ДДЭ, нг/л	0,07±0,06	0,07±0,05	0,12±0,09
4,4-ДДЭ, нг/л	0,41±0,30	0,43±0,22	0,56±0,33
2,4-ДДД, нг/л	0,02±0,03	0,02±0,04	0,05±0,07
4,4-ДДД, нг/л	0,07±0,06	0,08±0,04	0,11±0,09
2,4-ДДТ, нг/л	0,22±0,14	0,19±0,11	0,26±0,22
4,4-ДДТ, нг/л	0,52±0,27	0,45±0,21	0,50±0,29
Σ ХОП	3,10	2,71	3,15
ДДТ/ДДЭ+ДДД	1,35	1,07	0,90

В поведении ХОП и ПАУ в зоне смешения речных и морских вод в июле 1999 года прослеживаются сходные черты (постоянство состава и одинаковый характер распределения между разными водными массами). По нашему мнению это дает основание использовать в отношении ПАУ ту же, что и в отношении ХОП, схему логического анализа, приводящую нас к заключению о «речном» происхождении этих загрязняющих веществ. Однако в поведении ХОП есть черты, отличающие их от ПАУ. Миграция пестицидов в зоне смешения речных и морских вод связана с их определенной трансформацией, о чем свидетельствует уменьшение отношения концентрации ДДТ к концентрации его метаболитов от первой к третьей водной массе. Кроме того, снижение концентрации ХОП в опресненной воде, вероятно, связанное с их адсорбцией взвешенными частицами, не привело (в отличие от ПАУ) к появлению ХОП в донных отложениях, где их концентрация не превышала предела обнаружения. По-видимому, это было обусловлено как низкой концентрацией ХОП в воде (на два порядка меньше, чем у ПАУ), так и более полным «высвобождением» ХОП из взвеси, происходящим в морской воде.

Особенности поведения тяжелых металлов в морской среде на структуре «Широтной» летом 1999 года удобнее всего проследить на примере железа. Его средняя концентрация в морской воде относительно предыдущей съемки повысилась, но незначительно (с 60 до 70 мкг/л). Причиной этого, вероятно, было поступление железа с речным стоком, но,

казалось бы, вопреки этому концентрация этого элемента в опресненных водах (<9‰) снизилась (со 177 до 70 мкг/л), а в морских (>11 ‰) повысилась (с 47 до 91 мкг/л). Противоречие это становится понятным при рассмотрении динамики распределения железа в донных отложениях. Его концентрация здесь существенно возросла (с 3,2 до 4,4 г/кг), при этом наиболее активно аккумуляция железа происходила в отмелой части взморья. Распределение железа в донных отложениях на структуре «Широтной» находилось в положительной связи не только с распределением алевритовой фракции ($r=0,74$), но также с распределением общего азота ($r=0,64$) и СПАВ ($r=0,51$). Это говорит о том, что в мелководной части взморья осаждалось не только взвешенное (связанное с минеральной взвесью), но и растворенное (связанное с аллохтонным ОВ) железо.

Таким образом, снижение концентрации железа в опресненных водах связано с его переходом из раствора в осадок. Это подтверждает высказанную выше точку зрения о высокой эффективности работы природных «очистных сооружений» в период половодья, особенно их второй «ступени», где основной вклад в «очистку» речных вод вносят процессы адсорбции и коагуляции. Частично взвешенные железосодержащие частицы переносились в третью водную массу, где процессы десорбции, по-видимому, преобладали над процессами адсорбции, что явилось причиной повышения концентрации железа в морских водах.

Поведение в морской среде марганца, цинка и ртути было во многом сходным с поведением железа. Их содержание в воде, относительно предыдущей съемки несколько снизилось, а в донных отложениях повысилось. Особенно резко увеличилась концентрация марганца (с 86 до 375 мг/кг). В донных отложениях распределение этих элементов так же, как и железа, коррелировало с распределением алевритовой фракции (рис. 6.7), СПАВ и общим азотом, а в воде их концентрация в морских водах была выше, чем в опресненных (табл. 6.7). Интересно, что отношение $Zn:Mn:Fe$ в первой и третьей водных массах было практически идентичным ($\approx 1:0,5:25$), что, следуя логике, использованной выше при анализе распределения ХОП, является доказательством «речного» происхождения названных тяжелых металлов.

В донных отложениях это же отношение было уже другим ($\approx 1:20:250$), из него, в частности, следует, что скорость осаждения железа и марганца была во много раз выше, чем цинка, а из этих двух элементов (Fe, Mn) быстрее в осадок переходил марганец. Действительно, снижение средней концентрации растворенного железа от первой ко второй водной массе на фоне стабильной концентрации марганца указывает на растянутый по широкому диапазону солености процесс осаждения Fe, тогда как осаждение Mn, по-видимому, происходило при более низкой солености.

Таблица 6.7

Тяжелые металлы в морской воде на структуре «Широтной»
в июле 1999 года

Показатель	Водные массы		
	I	II	III
Железо, мкг/л	70±25	63±29	91±61
Марганец, мкг/л	1,8±0,8	1,8±0,8	2,3±1,1
Цинк, мкг/л	3,0±1,0	3,1±1,4	4,2±1,6
Медь, мкг/л	2,3±1,2	2,5±1,2	2,4±2,4
Никель, мкг/л	1,9±0,8	1,7±0,7	1,9±0,9
Свинец, мкг/л	2,2±0,7	2,2±0,7	2,2±0,9
Кадмий, мкг/л	0,7±0,3	0,6±0,3	0,7±0,3
Ртуть, мкг/л	0,28±0,20	0,29±0,20	0,44±0,25
Барий, мкг/л	11,8±3,2	13,0±3,7	13,4±7,2

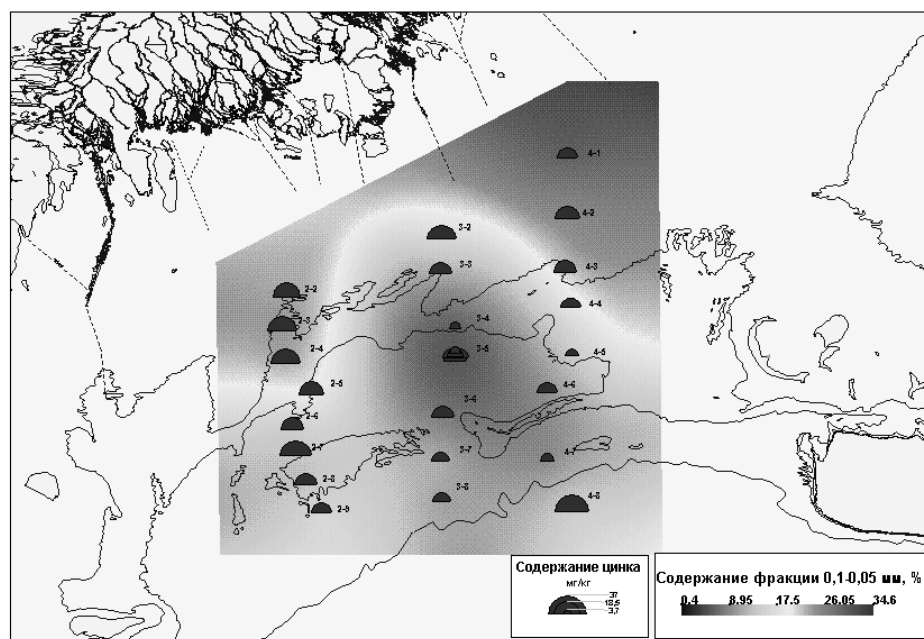
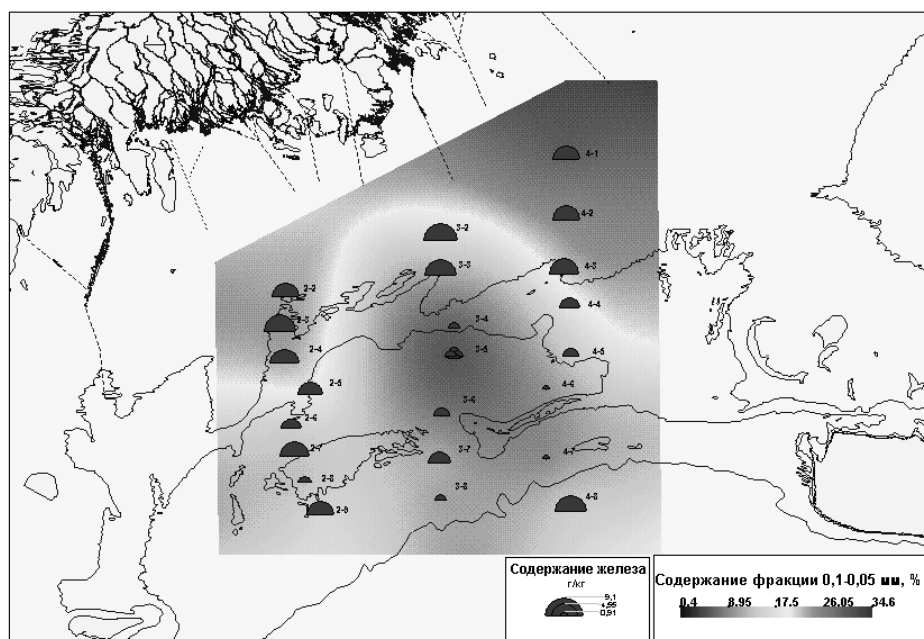


Рис. 6.7 Пространственное распределение железа (мг/кг) (верх), цинка (мг/кг) (низ) и гранулометрической фракции 0,1-0,05 мм в донных отложениях структуры «Широтная» летом 1999 года.

Остальные тяжелые металлы (Cu, Ni, Pb, Cd) были распределены в воде относительно равномерно, их концентрация по сравнению с предыдущей съемкой снизилась. Концентрация свинца и кадмия в донных отложениях не превышала предела обнаружения, содержание меди увеличилось с 10,9 до 13,8 мг/кг, а никеля – осталось без изменений. Важно, что в отличие от металлов первой группы (Fe, Mn, Zn, Hg) области с повышенным содержанием меди и никеля в донных отложениях тяготеют к осадкам, сложенным ракушей. Исходя из этого и с учетом сравнительно низкой, несмотря на половодье, концентрации металлов второй группы в воде, можно предполагать, что они также адсорбировались взвесью, но отличной от той, в состав которой входили металлы

первой группы. Переход этих металлов в донные отложения, по-видимому, был больше связан с биогенной адсорбцией и седиментацией, с жизнедеятельностью организмов-фильтраторов.

Таким образом, поведение различных загрязняющих веществ (ПАУ, ПХБ, ХОП, ТМ) в морской среде на структуре «Широтной» в июле 1999 года отличалось глубоким сходством. Основными чертами этого поведения являются: а) переход ЗВ во взвешенное состояние в зоне смешения речных и морских вод; б) осаждение компонентов, связанных с «тяжелой», обогащенной минеральными компонентами, взвесью, в отмелой части взморья; в) частичное осаждение компонентов, связанных с «легкой» органогенной взвесью в районах обитания организмов-фильтраторов; г) частичное «высвобождение» загрязняющих веществ из «легкой» взвеси попавшей в морскую воду за счет повышения солености и (или) бактериальной деструкции ОВ. Интенсивная, начиная с июля, адвекция среднекаспийских вод в Северный Каспий летом 1999 года способствовала, с одной стороны осаждению ЗВ в отмелой части взморья, а с другой стороны, десорбции ЗВ с взвешенных частиц после их попадания в морскую воду. В результате прохождение половодья практически не отразилось на уровне загрязнения донных отложений в приглубой части взморья, в т.ч. числе биогенных осадков, который остался таким же, каким он был прошедшей зимой.

Подводя итоги исследований на структуре «Широтной» летом 1999 года, следует отметить, что они проводились в июле, то есть в тот месяц, когда воздействие волжского стока на состояние экосистемы Северного Каспия обычно достигает максимума, но в этом году в связи с ранним половодьем к середине лета это воздействие уже ослабло. Опресненные воды с соленостью до 10‰ хоть и занимали весь поверхностный слой, но их продвижение к югу, вынос в восточную часть Северного Каспия и, по-видимому, характер циркуляции атмосферы, активизировали подток глубинных холодных вод из Среднего Каспия.

Запас минеральных соединений азота и фосфора, поступивших с речным стоком, ко времени проведения съемки был уже исчерпан, и первичная продукция, по-видимому, создавалась за счет их регенерации. При этом максимальных значений, судя по распределению степени насыщения вод кислородом, она достигала в зоне с соленостью от 5 до 8‰. Отличительной особенностью данной съемки является то, что в биологический круговорот было вовлечено в основном лабильное органическое вещество, о чем говорит характер распределения ОВ в воде и относительно низкая численность нефте- и фенолоксиляющих бактерий. По нашему мнению эти условия благоприятствовали, с одной стороны, накоплению в воде трудноокисляемых органических веществ, в т.ч. нефтяных углеводородов, а с другой стороны, – снижению содержания в воде соединений, образующихся при разложении консервативного ОВ, в т.ч. фенолов.

Другой отличительной особенностью данной съемки явилось то, что концентрация большинства загрязняющих веществ (ПАУ, ПХБ, ХОП, ТМ) была наибольшей в морских водах, расположенных под термоклином. Однако, состав загрязняющих веществ в этих наиболее соленых водах был сходен с тем, что наблюдался в наиболее пресных водах. Это заставило нас предполагать, что загрязняющие вещества, аккумулярованные в морской воде, имеют «речное» происхождение, попадают в нее вместе с взвесью, после чего переходят в раствор в результате процессов десорбции и деструкции.

Данные наблюдений по программе производственного экологического мониторинга ОАО НК «ЛУКОЙЛ» на структуре «Широтная» в июле 1999 года, не только подтверждают, но и дополняют некоторыми деталями предложенную в предыдущей главе схему работы природных «очистных сооружений» устьевой области р. Волги. Так, в составе загрязняющих веществ, поступающих с речным стоком, выявлены компоненты, которые в основном задерживаются на первой и второй «ступенях» (СПАВ, Fe, Mn и, по-видимому, Hg). Другие загрязняющие вещества (ПАУ, ХОП, ПХБ, Cu, Pb) преодолевают эти барьеры, но задерживаются на третьей «ступени». Усиление адвекции среднекаспийских вод препятствует поступлению загрязняющих веществ в донные

отложения приглубой зоны и, тем самым, накоплению ЗВ в конечных звеньях детритной пищевой цепи.

