



Всего на рассматриваемых Кавказа и средней Азии обитают 726 видов чернотелок. Наличие общих видов в сравниваемых районах говорит о взаимном влиянии этих фаун. Миграционным процессам способствовали общие фазы развития горных систем в этих регионах и уровень режим Каспия. Обмен между кавказскими и турано-иранскими фаунистическими центрами, видимо, шел по низкогорной суше и по побережью океана Тетис. Все большая аридизация климата (особенно в восточной части Кавказа) обеспечивала доминирование более конкурентоспособных в этих условиях турано-иранских видов в северных и особенно южных районах Кавказа (Абдурахманов, 1988).

Ниже приводится дендрограмма (рис. 5, табл. 3) меры сходства по индексу Сьеренсона-Чекановского и зоогеографический спектр фаун чернотелок прикаспийской части Дагестана и сопредельных стран.

Библиографический список

1. Абдурахманов Г.М. Восточный Кавказ глазами энтомолога. Монография. – Махачкала: Дагкнигиздат, 1998. – 136 с.
2. Клиге Р.К. Нарушение экологических условий подъемом уровня Каспия. // Проблемы экологической безопасности Каспийского региона. – М.-Махачкала, 1997. – С. 42-44.

Bibliography

1. Abdurahmanov G.M. Eastern Caucasus through the eyes of an entomologist . The monography. – Makhachkala: Dagknigizdat, 1998. – 136 p.
2. Klige R. K. Disturbance of ecological conditions by lifting of level of Caspian Sea. // Problems of ecological safety of the Caspian region. – Moscow-Makhachkala, 1997, p. 42-44.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технического комплекса России на 2007-2013 годы», ГК №16.552.11.7051.

Данное исследование осуществлено при поддержке гранта НИР «Эволюционное биологическое разнообразие Каспийского моря и прибрежных экосистем и прогноз его состояния в условиях освоения углеводородного сырья» (ГК № 16.740.11.0051).

УДК 574.55.044(262.81)

ЗАГРЯЗНЕНИЕ МЕЛКОВОДНОЙ ПРИБРЕЖНОЙ ОПРЕСНЕННОЙ ЗОНЫ И ШЕЛЬФА ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ КАСПИЙСКОГО МОРЯ И ЕГО ВЛИЯНИЕ НА БИОТУ И ВОСПРОИЗВОДСТВО РЫБ

© 2011 * *Абдусаматов А.С., Абдурахманов Г.М., Дохтукаева А.М., Дудурханова Л.А.*

* Дагестанское отделение Каспийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства, Институт прикладной экологии Республики Дагестан

В работе обсуждается загрязнение шельфовых вод различными загрязнителями (нефтяное, пестицидное, тяжелыми металлами).

The article discusses the soiling of the shelf waters by different pollutants (oil-pollution, heavy metals, pesticides).

Ключевые слова: Каспий, загрязнение, нефть, химикаты, пестициды.

Keywords: Caspian sea, soiling, oil-pollution, heavy metals, pesticides.

Одним из ведущих факторов, оказывающих воздействие на водные экосистемы, является химическое загрязнение. Поэтому изучение токсикологического состояния среды обитания биоты, собственно водных организмов имеет большое значение для понимания процессов формирования запасов рыб.



Проблема морского загрязнения стала актуальной в конце 60-х – начале 70-х годов XX века. С тех пор появилось множество публикаций на эту тему, в которых представлены систематизированные результаты научных достижений в этой области (Израэль, Цыбань, 1988; Ляхин, 1994; Ровинский и др., 1995; Косарев, Залогин, 1998; Гухман, 1999; Матищов, Матищов, 2001 и др.).

В последние 50 лет происходит интенсивное загрязнение промышленными и бытовыми стоками опресненных прибрежных морских мелководий и прилегающих шельфовых вод, в том числе и его западно-каспийского региона. Существующий высокий уровень загрязнения может быть усугублен в результате крупномасштабных морских геологоразведочных работ в поисках месторождений нефти и в процессе ее дальнейшей добычи. Разведка и особенно добыча нефти в акватории шельфа западного района Среднего и Северного Каспия может серьезно сказаться на условиях нагула, миграции, а также и воспроизводство рыб.

Загрязнение шельфовых вод происходит в результате длительного попадания в Каспий с поверхностным стоком различных химических и органических загрязнителей, связанных с работой промышленных предприятий, добычей нефти и газа, других полезных ископаемых, а также развитием сельскохозяйственного производства, использованием удобрений и пестицидов, сбросом неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод и с внутриводоемными процессами.

Влияние загрязнений на биоту, условия воспроизводства рыб наиболее остро проявляется во внутренних водоемах западно-каспийского региона, а также в устьевых областях рек и прибрежных опресненных морских мелководьях и заливах. В меньшей степени загрязнению подвержены морские шельфовые зоны.

Токсические вещества содержатся не только в воде различных водоемов, но и аккумулируются в грунте, накапливаются в тканях и органах пищевых для рыб гидробионтов, наконец, в самих рыбах, особенно в хищниках. Накопление в теле рыб тяжелых металлов, хлорорганических соединений, нефтяных углеводородов и других химических веществ приводит к биохимическим и физиологическим нарушениям в развитии половых продуктов, патологии крови, изменению внутренних органов, что, в конечном итоге, может негативно отразиться на воспроизводительной способности рыб, повлечь снижение эффективности размножения, что побудило нас особенно внимательно рассмотреть эту проблему.

Прибрежная зона западной части Каспийского моря является местом аккумуляции токсичных веществ, поступающих сюда со сточными водами промышленных предприятий, сельскохозяйственных угодий, нефтегазодобывающей и перерабатывающей промышленности с водосборов рек, впадающих в море, и других источников. Характерной особенностью Каспия является также интенсивное проведение разведки и эксплуатации месторождений углеводородного сырья. В результате происходит постоянное насыщение вод загрязняющими веществами, что, естественно, не может не сказаться на состоянии биоресурсов моря.

Данные ДФ КаспНИРХ 10-20-летней давности показывают, что содержание растворенных нефтяных углеводородов в прибрежной зоне от Лопатина до Самура колебалось от 1 ПДК (0,05 мг/л) до 7-8 ПДК. На этом участке побережья моря наиболее загрязненными являлись район Махачкалы (до 6-8 ПДК) и Дербента (до 4 ПДК). Содержание фенолов в эти годы было на уровне 2-4 ПДК. Их количество превосходило предельно-допустимый уровень от 8 до 16 раз, причем наиболее высокие показатели были характерны для 1978-1980 гг. Содержание поверхностно активных веществ (СПАВ) не превышало 1 ПДК. К высоко загрязненным относилась устьевая зона р. Терек, где загрязнение нефтяными углеводородами местами превышало 40 ПДК.

Мы кратко рассмотрим картину морской прибрежной зоны до 5-10-метровой изобаты. Это загрязнение нефтепродуктами, тяжелыми металлами и пестицидами, которые являются токсичными для рыб, особенно для икры, личинок и молоди, а также для всех других гидробионтов. Загрязнение этими веществами прибрежной зоны оказывает негативное воздействие на воспроизводство рыб. Влияние нефтяного и других загрязнений в более глубокой зоне Каспийского моря (до глубин 50-100 м) будет рассмотрено особо.

Нефтяное загрязнение. В западной прибрежной части Среднего Каспия менее всего загрязнена прибрежная зона моря от устьевой области р. Самур до района Дивичи-Кендерли, где уровень содержания нефтяных углеводородов колебался в среднем от 0,01 до 0,1 мг/л, и лишь в отдельные периоды этот показатель поднимался до 6 ПДК. Наоборот, на протяжении всего периода исследований наиболее загрязненными были воды на участке от взморья р. Терек до Дербента. Содержание углеводородов здесь постоянно колебалось от 0,06 до 0,6 мг/л, при среднем



показателе от 0,14 до 0,3 мг/л (от 3 до 6 ПДК). С одной стороны, это связано с тем, что здесь развита хозяйственная деятельность, с другой – с влиянием стока волжских вод, а также стока рек Сулака и, особенно, Терека, с которым поступает большое количество сточных вод с предприятий Северного Кавказа. По мере удаления от береговой полосы количество нефтепродуктов снижается и не превышает 1-3 ПДК.

Материалы 1980-1990 гг. показывают, что уровень нефтяного загрязнения прибрежных вод Среднего Каспия несколько снизился, но продолжал оставаться выше предельно допустимого. Западная прибрежная акватория на траверзе Махачкалы имела содержание нефтепродуктов 2-4 ПДК, а на траверзе Дербента – до 6-12 ПДК.

Таким образом, за последние 10-20 лет загрязнение прибрежных вод Среднего Каспия нефтепродуктами в целом стабильно превышает ПДК в 1-3 раза, и очень редко встречаются районы, где концентрация нефтяных углеводородов была бы меньше или на уровне ПДК.

Загрязнение тяжелыми металлами. Исследования загрязнения прибрежных вод западной части Среднего Каспия и прилегающего к нему северо-западного района тяжелыми металлами проводятся ДФ КаспНИРХ уже 30 лет. В таблице 1 представлены результаты анализов вод Среднего Каспия на содержание тяжелых металлов в период с 1970 по 1980 гг.

В абсолютных показателях основное место принадлежит цинку и железу, в меньших количествах встречаются медь, никель, кобальт. В более поздних исследованиях (1980-1990-е гг.) было установлено, что железо присутствует в воде в значительно больших количествах, чем до этого времени, – от 90 до 630 мг/л. Такие концентрации металла в воде существенно превосходят их ПДК, что особенно характерно для прибрежных акваторий.