6.2 Мелководная зона, август 2000 года и сентябрь 2001 года

Воздействие производственной деятельности ОАО НК «ЛУКОЙЛ» на экосистему Северного Каспия неизмеримо мало по сравнению с влиянием на нее природных факторов, главным из которых является поверхностный сток. С учетом этого ежегодно по поручению компании в мелководной зоне устьевого взморья р. Волги проводятся комплексные исследования, основной целью которых является определение вклада волжского стока в изменчивость состояния морской среды на лицензионном участке компании. Исследованиями охвачен район, располагающийся между северной границей этого участка и морским краем дельты, от Волго-Каспийского канала на западе до Иголкинского канала на востоке.

Устьевое взморье Волги, как известно, делится на отмелую и приглубую части (Устьевая область, 1998). Первая простирается от морского края дельты до морского бара (глубины 2-3 метра), вторая – далее на юг до глубины 10-12 метров. В свою очередь приглубая часть делится на «склон морского бара» и «свал глубин», граница между которыми проходит на глубине 4-6 метров. Район исследований включает в себя помимо отмелой части только первый из названных приглубых участков, который далее для удобства будет именоваться приглубой зоной. Кроме того, для облегчения анализа данных район исследований разделен на две части: восточную и западную, граница между которыми проведена по Тишковскому каналу.

С точки зрения задачи, сформулированной в начале данной главы, важно, что в состав района исследований входит отмелая часть взморья, которую мы рассматриваем как вторую «ступень» природных «очистных сооружений» устьевой области Волги. Здесь резкое изменение солевого состава при смешении вод благоприятствует процессам коагуляции и адсорбции растворенных веществ (в т.ч. загрязняющих), их переходу во взвешенное состояние и далее в осадок. Основными факторами, определяющими эффективность работы второй «ступени» являются стоковые течения и взмучивание донных отложений.

Для оценки эффективности можно использовать баланс взвешенных веществ, положительное значение которого указывает на их захоронение взвеси в отмелой части взморья, а отрицательное – на ее вынос в приглубую зону. При повышении уровня моря и скорости ветра эффективность работы второй «ступени» снижается, так как эти условия благоприятствуют турбулентному перемешиванию и выносу взвешенного материала. При понижении уровня моря и скорости ветра эффективность работы второй «ступени» повышается. Важным фактором, влияющим на эту эффективность, является также зарастание отмелой части взморья, так как увеличение площади распространения растительного покрова способствует захоронению взвешенных веществ (Устьевая область, 1998). Зарастание в свою очередь зависит от многолетних колебаний уровня, в период низкого стояния которого большая часть акватории отмелой зоны покрывается водной растительностью (Полонский и др., 1992).

В качестве иллюстрации работы второй «ступени» природных «очистных сооружений» устьевой области Волги далее использованы материалы комплексных исследований, проводившихся по поручению ОАО НК «ЛУКОЙЛ» в мелководной зоне в 2000 и 2001 гг. (НТО «Оценка экологической обстановки в мелководной зоне», 2000, 2001). Эти годы выбраны потому, что они существенно отличались друг от друга по сезонным изменениям солевого баланса Северного Каспия, как основного показателя функционирования его экосистемы. В 2000 году, когда «задержка» опресненных вод в Северном Каспии была очень продолжительной (вплоть до октября), исследования проводились в августе. В 2001 году, когда сальдо солевого баланса Северного Каспия за период апрель-октябрь было отрицательным, исследования проводились в сентябре.

Результаты исследований солевого состава смешанных вод в мелководной зоне устьевого взморья Волги (в частности, изменения их общей минерализации и отношения концентрации хлоридов к концентрации гидрокарбонатов) указывают на его постепенную трансформацию от «речного» к «морскому» типу, происходящую во всей мелководной зоне, но более активно протекающую в ее приглубой части (табл. 6.8). Различие в общей минерализации вод между отмелой и приглубой зонами в 2001 г. было более ярко выражено, чем в предыдущем году. Причиной этого мы считаем более активную адвекцию морских вод на устьевое взморье в 2001 году, которые «вытесняли» пресные воды из восточной в западную часть. В результате минерализация вод в отмелой зоне в целом, а также в приглубой зоне западной части взморья в 2001 г. оказалась даже ниже, чем в 2000 году. Поступление морских вод на устьевое взморье в 2000 г. было не столь ярко выражено, как в следующем году, при этом оно лучше ощущалось в его западной части, откуда пресные воды «вытеснялись» к востоку, где минерализация вод была ниже, чем на западе.

Таблица 6.8

Солевой состав воды в мелководной зоне устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая зона		Приглубая зона		Отмелая зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Cl, мг/л	143	45,2	288	236	54,5	37,7	267	362
SO ₃ , мг/л	128	75,3	200	212	67,9	53,9	198	337
HCO ₃ , мг/л	131	114	131	128	109	96,3	143	107
Ca, мг/л	48,4	40,6	51,5	53,0	35,7	36,7	53,1	55,0
Mg, мг/л	26,4	14,2	44,9	44,0	14,7	11,4	42,4	54,5
Na, мг/л	82,7	34,9	165	184	31,6	25,5	157	265
Σ ионов, мг/л	567	335	894	867	320	267	870	1208
Cl/HCO ₃	1,09	0,40	2,20	1,84	0,50	0,39	1,87	3,38

Примечание: В сумме ионов учтена концентрация (мг/л) ионов K, Na и CO₃

Межгодовые изменения в характере пространственного распределения минерализации вод в мелководной зоне согласуются не только с указанными выше особенностями солевого баланса Северного Каспия, но и с их первопричиной – межгодовыми изменениями циркуляции атмосферы. В 2000 году летом над акваторией Северного Каспия преобладали западные ветры, а в 2001 году – юго-восточные. Первые из них, как известно, направляют речные воды, поступающие из водотоков дельты, на восток, а вторые – на запад.

Температура воды в мелководной зоне устьевого взморья в 2001 г. была ниже, чем в предыдущем году, что объясняется более поздними сроками проведения экспедиционных работ. Отличие в температуре воды в свою очередь повлекло за собой отличие в концентрации растворенного кислорода в воде, которая в 2001 г. оказалась выше, чем в 2000 г. Однако легко заметить (табл. 6.9), что на содержание растворенного кислорода в воде помимо температуры оказывали влияние интенсивность и отношение продукционных и деструкционных процессов. В большинстве мелководных районов степень насыщения вод кислородом в 2000 году не превышала 90%, а в 2001 году, наоборот, была выше 110%.

Таблица 6.9

Температура, концентрация растворенного кислорода и водородный показатель в водах мелководной зоны устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая зона		Приглубая зона		Отмелая зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
T, °C	25,3	21,2	24,3	21,0	26,3	20,5	22,8	20,6
O ₂ , мг/л	5,67	10,1	7,44	9,37	7,70	10,4	7,18	10,8
O ₂ , %	70	115	89,8	105	97,1	115	85,0	121
pH	8,06	8,75	8,74	8,73	8,38	9,06	8,16	8,87

В период проведения экспедиционных работ 2000 году в мелководной зоне преобладали деструкционные процессы. Активизации процессов фотосинтеза, по-видимому, препятствовала низкая прозрачность воды, обусловленная турбулентным перемешиванием вод и взмучиванием донных отложений. В 2001 году прозрачность воды была высокой и, соответственно, продукционные процессы преобладали над деструкционными. Межгодовые изменения водородного показателя (табл. 6.9) подтверждают высказанную точку зрения. Его значение в 2000 г. во всех районах, кроме западной части приглубой зоны, было на 0,7единиц pH ниже, чем в 2001 г.

Различие в отношении продукционных и деструкционных процессов между 2000 и 2001 гг. сказалось и на содержании биогенных элементов (азота и фосфора) в воде мелководной зоны. Во всех рассматриваемых нами районах концентрация минеральных соединений этих элементов в 2001 году, когда они интенсивно потреблялись фитопланктоном, была ниже, чем в 2000 году, когда гидрологические условия препятствовали фотосинтезу (табл. 6.10). Кроме того, в 2000 году, на фоне преобладания деструкционных процессов отмелая и приглубая зона практически не отличались друг от друга по содержанию биогенных элементов в воде, а в следующем году их концентрация в водах приглубой зоны была ниже, чем в водах отмелой зоны. Это говорит о том, что в условиях, благоприятствующих фотосинтезу, запас биогенных элементов в речной воде может быть практически исчерпан уже в отмелой зоне.

Таблица 6.10

Концентрация биогенных элементов в водах мелководной зоны устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая зона		Приглубая зона		Отмелая зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
N-NH ₄ , мг/л	0,040	0,054	0,040	0,060	0,060	0,060	0,106	0,100
N-NO ₂ , мг/л	0,007	0,007	0,007	0,009	0,006	0,001	0,011	0,003
N-NO ₃ , мг/л	0,147	0,124	0,170	0,050	0,140	0,022	0,153	0,015
N _{мин} , мг/л	0,192	0,189	0,220	0,120	0,210	0,080	0,270	0,100
P-PO ₄ , мг/л	0,041	0,016	0,071	0,029	0,046	0,004	0,056	0,020
N _{мин} /P _{мин}	4,7	11,8	3,1	4,1	4,6	20,0	4,8	5,0

Интересно, что отношение N_{мин} /P_{мин} в приглубой зоне, а в 2000 г. также и в отмелой зоне, было ниже стехиометрического, что указывает на более высокую скорость биологического круговорота фосфора в мелководной зоне. В качестве подтверждения тому можно указать на снижение отношения N_{мин} /P_{мин} в направлении от отмелой к приглубой зоне. Следует отметить, что в 2001 году в отмелой части отношение N_{мин} /P_{мин} было достаточно высоким, на что, возможно, повлияло повышенное, по сравнению с предыдущим годом значение этого отношения в волжских водах. Однако по мере трансформации речных вод в 2001 году это отношение также резко снижалось.

Судя по значениям БПК и ХПК, концентрация растворенных органических веществ в воде мелководной зоны в 2001 г. была выше, чем в предыдущем году (табл. 6.11). Причин

тому могло быть несколько. Во-первых, сток ОБ в целом за год и за период половодья в 2001 г. был в два раза выше, чем в 2000 г.; во-вторых, продукция ОБ фитопланктоном, судя по гидрохимическим показателям в 2001 г. также была выше, чем в 2000 году. Возрастание БПК и ХПК по направлению от дельты в море указывает, что при благоприятных условиях примерно треть ОБ, поступающего из отмелей в приглубую зону, может составлять вещество, синтезированное фитопланктоном.

Таблица 6.11

БПК₅ и ХПК в водах мелководной зоны устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмеляя зона		Приглубая зона		Отмеляя зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
БПК ₅ , мг О ₂ /л	2,06	4,68	3,97	5,04	3,26	3,80	3,48	4,54
ХПК, мг О ₂ /л	26,4	29,5	26,7	43,7	25,4	36,6	30,4	34,9

В соответствии с программой исследований в водах мелководной зоны определялось содержание загрязняющих веществ. Судя по полученным результатам (табл. 6.12), средняя концентрация нефтяных углеводородов (НУ) в 2000 и 2001 гг. на всех участках акватории превышала норму, установленную для рыбохозяйственных водоемов (0,05 мг/л). Средняя концентрация СПАВ, наоборот, везде была ниже нормы (0,10 мг/л).

Таблица 6.12

Концентрация НУ в водах (мг/л) и донных отложениях (мг/кг) мелководной зоны устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмеляя зона		Приглубая зона		Отмеляя зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
НУ, мг/л	0,136	0,064	0,095	0,069	0,157	0,051	0,154	0,073
НУ, мг/кг	7,26	0,01	5,43	0	4,70	0,002	5,92	0

В 2000 г. концентрация нефтяных углеводородов в водах мелководной зоны была в несколько раз выше, чем в следующем году (в отмелей зоне – в 2-3 раза, в приглубой зоне – в 1,5-2 раза). Причиной этого, очевидно, является сток НУ, который в 2000 г. (104 тыс. тонн/год) был примерно во столько же раз больше стока НУ в 2001 г. (34 тыс. тонн/год). Следует отметить, что в 2000 г. в западной части взморья концентрация НУ снижалась в направлении от дельты к морю, а в восточной части концентрация НУ в отмелей и приглубой зонах была практически одинаковой, что, по всей вероятности было обусловлено преобладающим переносом речных вод в восточном направлении. Пространственное распределение концентрации НУ в 2001 году было достаточно однородным, наибольшие значения были зарегистрированы в западной приглубой зоне, наиболее подверженной влиянию адвекции морских вод.

Легко заметить, что межгодовые изменения содержания НУ и характер пространственного распределения их концентрации в донных отложениях в 2000 году (табл. 6.13) полностью соответствуют таковым в водах мелководной зоны. Исходя из этого, можно предполагать, что основным источником НУ в донных отложениях является речной сток. Основываясь на приведенных данных, можно также утверждать, что при увеличении объема поступления нефтяных углеводородов с волжским стоком ни первая, ни вторая «ступени» природных «очистных сооружений» не справляются с «очисткой» речных вод от нефтепродуктов. Ориентировочно можно также назвать цифру предельно допустимой нагрузки на эти «очистные сооружения», при которой их работа будет эффективной. По нашему мнению, эта цифра равна примерно 50 тыс. тонн НУ/год.

По данным Астраханского ЦГМС В 2000 г. сток СПАВ р. Волги (12,1 тыс. тонн) был примерно в два раза выше, чем в 2001 г. (6,3 тыс. тонн). Концентрация СПАВ в водах мелководной зоны в 2000 г. также была выше, чем в следующем году, но незначительно (табл. 6.13). Интересно, что в оба года было зафиксировано увеличение содержания СПАВ в воде в направлении от дельты к морю.

Таблица 6.13

Концентрация СПАВ в воде (мг/л) и донных отложениях (мг/кг) мелководной зоны
устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая зона		Приглубая зона		Отмелая зона		Приглубая зона	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
СПАВ, мг/л	0,025	0,022	0,060	0,059	0,046	0,028	0,067	0,060
СПАВ, мг/кг	5,73	5,74	10,4	4,07	1,98	5,74	1,56	4,16

Метод определения СПАВ в воде не отличается избирательностью, вместе с синтетическими ПАВ в воде определяются поверхностно-активные вещества, синтезируемые планктоном. В связи с этим мы полагаем, что указанный пространственный градиент СПАВ, совпадающий с пространственным градиентом БПК и ХПК, был обусловлен природными ПАВ, продуцируемыми в отмелой зоне и транспортируемыми в дальнейшем в приглубую зону. Часть ПАВ, попавшая вместе с взвесью в осадок, судя по всему, менее транспортабельна, поэтому в донных отложениях приглубой зоны концентрация ПАВ, как правило, ниже, чем в отмелой зоне. Однако, когда, как в 2000 году, условия благоприятствуют взмучиванию донных отложений, ПАВ легче транспортируются в приглубую зону, где их концентрация становится выше, чем в отмелой зоне.

В обе съемки в воде и донных отложениях мелководной зоны устьевого взморья определялась с помощью атомно-абсорбционного метода концентрация тяжелых металлов (ТМ). Ее межгодовые изменения, по нашему мнению, определялись поступлением металлов с волжским стоком. В 2001 году по сравнению с предыдущим годом в воде уменьшилось содержание Mn, Zn, Cr, Cd, Hg и повысилась концентрация Ni и Pb, неизменным осталось только среднее содержание меди (табл. 6.14). Следует отметить, что по данным Астраханского ЦГМС в 2001 году сократилось относительно предыдущего года поступление меди и цинка в вершину дельты. Сток цинка уменьшился в три раза, с 7,2 до 2,4 тыс. тонн. При этом его концентрация в водах мелководной зоны уменьшилась на три порядка.

Таблица 6.14

Концентрация тяжелых металлов в водах мелководной зоны
устьевого взморья Волги

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая		Приглубая		Отмелая		Приглубая	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Mn, мг/л	0,008	0,004	0,008	0,005	0,009	0,002	0,010	0,003
Ni, мг/л	0	0,012	0	0,004	0	0,013	0	0,012
Zn, мг/л	0,030	0,0001	0,031	0,0003	0,028	0,0001	0,030	0,001
Cu, мг/л	0,005	0,007	0,006	0,011	0,006	0,010	0,006	0,014
Pb, мг/л	0,007	0,006	0,008	0,001	0,008	0,010	0,008	0,012
Cr, мг/л	0,003	0,002	0,003	0,006	0,004	0,001	0,003	0,004
Cd, мг/л	0,003	0,001	0,004	0,001	0,003	0,001	0,003	0,001
Hg, мкг/л	0,081	0,050	0,103	0,117	0,124	0,036	0,050	0,102

Пространственное распределение тяжелых металлов в водах мелководной зоны устьевого взморья было в 2000 году было достаточно однородным, каких-либо

существенных различий в содержании ТМ между ее восточной и западной частями, а также между отмелой и приглубой зоной выявлено не было. Это объясняется хорошим перемешиванием вод в условиях, благоприятствующих «задержке» пресного стока в Северном Каспии. Напомним, что пространственный градиент минерализации вод в мелководной зоне в 2000 г. был выражен не столь ярко, как в следующем году. Основной особенностью пространственного распределения ТМ в воде в этом году была область их пониженной концентрации в центральной части взморья. Пресные воды с повышенным содержанием ТМ следовали в приглубую зону двумя потоками из восточных и западных рукавов дельты, причем более ярко выраженным был восточный поток (рис. 6.8), что согласуется с отмеченными выше особенностями циркуляции вод во время проведения экспедиционных работ.

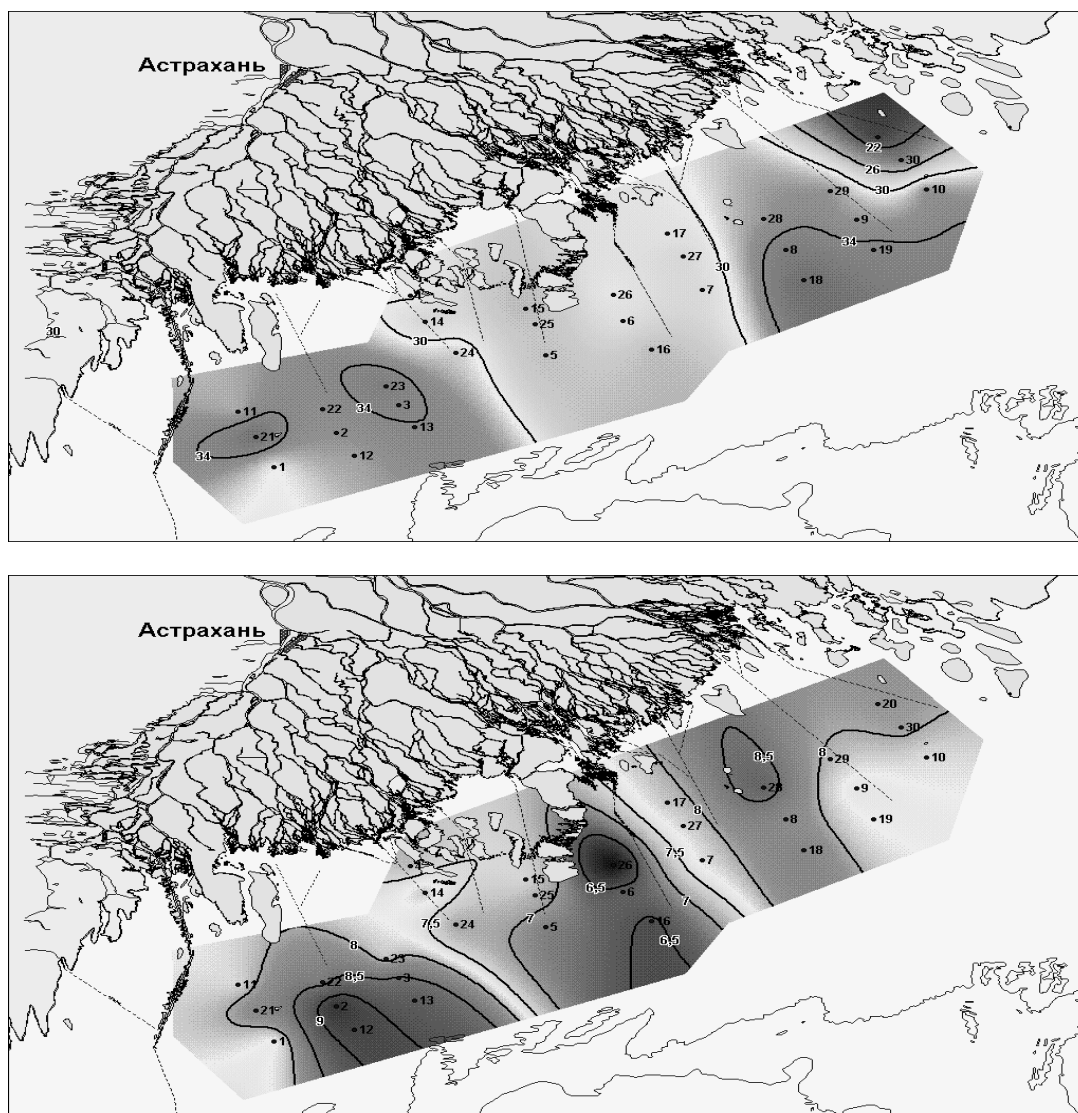


Рис. 6.8 Пространственное распределение содержания цинка (мкг/л) (верх) и свинца (мкг/л) (низ) в поверхностном слое воды мелководной зоны устьевой взморья р.Волги в августе 2000 г.

Картина пространственного распределения тяжелых металлов в воде в 2001 году была более «пестрой». Концентрация тех металлов, поступление которых с речным стоком, по всей вероятности, уменьшилось (Mn, Zn, Cr, Hg), повышалась в направлении от отмелей к приглубой зоне (рис. 6.9).

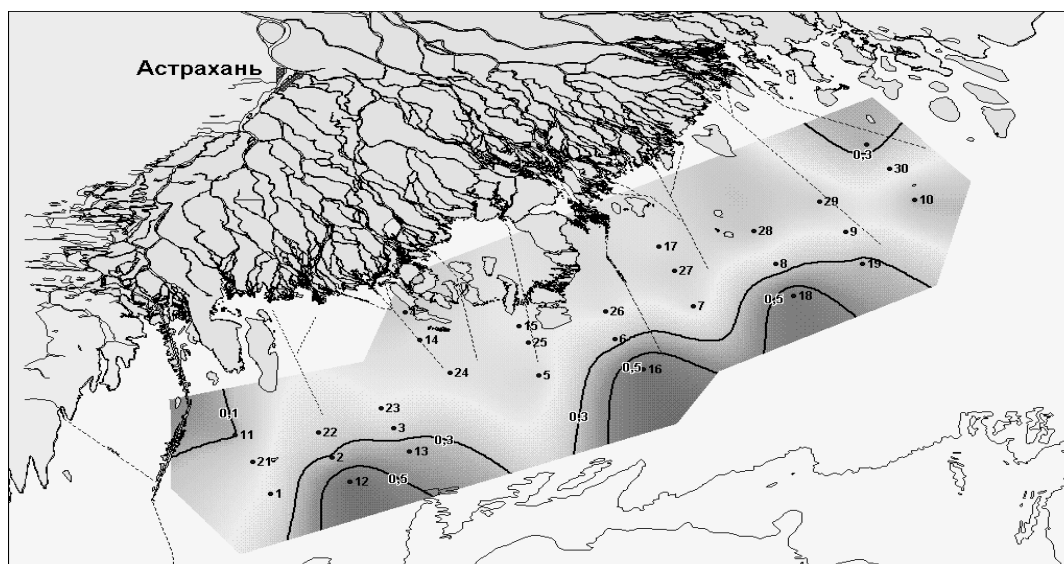


Рис. 6.9 Пространственное распределение содержания цинка (мкг/л) в придонном слое воды мелководной зоны устьевое взморья р.Волги в сентябре 2001 г.

Содержание в воде металлов, сток которых возрос (Ni, Pb), достигало максимума в восточной части дельты в зоне контакта наиболее пресных и наиболее соленых вод (максимальных градиентов минерализации) - (рис. 6.10).

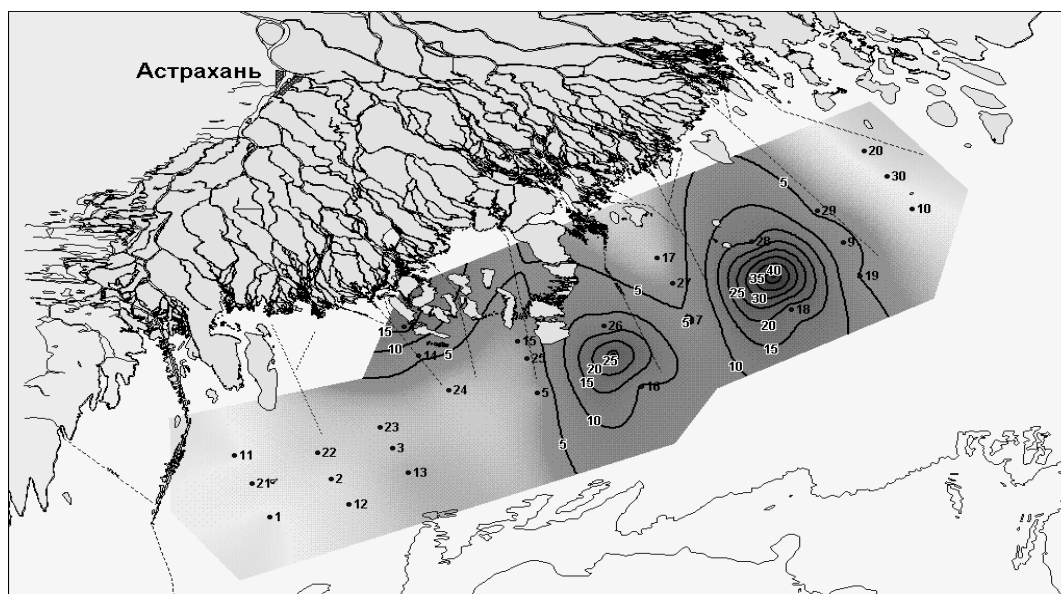


Рис. 6.10 Пространственное распределение содержания свинца (мкг/л) в придонном слое воды мелководной зоны устьевое взморья р.Волги в сентябре 2001 г.

Межгодовые изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях были аналогичны изменению их концентрации в воде и, по-видимому, также определялись их поступлением с речными водами. Исключением был только марганец, концентрация которого в воде в 2001 г. была ниже, чем в предыдущем году, а в донных отложениях, наоборот, возросла (табл. 6.15). В отсутствие данных о содержании марганца в речной воде можно только предполагать, что в 2001 году увеличилось поступление марганца исключительно во взвешенной форме.

Таблица 6.15

Концентрация тяжелых металлов в донных отложениях мелководной зоны
устьевого взморья Волги в 2001 и 2001 гг.

Показатели	Западная часть взморья				Восточная часть взморья			
	Отмелая		Приглубая		Отмелая		Приглубая	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Mn, мг/кг	40,6	299	42,4	128	34,1	111	41,9	122
Ni, мг/кг	2,24	14,2	2,26	9,33	2,61	8,24	1,68	8,56
Zn, мг/кг	12,3	13,9	18,4	9,25	9,69	6,71	16,9	7,76
Cu, мг/кг	3,87	6,20	3,24	3,03	4,40	1,99	3,46	2,02
Pb, мг/кг	0,550	2,73	0,500	1,72	1,02	1,39	0,340	1,54
Cr, мг/кг	74,9	18,1	70,2	9,55	72,4	6,995	79,9	7,76
Cd, мг/кг	0,216	0,043	0,256	0,035	0,211	0,032	0,174	0,036
Hg, мг/кг	0,015	0,004	0	0	0	0	0,024	0,002

Пространственное распределение тяжелых металлов в донных отложениях на первый взгляд было достаточно хаотичным. Для выявления его закономерностей нами были рассчитаны отношения концентраций ТМ в донных отложениях восточной и западной частей, а также приглубой и отмелой зон мелководного взморья. При этом делимым всегда выступала концентрация ТМ в зоне, в которую был направлен поток речных вод, а делителем – концентрация в зоне, из которой этот поток следовал. В расчетах учитывалось, что генеральным направлением движения вод является их путь из отмелей в приглубую зону, и то, что в 2000 году речные воды отклонялись от этого пути к востоку, а в 2001 году – к западу. Результаты расчетов использовались для построения диаграмм (рис. 6.11), на которых металлы располагались слева направо в порядке возрастания отношения их концентрации в приглубой зоне к концентрации в отмелой зоне.

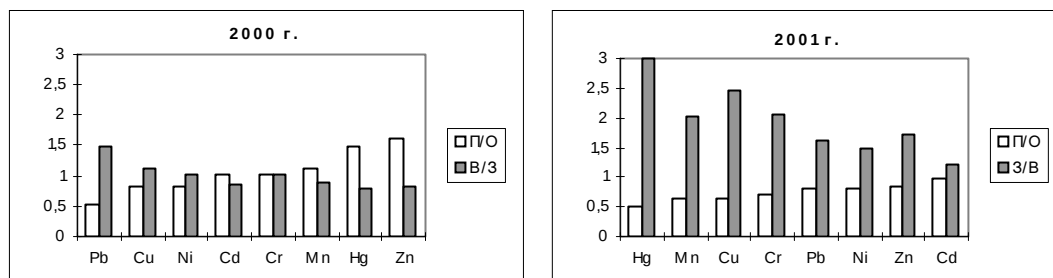


Рис. 6.11 Отношения концентрации ТМ в осадках одного района к их концентрации в осадках другого района взморья в 2000 и 2001 гг. (П/О – отношение концентрации в приглубой зоне к концентрации отмелой зоне; В/З – отношение концентрации в восточной части к концентрации в западной части; З/В – отношение концентрации в западной части к концентрации в восточной части)

По нашему мнению указанное отношение, обозначенное на диаграмме как «П/О», является показателем эффективности работы второй «ступени» природных «очистных сооружений» устьевой области Волги. Чем меньше это отношение, тем больше взвешенных частиц, содержащих тяжелые металлы, оседает в отмелой зоне, тем, следовательно, выше эффективность «очистки». И, наоборот, чем выше это отношение, тем больше тяжелых металлов во взвешенной форме выносятся из отмелей в приглубую зону, тем ниже эффективность работы второй «ступени». Отношение концентрации того или иного вещества в приглубой зоне к его концентрации в отмелой зоне можно назвать коэффициентом переноса (в данном случае тяжелых металлов).

Осаждение металлов в пределах мелководной зоны происходит неравномерно. Как правило, в той ее части, к которой отклоняется поток речных вод, концентрация металлов

в донных отложениях выше, чем в части, из которой этот поток берет начало (в 2000 году путь речных вод в приглубую зону проходил через восточную часть отмелой зоны, а в 2001 году – через западную). Очевидно, что отношение «В/З» (в 2000 г.) или «З/В» (в 2001 г.) характеризует степень осаждения металлов по пути следования речных вод, в связи с чем его можно назвать коэффициентом накопления.

На диаграмме хорошо видна обратно пропорциональная зависимость между коэффициентами накопления и переноса тяжелых металлов в мелководной зоне. Согласно этой зависимости, чем больше металла осаждается по пути движения речных вод, тем меньше его выносится в приглубое взморье и, наоборот, чем больше металла выносится в приглубое взморье, тем меньше его выпадает в осадок из потока речных вод. Так, благодаря выбранной схеме анализа данных, беспорядочное (на первый взгляд) распределение ТМ в донных отложениях мелководной зоны в конечном счете оказалось яркой демонстрацией закона сохранения вещества.

Как следует из полученных данных, эффективность работы второй «ступени» природных «очистных» сооружений в 2000 году была значительно ниже, чем в следующем году. Только три из восьми металлов, а именно Pb, Cu и Ni, в 2000 году аккумуляровались в отмелой зоне, а остальные выносились из нее в приглубую зону, что хорошо видно на примере распределения концентрации цинка в донных отложениях (рис. 6.12).

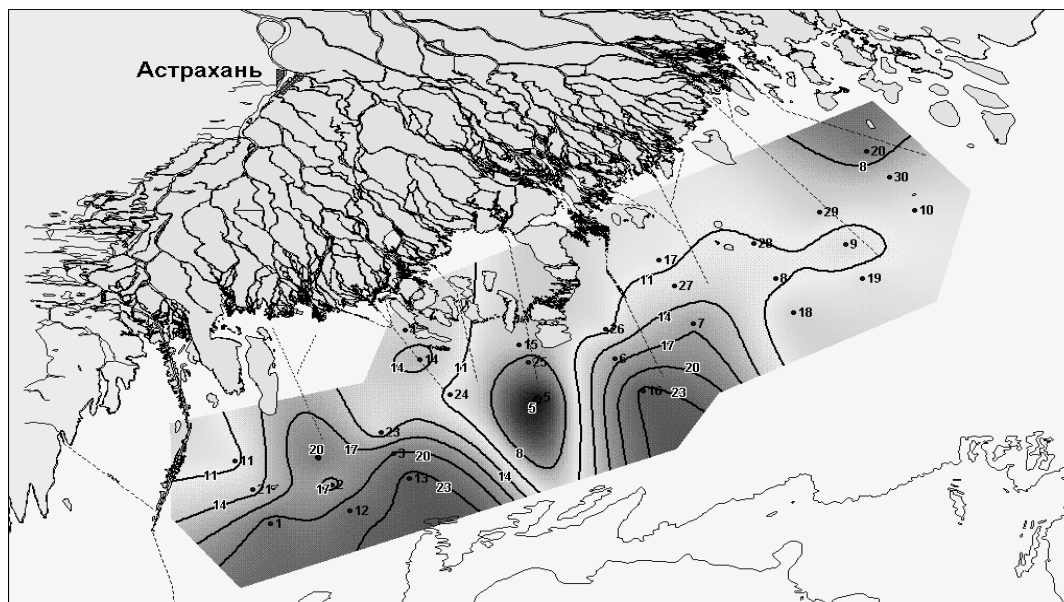


Рис. 6.12 Пространственное распределение содержания цинка (мг/кг) в донных отложениях мелководной зоны устьевое взморья р.Волги в августе 2000 г.

В 2001 году у всех металлов отношение их концентрации в осадках приглубой зоны к концентрации в осадках отмелой зоны было меньше единицы. Причиной тому может быть не только аккумуляция металлов в отмелой зоне, то есть повышение эффективности «очистки», но и активизация их переноса из приглубой зоны по бороздинам Северного Каспия далее в среднюю часть моря, для иллюстрации чего нами также выбрано распределение концентрации цинка в донных отложениях (рис. 6.13).

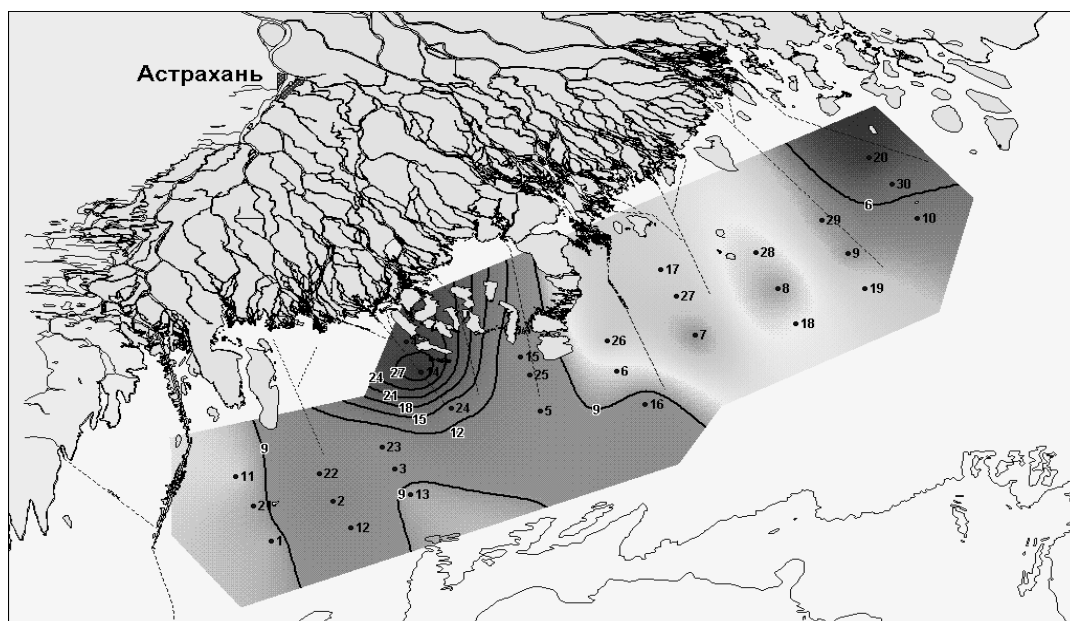


Рис. 6.13 Пространственное распределение содержания цинка (мг/кг) в донных отложениях мелководной зоны устьевом взморья р.Волги в сентябре 2001 г.

У всех металлов отношение их концентрации в осадках приглубой зоны к концентрации в осадках отмелой зоны в 2001 г. оказалось ниже, чем в предыдущем году. Исключением был только свинец, в отношении которого эффективность «очистки» снизилась, и никель, в отношении которого она не изменилась. По нашему мнению на поведение этих металлов в мелководной зоне влияют биохимические процессы, то есть им больше присуща биогенная миграция в составе «живого вещества». При высоком уровне первичной продукции, как это было в 2001 году, эти металлы легче переносятся из отмелой в приглубую зону (рис. 6.14 и 6.15).

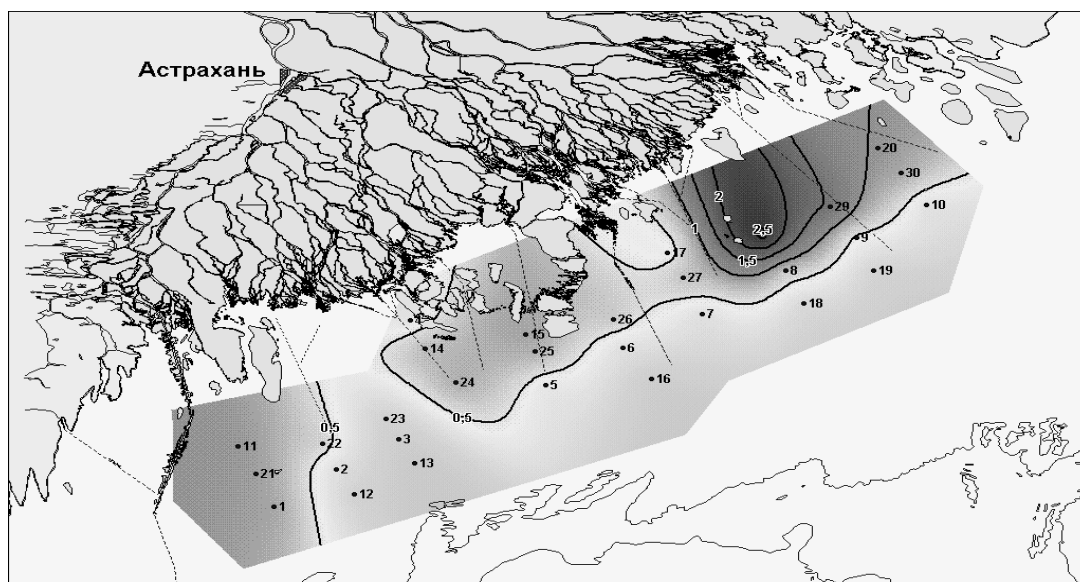


Рис. 6.14 Пространственное распределение содержания свинца (мг/кг) в донных отложениях мелководной зоны устьевом взморья р.Волги в августе 2000 г.

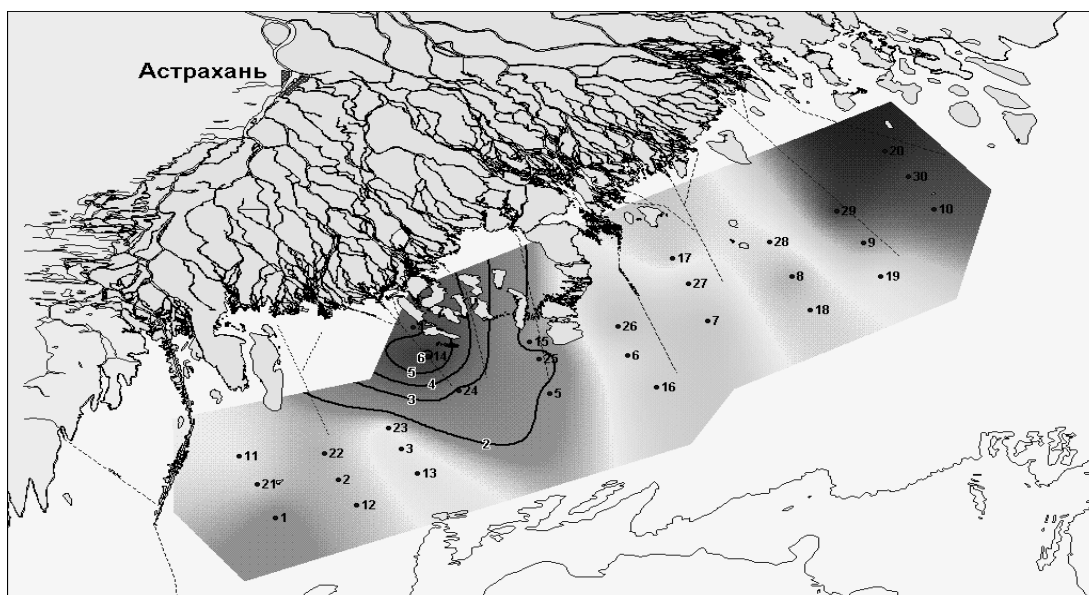


Рис. 6.15 Пространственное распределение содержания свинца (мг/кг) в донных отложениях мелководной зоны устьевого взморья р.Волги в сентябре 2001 г.

Подводя итоги данного раздела, следует отметить, что в нем не только нашло подтверждение, но и было дополнено высказанное в предыдущей главе предположение о том, что «задержка» опресненных вод в Северном Каспии способствует накоплению загрязняющих веществ в приглубой зоне. В частности было показано, что это накопление обусловлено не только снижением водообмена между этой зоной и более глубокими частями моря, но и усилением выноса в нее загрязняющих веществ из отмелой зоны.

Кроме того, выяснилось, что эффективность работы природных «очистных сооружений» устьевой области Волги (как минимум, их второй «ступени») существенно зависит от «нагрузки», то есть от поступления загрязняющих веществ с волжским стоком. При увеличении «нагрузки», эффективность «очистки» снижается. Для нефтяной компании «ЛУКОЙЛ», на лицензионный участок которой поступают воды, прошедшие через вторую «ступень», процессы, происходящие в отмелой зоне, имеют большое значение как для оценки, так и для регулирования воздействия своей производственной деятельности на морскую среду.

6.3 Структура «Хвалынская», январь-июль 2001 года

Программа производственного экологического мониторинга ОАО НК «ЛУКОЙЛ» на Северном Каспии предусматривает проведение наблюдений за состоянием и загрязненностью морской среды на полигонах трех уровней, в т.ч. в непосредственной близости от производственных объектов. По сравнению с другими полигонами здесь наблюдения проводятся чаще, как в пространстве (станции удалены друг от друга на расстояние 500 м), так и во времени (съемки проводятся ежемесячно). Сделано это с целью выявления даже слабого (учитывая использование компанией принципа «нулевого сброса») воздействия производственной деятельности на морскую среду.

Материалами для данного исследования послужили данные наблюдений, проводившихся в соответствии с программой производственного экологического мониторинга в районе расположения СПБУ «Астра» в период с января по август 2001 года во время буровых работ на скважине «Хвалынская-3», всего за этот период было выполнено 8 съемок. Выбор именно этих материалов обосновывается тем, что они

охватывают различные сезоны года и район, расположенный на границе между Северным и Средним Каспием, что представляет интерес для данной работы. Полученные результаты сравниваются с данными многолетних наблюдений Росгидромета, а также с результатами комплексных экологических исследований, проводившихся на структуре «Хвалынская» по заданию ОАО «ЛУКОЙЛ» в 1997-2000 гг. (Экологическая политика ОАО «ЛУКОЙЛ» на Каспийском море, т.1, 2000).

В целом за период с октября 2000 г. по август 2001 г. солевой баланс Северного Каспия был отрицателен (см. гл. 5), увеличивалась площадь опресненной зоны в пределах его акватории и снижалась соленость воды. Резкое повышение запаса солей произошло только в сентябре 2001 года, так как в октябре солевой баланс Северного Каспия стал отрицательным. Однако по данным наблюдений, проводившихся по программе производственного экологического мониторинга, соленость воды на границе между Северным и Средним Каспием в течение всего времени (с января по август 2001 г.) была несколько выше обычной для этого района моря.

Пределы изменчивости солености были достаточно узки – от 12,3 до 12,7‰. Кратковременное опреснение, охватывающее только поверхностный слой, наблюдалось в январе и марте, более продолжительным оно было в период с мая по июль 2001 г. Наибольшие значения солености при слабо выраженном вертикальном градиенте, были зарегистрированы в феврале, апреле и августе. Характер изменений солености указывает на низкую в течение всего времени, кроме периода половодья, интенсивность водообмена между Средним и Северным Каспием, что благоприятствует опреснению последнего и, таким образом, подтверждает результаты расчетов солевого баланса.

В сезонном ходе температуры воды не было ничего необычного. Наименьшая средняя температура воды (около 5 градусов) наблюдалась в феврале, при этом она была выше нормы, что объясняется относительно теплой зимой. Наибольшая температура воды была зарегистрирована в августе (около 26 градусов), что также выше, чем обычно в это время года. С января по март распределение температуры воды по вертикали было однородным. В апреле началось формирование сезонного термоклина. В июле и августе разница по температуре воды между поверхностным и придонным слоями достигла 14 градусов. Летняя температурная стратификация является одной из наиболее характерных черт гидрологического режима рассматриваемого района, термоклин располагается на глубине от 15 до 20 метров.

Горизонтальное распределение солености и температуры воды, как правило было однородным в связи с небольшой площадью акватории, охваченной наблюдениями. Однако в период их проведения в районе расположения СПБУ было выявлено несколько динамических структур, по-видимому, свойственных этой части моря. Так, в январе наиболее яркой чертой пространственной изменчивости температуры воды, как в поверхностном, так и придонном слоях, оказались замкнутые в кольцо изотермы, находящиеся в центральной части полигона. Они указывали на расположение здесь антициклонического вихря, зоны интенсивной конвергенции и опускания вод, в центре которой температура воды у дна, была с одной стороны такой же, как на поверхности, а с другой заметно (на 0,2-0,3 градуса) ниже, чем в окружающей водной толще. Расположение изогалин в поверхностном и придонном слоях также указывает на существование антициклонической завихренности вод. Особенно хорошо это было выражено в придонном слое, где зона пониженной солености четко очерчивалась несколькими кольцевыми изолиниями (рис. 6.16).

От состояния и степени однородности водной массы в существенной степени зависела изменчивость гидрохимических условий в районе работ. Наибольшие значения водородного показателя и биологического потребления кислорода были зафиксированы в феврале (табл. 6.16), когда, судя по другим гидрохимическим показателям (см. ниже), в районе работ произошла первая массовая «вспышка» в развитии фитопланктона. Следует отметить, что в этом месяце среднее значение БПК₅ превысило ПДК, установленную для рыбохозяйственных водоемов (2,0 мгО₂/л), однако, по нашему мнению, это было связано не с загрязнением морских вод, а с увеличением содержания в воде лабильного ОВ за счет синтеза его фитопланктоном.

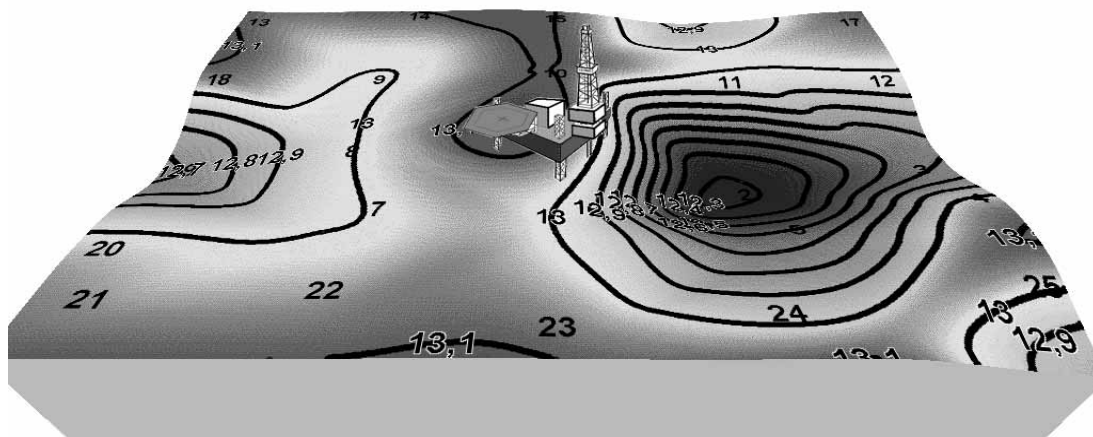


Рис.6.16 Пространственное распределение солености (‰) в придонном слое воды в районе расположения СПБУ «Астра» в январе 2001 г.

Повышенные значения водородного показателя были зафиксированы также в апреле (от поверхности до дна) и в августе (только на поверхности). Интересно, что высокие значения рН были зарегистрированы в месяцы, когда соленость также достигала своих наибольших значений. Это говорит о том, что продукция фитопланктона в среднекаспийских водах в данном районе, достаточно удаленном от берегов, может быть выше, чем северокаспийских вод, продукционный потенциал которых падает по мере их удаления от устья Волги. Следует также отметить, что наибольшие вертикальные градиенты рН и БПК наблюдались в июле и августе, то есть после завершения процесса формирования температурной стратификации.

Таблица 6.16

Водородный показатель (ед. рН) и БПК₅ (мгО₂/л) морских вод в районе проведения поисково-разведочного бурения в период с января по август 2001 года

Показатель	Горизонт	Месяцы							
		январь	февраль	март	апрель	май	июнь	июль	август
рН	0	8,45	8,58	8,48	8,55	8,46	8,49	8,51	8,54
	дно	8,44	8,57	8,47	8,55	8,50	8,50	8,41	8,34
БПК ₅	0	1,51	2,16	1,56	1,48	1,47	1,75	1,90	1,65
	дно	1,32	2,17	2,10	1,49	1,45	1,56	1,60	1,43

Результаты гидрохимических исследований, проводившихся в рамках программы производственного экологического мониторинга, позволяют дополнить современные представления о процессах формирования кислородного режима Каспийского моря. Как известно, важная роль в этих процессах отводится зимней конвекции, способствующей обогащению придонных вод кислородом, которые впоследствии, стекая в глубоководные котловины моря, способствуют повышению там запасов кислорода (Пахомова, Затучная, 1966; Каспийское море, 1969; Каспийское море, 1986).

Данные гидрохимических наблюдений в январе 2001 года, когда в районе СПБУ было зафиксировано появление антициклонического вихря, показывают, что обогащение придонных вод кислородом помимо конвекции может быть обусловлено антициклонической циркуляцией вод, в буквальном смысле «закачивающей» насыщенные кислородом воды из поверхностного слоя в придонный. На картах пространственного распределения абсолютного и относительного содержания кислорода в морской воде, одна из которых изображена на рис. 6.17, нашло четкое отражение существование антициклонической завихренности, зоны конвергенции и опускания вод, в центре которой (как в поверхностном, так и в придонном слоях) была зафиксирована максимальная концентрация кислорода в воде и степени насыщения морских вод кислородом.

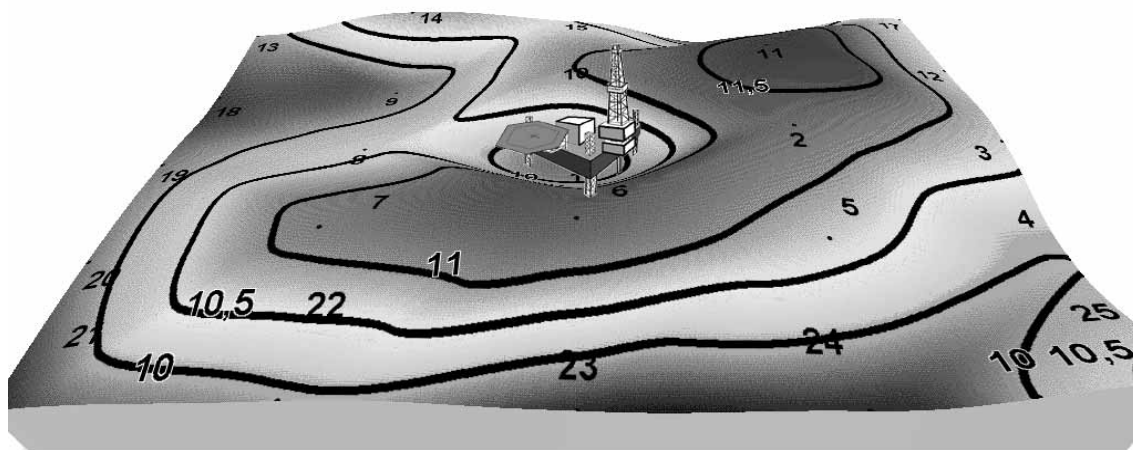


Рис.6.17 Пространственное распределение содержания растворенного кислорода (мл/л) в придонном слое воды в районе расположения СПБУ «Астра» в январе 2001 г.

По данным гидрохимических наблюдений максимальная концентрация и степень насыщения морских вод кислородом в районе СПБУ были зафиксирована в феврале (табл. 6.17), то есть тогда же, когда наблюдались наибольшие значения pH и BPK_5 , что свидетельствует о высокой активности процессов фотосинтеза в это время года в районе расположения СПБУ. Ниже, чем в феврале, но выше, чем в другие месяцы была степень насыщения вод кислородом в апреле, когда, судя по значению pH , процессы фотосинтеза протекали весьма активно. Однако, в августе, несмотря на высокое значение pH в поверхностном слое воды, степень насыщения вод кислородом была относительно низкой. Таким образом, гидрохимические данные указывают на активизацию жизнедеятельности фитопланктона, как минимум, в два месяца (феврале и апреле).

Таблица 6.17

Содержание растворенного в воде кислорода в районе проведения поисково-разведочного бурения в период с января по август 2001 года

Показатель	Гори- зонт	Месяцы							
		январь	февраль	март	апрель	май	июнь	июль	август
O ₂ мг/л	0	11,07	14,44	11,12	11,83	9,47	8,23	7,84	7,62
	дно	10,36	13,40	10,34	11,37	9,99	9,29	9,29	6,61
O ₂ %	0	96,7	125,4	97,7	107,6	106,5	102,5	103,1	102,2
	дно	91,1	116,6	90,9	99,8	93,6	87,1	85,6	66,6

Во временной изменчивости содержания кислорода в воде в районе расположения СПБУ прослеживается еще одна интересная черта. В первые три месяца для всей водной массы от поверхности до дна был характерен либо небольшой дефицит кислорода (январь и март), либо пересыщение вод кислородом (февраль). В последующие месяцы, когда происходил интенсивный прогрев поверхностного слоя вод, степень насыщения его кислородом была выше, а придонного слоя - ниже 100%. Выявленное в период с апреля по август различие в насыщении вод кислородом между поверхностным и придонным слоями, указывает, что формирование температурной стратификации способствует возникновению стратификации химической и биологической, выражающейся в различной направленности биохимических процессов в разных слоях воды. Судя по степени насыщения вод кислородом, на поверхности преобладали продукционные процессы, а в придонном слое – деструкционные. Запасы кислорода под термоклином к концу лета истощились, в придонном слое в августе была зафиксирована гипоксия, однако абсолютная концентрация кислорода оставалась достаточно высокой.

На временную изменчивость содержания биогенных элементов в морской воде влияли не только изменения гидрологических условий, но и динамика продукционно-деструкционных процессов, функционирование биологических сообществ планктона. В целом картину этой изменчивости, основываясь на обобщенных данных наблюдений (табл. 6.18), можно представить следующим образом. В январе на фоне относительно низкой солености концентрация биогенных элементов была близкой к минимуму, свойственному всему периоду наблюдений (январь-август 2001 г.). Это свидетельствует о довольно активной вегетации водорослей в Северном Каспии в условиях теплой зимы. В феврале приток в район расположения СПБУ среднекаспийских вод способствовал повышению концентрации биогенных элементов, и, тем самым, активизации процессов фотосинтеза.

В марте и по содержанию биогенных элементов и по солености морских вод гидрохимическая ситуация в районе расположения СПБУ была неким средним между теми ситуациями, что наблюдались в январе и феврале. По-видимому, в формировании этой ситуации большую роль сыграло смешение вод различного происхождения. Соленость морских вод в апреле практически не отличалась от той, что наблюдалась в феврале, но концентрация биогенных элементов в среднекаспийских водах к этому времени уменьшилась примерно в два раза. В мае, так же, как в январе и марте, морские воды в районе расположения СПБУ носили смешанный характер, при это относительно указанных месяцев в них резко снизилась концентрация минерального фосфора и столь же резко возросла концентрация растворенного кремния и аммонийного азота. Причиной этого, по всей вероятности был дефицит фосфора, лимитирующий процессы потребления кремния и азота.

Таблица 6.18

Содержание биогенных элементов в морской воде в районе проведения поисково-разведочного бурения в период с января по август 2001 года

Показатель	Горизонт	Месяцы							
		январь	февраль	март	апрель	май	июнь	июль	август
P-PO ₄ , мкг/л	0	2,8	10,0	6,8	4,9	2,6	6,4	3,9	2,8
	дно	2,7	12,9	5,5	3,6	2,6	11,8	4,3	3,3
Si-SiO ₂ , мкг/л	0	233	376	404	208	515	365	256	235
	дно	231	451	320	154	611	344	297	676
N-NH ₄ , мкг/л	0	56,5	94,2	71,6	75,1	171,4	64,2	38,5	80,5
	дно	41,3	85,3	74,6	92,6	170,5	53,7	54,3	53,5

В июне под влиянием притока опресненных волжским стоком морских вод в район исследований здесь было зафиксировано увеличение содержания минерального фосфора и, одновременно, уменьшение содержания аммонийного азота и растворенного кремния. Это подтверждает высказанное мнение о лимитировании дефицитом фосфора процессов потребления азота и кремния. В последующие месяцы формирование режима биогенных элементов происходило по тому же пути, что и весной. Сначала (в июле) снижалась концентрация всех биогенных элементов. Затем (в августе) в связи истощением запасов минерального фосфора повысилась концентрация аммонийного азота и растворенного кремния в морской воде.

Таким образом, по данным гидрохимических наблюдений в период проведения исследований в районе расположения СПБУ наблюдались две сходные по своему характеру сукцессии планктонного сообщества, вызванные разными причинами (весенняя – сформированным в зимний период запасом биогенных веществ, летняя – поступлением биогенных солей в половодье). При этом, судя по степени насыщения вод кислородом, весной активность фотосинтетических процессов была выше, чем летом.

Обобщая изложенное выше, можно сказать, что пространственно-временная изменчивость гидрохимических условий в районе расположения СПБУ в период проведения наблюдений формировалась под воздействием трех факторов: термических условий, динамики вод и изменений биохимической активности планктона. Каких-либо других факторов, влияющих на эту изменчивость, тем более, связанных с проведением буровых работ, выявлено не было.

Изучение пространственно-временной изменчивости содержания загрязняющих веществ (ЗВ) в морской среде вблизи потенциального источника ее загрязнения позволяет установить, действительно имели место сбросы загрязняющих веществ или нет. О загрязнении морской среды свидетельствуют, во-первых, увеличение концентрации ЗВ по мере приближения к потенциальному источнику, во-вторых, накопление ЗВ в морской среде, наиболее ярко выраженное в непосредственно прилегающей к нему зоне.

Поэтому с целью оценки воздействия буровых работ на морскую среду, которое, как известно, более всего выражено в загрязнении, район наблюдений был разбит на два полигона: полигон «А», включающий 9 станций расположенных в радиусе не более 750 метров от СПБУ, и полигон «Б», включающий 16 станций, расположенных в радиусе от 1000 до 1500 метров от СПБУ. Сделано это было, исходя из предположения, что влияние сбросов загрязняющих веществ с буровой платформы, если бы таковые производились, в первую очередь должно было отразиться на содержании загрязняющих веществ в морской среде в непосредственной близости от буровой платформы.

В соответствии с программой производственного экологического мониторинга в число контролируемых показателей загрязненности морской среды были включены нефтяные углеводороды (НУ) и тяжелые металлы (ТМ), то есть основные загрязняющие вещества, постоянно присутствующие в буровых отходах.

По данным наблюдений концентрация НУ в морской воде была подвержена слабым колебаниям, пределы которых (от 0 до 0,04 мг/л) оказались значительно уже пределов изменчивости этого показателя на структуре «Хвалынская» в периоды 1983-1922 гг. и 1997-2000 гг. (табл. 6.19). Средняя за весь период наблюдений (январь-август 2001 г.) концентрация нефтяных углеводородов в морской воде не превышала ПДК и также оказалась существенно ниже среднего значения по данным многолетних наблюдений. То же самое можно сказать о содержании нефтяных углеводородов в донных отложениях, в большинстве проб которых концентрация НУ не превышала предела обнаружения (0,02 мг/кг).

Таблица 6.19

Содержание нефтяных углеводородов в морской воде (мг/л) и донных отложениях (мг/кг) в районе проведения поисково-разведочного бурения в период с января по август 2001 года в сравнении с данными предыдущих наблюдений (в числителе - средняя, в знаменателе - максимальная концентрация)

Показатель	Месяцы 2001 г.								Периоды, гг.		
	1	2	3	4	5	6	7	8	2001	1997-2000	1983-1992
НУ, мг/л	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,03}{0,04}$	$\frac{0,02}{0,04}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,04}$	$\frac{0,04}{0,69}$	$\frac{0,12}{1,05}$
НУ, г/кг	$\frac{0,04}{0,04}$	$\frac{<0,02}{<0,02}$	$\frac{0,04}{0,04}$	$\frac{0,03}{0,03}$	$\frac{0,02}{0,02}$	$\frac{0,02}{0,03}$	$\frac{0,03}{0,03}$	$\frac{0,04}{0,05}$	$\frac{0,03}{0,05}$	$\frac{0,01}{0,09}$	—

Примечание: Средняя концентрация НУ в донных отложениях за каждый месяц и в целом за весь период наблюдений 2001 г. рассчитана по данным анализа проб, в которых содержание НУ превышало пределы обнаружения (таких проб за весь период наблюдения было 9%).

Кроме того, в зоне, непосредственно прилегающей к СПБУ (полигон «А») концентрация нефтяных углеводородов не превышала таковую за пределами этой зоны (полигон «Б»). Следует отметить также, что ни на полигоне «А», ни на полигоне «Б» не было отмечено тенденции, позволяющей говорить о накоплении нефтяных углеводородов в морской воде (рис.6.18). Результаты анализа пространственно-временной изменчивости содержания НУ в морской среде в районе проведения поисково-разведочного бурения свидетельствуют о том, что сбросы нефтесодержащих отходов с буровой платформы не производились.

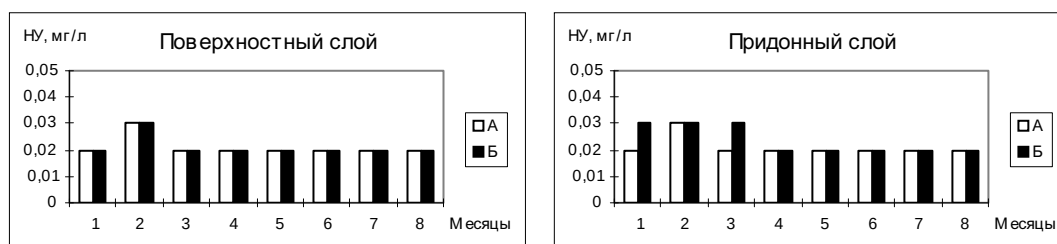


Рис. 6.18 Средняя концентрация нефтяных углеводородов (мг/л) в поверхностном и придонном слоях воды на полигонах «А» и «Б» в районе проведения поисково-разведочного бурения

В воде и донных отложениях производилось определение 11 тяжелых металлов, однако, концентрация в воде трех из них (ртути, хрома и мышьяка) не превышала пределов обнаружения (для ртути 0,002 мг/л, для мышьяка и хрома 0,01 мг/л). Присутствие кадмия в воде было зарегистрировано только в январе и мае. Концентрация бария в морской воде в течение всего периода наблюдений оставалась практически неизменной (0,1 мг/л), а его распределение в морской среде носило однородный характер. В связи с этим далее в комплексе рассматривается поведение только шести металлов (Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Pb) в морской среде. В программу наблюдений входило также определение гранулометрического состава донных отложений (табл. 6.20). В поверх-

ностном слое морских осадков преобладала песчано-алевритовая фракция, на фоне которой четко выделялись поля ракуши.

Таблица 6.20

Гранулометрический состав донных отложений (%) в районе проведения поисково-разведочного бурения в период с января по август 2001 года

Фракция	Месяцы 2001 г.							
	Январь	Февраль	Март	Апрель	Май	Июнь	Июль	Август
>1,6 мм	39,6	30,6	33,5	29,7	29,8	31,3	34,1	34,9
1,6-0,4 мм	9,9	9,9	8,2	7,5	7,2	6,4	11,1	9,6
0,4-0,1 мм	21,0	21,0	19,5	19,9	20,8	26,0	25,6	26,3
0,1-0,063 мм	27,5	37,0	38,3	42,3	41,6	36,2	28,7	28,9
<0,063 мм	1,9	1,6	0,4	0,6	0,6	0,5	0,5	0,4

Анализ временной изменчивости содержания шести рассматриваемых металлов в морской среде позволяет разделить их на две основные группы. В первую группу вошли металлы (Fe, Mn, Pb), у которых изменения концентрации в воде совпадали по направлению с изменениями их концентрации в донных отложениях. При этом названные металлы отличались друг от друга по характеру временного хода их содержания в морской среде. Хотя и в этом характере у них проявилась одна сходная черта, а именно, повышенные значения концентрации металлов были зарегистрированы в месяцы, когда наблюдалась адвекция опресненных вод в район расположения СПБУ (январь, март, май-июль). Взглянув на графики временного хода содержания этих металлов в морской среде (рис. 6.19), легко увидеть, что они поступали в район исследований своеобразными «волнами». В январе адвекция опресненных вод привела к повышению содержания свинца в воде и донных отложениях (первая «волна»), в марте то же произошло с железом (вторая «волна»), а в мае-июле – с марганцем (третья «волна»).

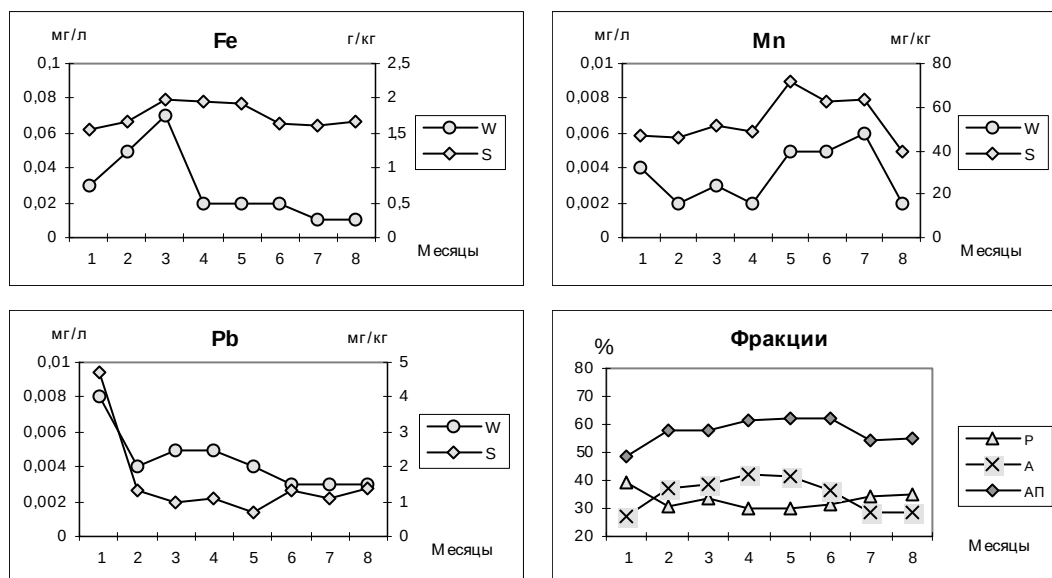


Рис. 6.19 Изменения концентрации металлов (Fe, Mn, Pb) в воде (W, мг/л) и донных отложениях (S, мг/кг, г/кг), гранулометрического состава донных отложений (%), А - алевритовая фракция (0,1-0,063 мм), Р - ракуша (> 1,6 мм), АП - алевритово-песчаная фракция (0,4-0,063 мм)

По нашему мнению, первая «волна» принесла в район исследований в основном органическую взвесь (детрит), содержащую свинец. В обогащении свинцом донных

отложений, в это время, по-видимому, важную роль играли моллюски биофильтраторы, так как пространственное распределение Pb в донных отложениях совпадало с пространственным распределением ракушки (рис. 6.20), концентрация которой в это время была максимальной (40%) за весь период наблюдений.

В период с января по апрель в донных отложениях увеличилось содержание алевритовой фракции (с 28 до 42%) и, соответственно, уменьшилось содержание ракушки (с 40 до 30%). По-видимому, в это время в связи с весенней активизацией штормовой деятельности, происходил активный вынос в район исследований (южный склон Мангышлакского порога) терригенного взвешенного материала из Северного Каспия. Пространственное распределение железа в донных отложениях совпадало с пространственным распределением алевритовой фракции во все съемки, в т.ч. январскую (рис. 6.21) и апрельскую (рис. 6.22), из чего следует, что Fe является хорошим «маркером» терригенных осадков. Взмучивание донных отложений, по-видимому, способствовало не только переносу взвешенного материала, но и к «высвобождению» железа в воду, где его концентрация также повысилась настолько, что превысила предельно-допустимую норму, установленную для рыбохозяйственных водоемов (0,05 мг/л).

На своеобразное «перетряхивание» поверхностного слоя осадков, произошедшее в период с января по апрель, указывает увеличение площади распространения алевритовых осадков (рис. 6.21 и 6.22), уменьшение площади и изменение формы поля ракушки (рис. 6.20 и 6.23). В апреле распределение свинца в донных отложениях уже не совпадало с распределением ракушки (рис. 6.23), его концентрация в крупнозернистых осадках по сравнению с январем резко снизилась (с 5-6 до 0,5-0,6 мг/кг). Поскольку в тонкозернистых отложениях она осталась на прежнем уровне (1-2 мг/кг), то в апреле повышенные концентрации Pb так же, как и других металлов, тяготели к алевритовым осадкам, то есть к некоему «фону», формирующемуся в отсутствие «свежего» притока свинца. Время пребывания свинца в биогенных осадках, по-видимому, ограничено. Уже в феврале концентрация Pb в донных отложениях снизилась. Возможно, что из них он опять попадает в воду. Об этом свидетельствует некоторое повышение концентрации свинца в морской воде в период с февраля по апрель на фоне уменьшения его содержания в донных отложениях.

В период с апреля по июнь содержание алевритовой фракции в донных отложениях уменьшалось, ракушки – оставалось практически неизменным. Зато повысилось содержание мелкого песка (0,4-0,1мм) с 20 до 26%. Одновременно, повысилась концентрация марганца в воде и донных отложениях. Несмотря на опреснение вод, вряд ли это связано с поступлением Mn с речным стоком, уж очень далеко находится рассматриваемый район от дельты Волги. Скорее всего, в это время продолжал работать «вибрационный стол» Северного Каспия. Зимой с него был «сброшен» в Средний Каспий наиболее легкий органогенный детрит, затем настала очередь более тяжелого терригенного алеврита, вслед за которым в поток взвешенного материала был вовлечен даже мелкий песок. Последнее, по-видимому, характерно только для южного морского склона Мангышлакского порога, где проводились наблюдения. Судя по приведенным данным, можно предполагать, что одновременно со «сбросом» той или иной фракции с «вибрационного стола» происходило частичное «высвобождение» в воду связанных с ней металлов. Сначала это был свинец, затем железо, а потом марганец.

С июня по август в донных отложениях вновь увеличилось содержание ракушки. По-видимому, причинами тому были временное прекращение работы «вибрационного стола», обусловленное снижением штормовой активности, и переход от пелагического к донному образу жизни нового поколения моллюсков. Некоторое увеличение содержания свинца в донных отложениях коснулось только «фона» и не было связано с биогенной седиментацией, так как повышенные концентрации Pb так же, как и других металлов, тяготели к алевритовым отложениям (рис. 6.24 и 6.25).

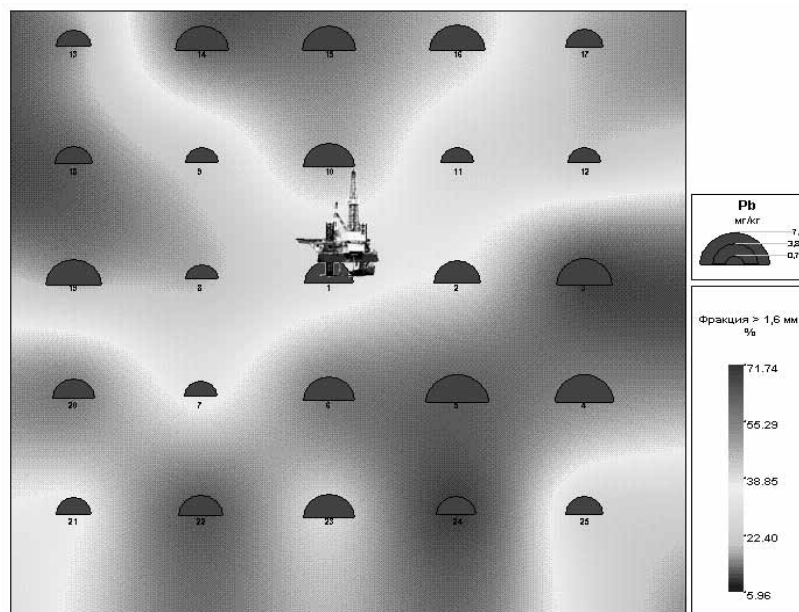


Рис. 6.20 Пространственное распределение свинца (мг/кг) и гранулометрической фракции >1,6 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в январе 2001 г.

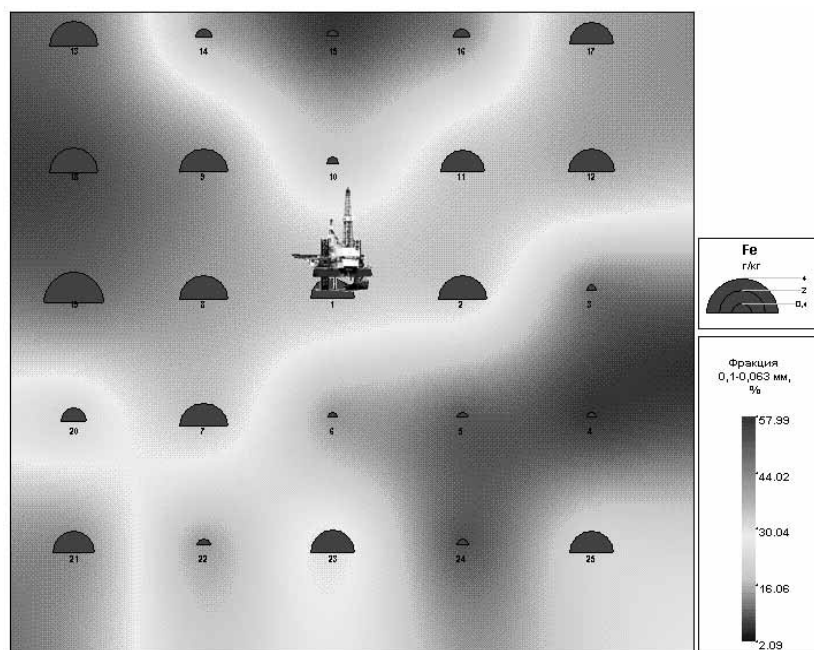


Рис. 6.21 Пространственное распределение железа (мг/кг) и гранулометрической фракции 0,1-0,063 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в январе 2001 г.

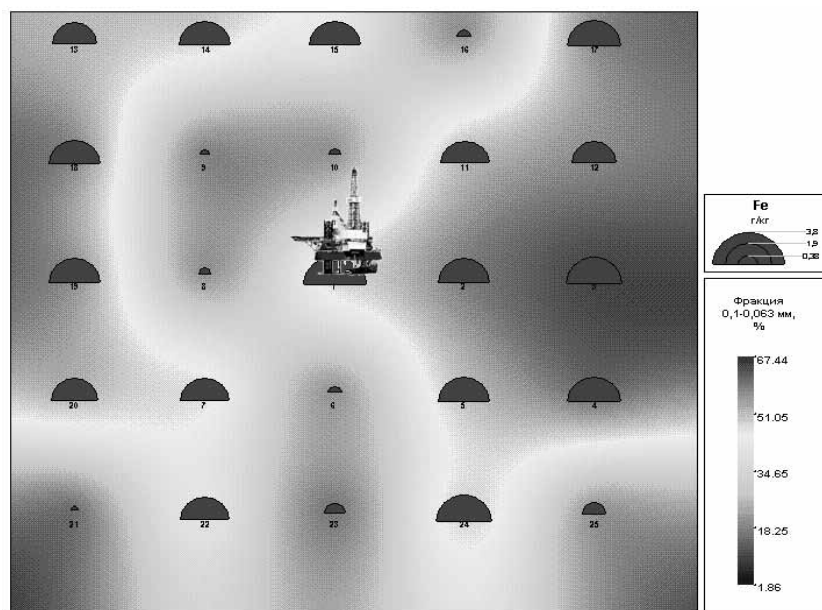


Рис. 6.22 Пространственное распределение железа (мг/кг) и гранулометрической фракции 0,1-0,063 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в апреле 2001 г.

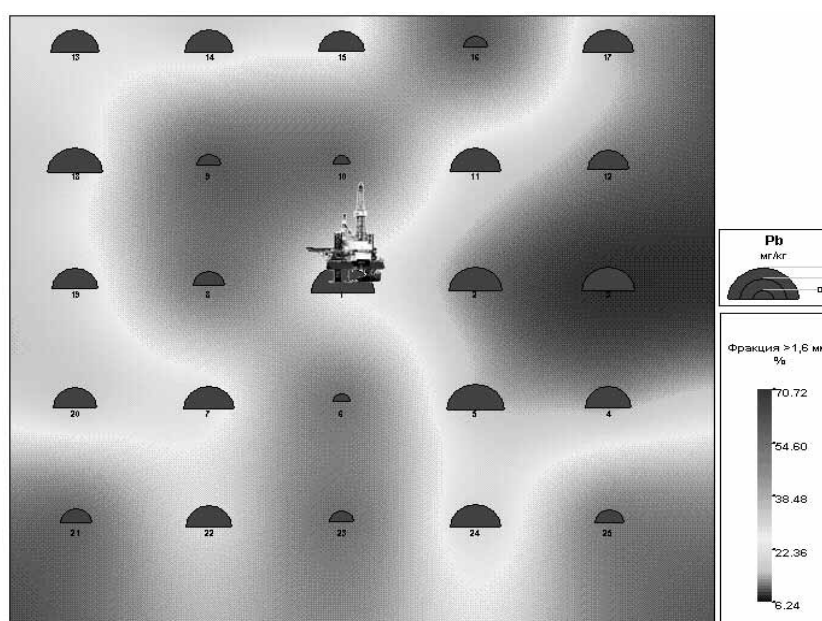


Рис. 6.23 Пространственное распределение свинца (мг/кг) и гранулометрической фракции >1,6 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в апреле 2001 г.

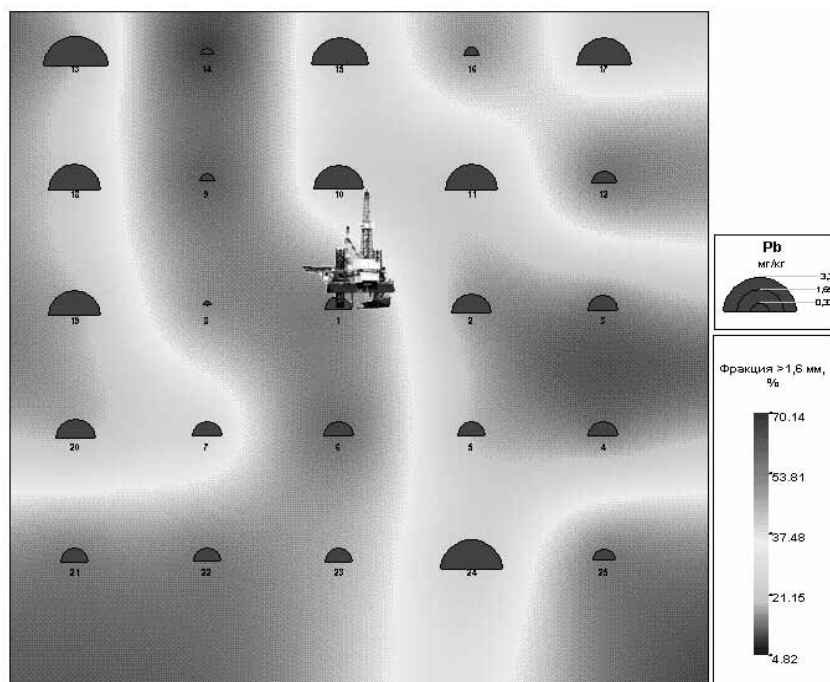


Рис. 6.24 Пространственное распределение свинца (мг/кг) и гранулометрической фракции >1,6 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в августе 2001 г.

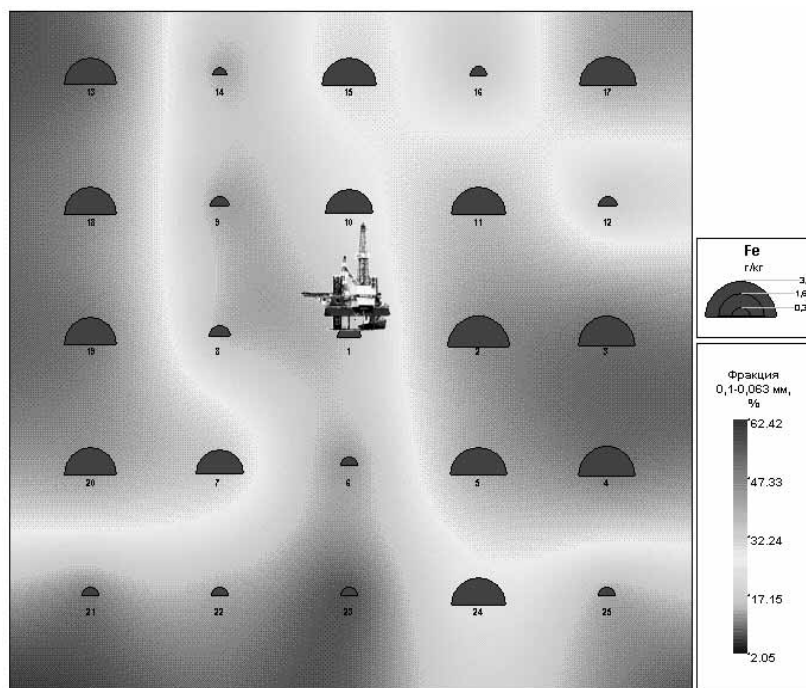


Рис. 6.25 Пространственное распределение железа (мг/кг) и гранулометрической фракции 0,1-0,063 мм (%) в донных отложениях района расположения СПБУ «Астра» в августе 2001 г.

Во вторую группу вошли металлы (Zn, Ni, Cu), временной ход содержания которых в воде и донных отложениях был противоположен друг другу. Общей тенденцией для всего периода наблюдений (и для всех металлов) было снижение концентрации в воде и повышение – в донных отложениях. Если брать в качестве «реперной» динамику содержания этих металлов в донных отложениях, то легко увидеть (рис. 6.26), что повышение их концентрации обусловлено адвекцией опресненных вод в район исследований в январе, марте и апреле-июле. У цинка наблюдалось два пика: первый (слабый) – в марте, второй (сильный) – в июне-июле, из чего следует, что его поступление в осадки южного склона Мангышлакского порога в основном связано с третьей «волной» взвешенного материала. У меди также зарегистрировано два пика примерно одинаковой высоты – в январе и июне; обогащение осадков Cu, очевидно, связано с поступлением детритного (первая «волна») и песчаного материала (третья «волна»). Поступление никеля происходило примерно равными «порциями» с первой (детритной), второй (алевритовой) и третьей (песчаной) «волнами».

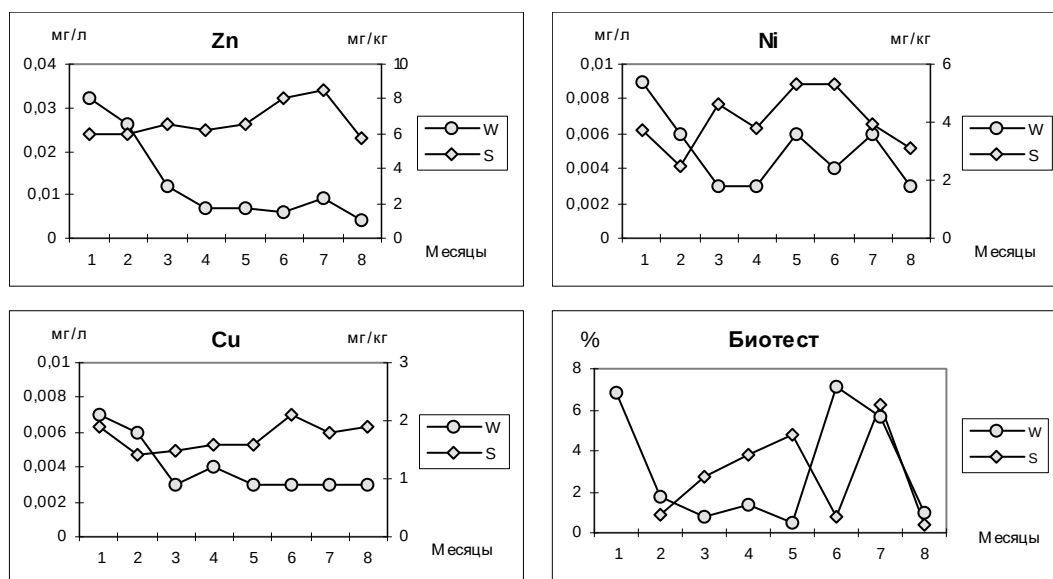


Рис. 6.26 Изменения концентрации металлов (Zn, Ni, Cu) в воде (W, мг/л) и донных отложениях (S, мг/кг) и токсичности воды (W) и донных отложений (S) по данным биотестирования (% гибели *Artemia salina*)

Если брать в качестве «реперной» динамику содержания металлов (Zn, Ni, Cu) в воде, то следует сделать вывод о том, что поступление их всех в рассматриваемый район происходило с первой «волной», а никеля, кроме того, и с третьей «волной». По нашему мнению это говорит о слабой связи указанных металлов с органогенными осадками и их легком «высвобождении» в воду при взмучивании последних. Более прочно эти металлы связаны с песчаным материалом, при увеличении содержания песка в донных отложениях, морская вода заметно обогащается только никелем. Никель в свою очередь прочно связан с алевритовой фракцией, при увеличении содержания которой в донных отложениях, его концентрация в воде продолжала снижаться.

Интересно, что пространственное распределение металлов первой и второй групп (Fe, Mn, Zn, Ni, Cu), за исключением Pb, во все съемки находилось в тесной связи ($r=0,7-0,9$) с распределением алевритово-песчаной фракции. Да и свинец был исключением из этого правила только в январскую съемку. С учетом выявленных выше особенностей временной изменчивости содержания металлов в воде и донных отложениях, это говорит о двух формах их существования в морской среде – лабильной, находящейся в слабой, легко разрываемой связи с той

или иной фракцией взвешенного материала, и консервативной, прочно связанной с мелкозернистыми осадками, по всей видимости, терригенного происхождения.

В непосредственной близости от места расположения СПБУ (полигон «А») содержание мелкозернистых осадков было ниже, чем на удалении от нее (полигон «Б»). Благодаря связи пространственного распределения металлов с пространственным распределением песчано-алевритовой фракции, это способствовало тому, что их концентрация на полигоне «А», как правило, также была ниже, чем на полигоне «Б» (рис. 6.27). С одной стороны это говорит о том, что динамика содержания металлов в морской среде в районе расположения буровой установки контролировалась геохимическими факторами. С другой стороны этот факт, по нашему мнению, является убедительным доказательством отсутствия сбросов буровых отходов, содержащихся металлы, в морскую среду, поскольку в этом случае их концентрация в непосредственной близости от СПБУ была бы выше, чем на удалении от нее.

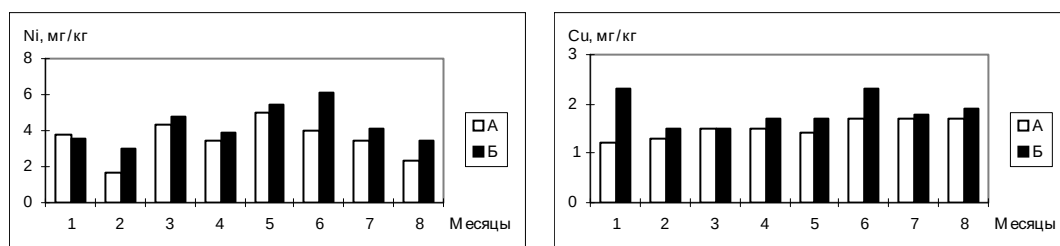


Рис. 6.27 Изменения средней концентрации Ni и Cu (мг/кг) в донных отложениях на полигонах «А» и «Б» в районе расположения СПБУ в период с января по август 2001 года

Программой производственного экологического мониторинга предусматривалось определение токсичности проб морской воды, отобранных в районе расположения СПБУ. В качестве тест-организмов использовали обитателей морских и солоноватых вод коловратку *Brachionus plicatilis* и жаброногого ракообразного *Artemia salina*. В качестве показателя (критерия) токсичности использовали смертность (% гибели) тест-организмов при 24-часовой инкубации в стандартных тест-платах. Полученные данные сравнивали с результатами токсикологических исследований на структуре «Хвалынская» в 1997-2000 гг.

По данным биотестирования морской среды (воды и донных отложений) уровень ее токсичности в период наблюдений (с января по август 2001 года) в пробах, отобранных в районе расположения СПБУ, в среднем был ниже того, что наблюдался на структуре «Хвалынской» в 1997-2000 гг. В пробах, отобранных на полигонах «А» и «Б», гибель тест-организмов в среднем не превышала 10% (уровня, допустимого в контроле), следовательно, морская среда (вода и грунт) вблизи СПБУ не обладали токсическим воздействием на морские организмы. В отдельных пробах морской воды, отобранных в январе, феврале, июне, июле и пробах грунта, отобранных в июле, гибель тест-организмов на несколько процентов превысила уровень, допустимый в контроле, что указывает на их слабую токсичность.

Обращает на себя внимание, что временные изменения показателей токсичности морской воды по своему характеру были практически «зеркальным» отражением динамики показателей токсичности донных отложений. Так в период с января по май токсичность морской воды снижалась, а донных отложений увеличивалась. В июне было отмечено повышение токсичности морской воды и, наоборот, ее снижение в донных отложениях. В июле вновь токсичность воды снизилась, а донных отложений повысилась, и только в августе было отмечено одновременное понижение токсичности воды и грунта (табл. 6.21).

Таблица 6.21

Токсикологические показатели морской среды в районе проведения поисково-разведочного бурения мониторинга в период с января по август 2001 года, в сравнении с данными предыдущих наблюдений (в числителе - среднее, в знаменателе - максимальное значение)

Показатель	Месяцы 2001 г.								Периоды, гг.	
	1	2	3	4	5	6	7	8	2001	1997-2000
Морская вода										
Гибель A.salina,%	<u>6,8</u> 16,7	<u>1,8</u> 13,3	<u>0,8</u> 6,7	<u>1,4</u> 6,7	<u>0,5</u> 3,3	<u>7,1</u> 13,3	<u>5,7</u> 13,3	<u>1,0</u> 6,7	<u>3,1</u> 16,7	<u>10,3</u> 20,6*
Гибель B.plicatilis,%	<u>4,5</u> 13,3	<u>0,2</u> 3,3	<u>0</u> 0	<u>0,9</u> 3,3	<u>0</u> 0	<u>3,8</u> 13,3	<u>2,9</u> 10,0	<u>0</u> 0	<u>1,5</u> 13,3	<u>8,6</u> 18,0*
Донные отложения										
Гибель A.salina,%	-	<u>0,9</u> 3,3	<u>2,7</u> 6,7	<u>3,8</u> 10,0	<u>4,8</u> 10,0	<u>0,8</u> 3,3	<u>6,2</u> 13,3	<u>0,4</u> 3,3	<u>2,8</u> 10,0	<u>6,9</u> 14,1*
Гибель B.plicatilis,%	-	<u>0,4</u> 3,3	<u>3,7</u> 10,0	<u>3,8</u> 10,0	<u>5,3</u> 10,0	<u>0</u> 0	<u>2,8</u> 10,0	<u>0</u> 0	<u>2,3</u> 10,0	<u>17,5</u> 30,0*

Примечание: *) в качестве максимального значения токсикологических показателей в 1997-2000 гг. указана наибольшее среднее значение гибели тест-организмов для воды по 5 сямкам, для донных отложений по 3 сямкам.

Характер временной изменчивости токсичности морской среды в районе работ указывает на то, что она в основном была обусловлена фактором, обменивающимся между водой и донными отложениями. Природа этого фактора не была установлена, возможно, что в промежуток времени с января по май 2001 года это были тяжелые металлы второй группы (Zn, Ni, Cu), поведение которых в морской среде в этот период проявляло определенное сходство с динамикой токсичности воды и донных отложений (рис. 6.27).

Подведем итоги данного раздела. Основной целью производственного экологического мониторинга в районе расположения СПБУ «Астра» в Каспийском море явилось изучение изменчивости основных параметров природной среды в непосредственной близости от буровой установки для определения воздействия буровых работ на экосистему Северного Каспия.

Гидрологическая ситуация в районе расположения СПБУ в период проведения наблюдений (январь-август 2001 года) характеризовалась преобладанием относительно соленых среднекаспийских вод. Трижды и, как правило, только в поверхностном слое был зарегистрировано поступление в район работ слабо опресненных северокаспийских вод.

Пространственно-временная изменчивость гидрохимических условий в районе расположения СПБУ в период проведения наблюдений формировалась под воздействием трех факторов: термических условий, динамики вод и изменений биохимической активности планктона. Каких-либо других факторов, влияющих на эту изменчивость, тем более, связанных с проведением буровых работ, выявлено не было.

Данные гидрохимических исследований, проводившихся в рамках программы производственного экологического мониторинга, позволяют в существенной степени дополнить современные представления о процессах формирования кислородного режима Каспийского моря. Обогащение придонных вод кислородом помимо конвекции может быть обусловлено антициклонической циркуляцией вод, в буквальном смысле «закачивающей» кислород из поверхностного слоя в придонный.

Анализ содержания загрязняющих веществ (НУ, ТМ) в морской воде и донных отложениях в районе расположения СПБУ также не выявил воздействия буровых работ на морскую среду. Пространственно-временная изменчивость содержания тяжелых металлов в морской воде и донных отложениях в районе расположения СПБУ в период проведения наблюдений определялась в основном геохимическими процессами, и в ее

характере отсутствовали черты, свидетельствующие о загрязнении осадков буровыми отходами.

Результаты токсикологических исследований также указывают на удовлетворительное качество морской среды для гидробионтов, на определенную обусловленность изменений токсикологического состояния морской среды геохимическими процессами, что, в свою очередь, свидетельствует об отсутствии сбросов загрязняющих веществ с буровой платформы.

Из вышеизложенного следует, что, несмотря на увеличение разрешающей способности системы производственного экологического мониторинга, в изменениях состояния экосистемы моря в районе проведения поисково-разведочного бурения не удалось отыскать «следы» его воздействия на морскую среду. Это, в свою очередь говорит о высокой с природоохранной точки зрения эффективности технологии «нулевого» сброса, использовавшейся при проведении буровых работ.

Результаты анализа данных наблюдений за состоянием и загрязненностью морской среды в районе проведения буровых работ в период с января по август 2001 года также дополняют картину работы экосистемы Северного Каспия, предложенную в предыдущей главе. Они указывают, что вынос взвешенного материала из северной в среднюю часть моря происходит тремя «волнами». Сначала удаляется наиболее легкий органогенный детрит, затем наступает очередь тонкой минеральной взвеси. В случаях, когда этому благоприятствует донный рельеф (при наличии подводного склона), далее в поток взвешенного материала может вовлекаться и более крупная песчаная фракция. С взмучиванием донных отложений и транспортировкой взвешенного материала, по-видимому, сопряжено «высвобождение» в воду загрязняющих веществ, находящихся в слабой связи с взвешенными частицами. При наличии прочной связи транспортировка загрязняющих веществ и взвеси осуществляется совместно.

«Конвейер», по которому осуществляется транспортировка взвешенного материала из Северного в Средний Каспий, проходит по лицензионному участку ОАО НК «ЛУКОЙЛ». Непрерывный контроль за его работой имеет важное значение для компании, поскольку он позволяет не только установить истинные причины изменений загрязненности морской среды, но и регулировать с их учетом производственную нагрузку на экосистему Северного Каспия.

Литература

Афанасьева Н.А., Ильинская Г.К., Коршенко А.Н. Экологическое состояние Каспийского и Балтийского морей у берегов Российской Федерации // Метеорология и гидрология, 1993, №5, С. 105-115

Катунин Д.Н., Хрипунов И.А., Беспарточный Н.П., Никотина Л.Н., Галушкина Н.В., Радованов Г.В. Влияние волжского стока на гидролого-гидрохимический режим Каспийского моря // Каспийский плавучий университет. Бюллетень №1, 2000 - С. 111-117

Молошникова В.Н. Особенности современного режима биогенных веществ в Северном Каспии // Труды ГОИН, 1975, вып. 125, с.145-152

Немировская И.А. Автореферат диссертации докт. хим. наук М, 2000

Романкевич Е.А. Геохимия органического вещества в океане - М: Наука, 1977 - 256 с.

Химия океана, т. 1 Химия вод океана - М:Наука, 1979 - 520 с.

6. Полонский В.Ф., Лупачев Ю.В., Скриптунов Н.А. Гидролого-морфологические процессы в устьях рек и методы их расчета (прогноза) - Спб: Гидрометеиздат, 383 с.

7. Устьевая область Волги: гидролого-морфологические процессы, режим загрязняющих веществ и влияние колебаний уровня Каспийского моря - М: ГЕОС, 1998 - 280 с.