Таблица 1

Среднесезонное содержание металлов в поверхностных вода Каспия (наши данные)

Район моря	Железо	Цинк	Медь	Никель	Кобальт
Северо-западная часть Каспия	5,9	34,4	4,5	1,9	1,5
Западная часть Среднего Каспия севернее г. Махачкалы	7,7	27,0	3,5	2,5	0,8
Западная часть Среднего Каспия южнее г. Махачкалы	11,8	18,1	2,9	2,0	1,0
Восточная часть Среднего Каспия	5,2	37,8	4,2	2,1	1,3
Западная часть Южного Каспия	3,9	36,1	3,9	1,4	1,7
Центральная и восточная части Южного Каспия	3,9	32,6	4,1	0,9	1,7
Открытое море	5,7	30,0	3,2	1,9	1,2

Содержание меди в воде относительно 70-х годов XX века увеличилось примерно в 2 раза, что также превосходит предельно-допустимый уровень. Количество никеля ниже ПДК, что характерно и для всех остальных элементов.

Результаты исследований содержания тяжелых металлов в прибрежных морских водах и выпадающих водотоках Западно-Каспийского района представлены в табл. 2. Практически по всем регионам наблюдается очень высокий уровень железа. Загрязнение металлами прибрежных вод северной части Западно-Каспийского региона было ниже, чем в средней части.

Таблица 2

**Содержание тяжелых металлов в прибрежных морских водах
Западно-Каспийского района, мг/л**

Место отбора	Fe	Cu	Ni	Pb	Mo	V	Mn
Устье р. Самур	0,2	Н/с	Н/с	0,001	0,07	-	Н/с
Дербент	0,24	0,002	Н/с	Н/с	0,005	-	Н/с
Избербаш	0,2	0,01	Н/с	Н/с	0,06	-	0,0005
Каспийск	0,23	Н/с	Н/с	Н/с	0,05	-	0,001
п. Редукторный	0,21	0,007	Н/с	Н/с	0,03	-	0,0005
г. Махачкала	0,15	0,01	Н/с	0,001	0,004	-	0,0005
Устье р. Шура-озень	0,16	0,004	Н/с	0,001	0,02	-	0,001
Устье р. Сулак	0,29	0,009	Н/с	0,004	0,01	-	0,001
Северная часть (Кизлярский залив и др.)	0,32	0,005	0,03	0,001	0,006	0,006	Н/с



Пестицидное загрязнение. Исследованиям подвергалось содержание в прибрежной зоне ДДТ, ГХЦГ и их изомеров. Полученные данные показали, что в 5-10 км к северу от Махачкалы количество ДДТ и ГХЦГ в воде превышало 0,002 мкг/л, но уже в Сулакской бухте и у Сулакской косы концентрация ДДТ в воде составляла до 0,002 мкг/л, а ГХЦГ отмечался только следами.

Аналогичные данные были получены и в пробах воды, отобранных вблизи Аграханского залива и в месте впадения р. Кривая Балка в море. Содержание ДДТ в рр. Сулак и Терек такое же, как и в морской воде, – 0,002 мкг/л, за исключением устьевых районов, где концентрация ДДТ составила 0,001 мкг/л, при следах ГХЦГ.

Следует отметить (табл. 3), что число проб поверхностных морских и речных вод, в которых ДДТ и ГХЦГ обнаруживаются в следовых количествах, с каждым годом растет. Следовательно, идет процесс сокращения пестицидных загрязнений в некоторых районах рассматриваемого региона.

Так, если в 1972-1976 гг. таких проб мы не обнаружили совсем или во всех пробах отмечались остаточные количества токсикантов, то в 1980 г. проб было 9,8%, в 1985 г. – 14,6%, в 1989 г. – 21%.

Таблица 3

Динамика изменения числа отрицательных проб на содержание пестицидов

Годы	Общее число проб	Только следы, %
1972-1976	786	0
1980	271	9,8
1985	328	14,6
1989	123	21,0

Во всех пробах речной и морской воды, отобранной в разные гидрологические сроки в течение всего периода контрольных исследований, обнаруженные средние концентрации суммарного ДДТ и ГХЦГ составляли в основном от десятых до десятитысячных долей микрограмма. Экстремально высокие концентрации в отдельные годы отмечались только в устьевой зоне р. Терек, достигая 30 мкг/л.

Сокращение пестицидного загрязнения, возможно, происходит за счет повышения растворимости хлорорганических пестицидов в воде, благодаря постоянному присутствию здесь нефти и нефтепродуктов.

Анализ воды последних лет показал наличие средних концентраций суммарного ДДТ (0,0013-0,0022 мкг/л) и ГХЦГ (следы – 0,0016 мкг/л) по всему району исследований. Наибольшим содержанием пестицидов стабильно отличается рыбопромысловый район Дагестана от о. Чечень до г. Избербаша, подверженный влиянию терского и, особенно, волжского стока, а также участки, прилегающие к промышленным городам (Махачкала, Каспийск и др.). Величины содержания пестицидов в придонном слое воды, по отношению к поверхностным слоям, чаще тяготеют к более высоким показателям.

Полученные данные исследования загрязненности нижних течений рек Терек, Сулак и Самур пестицидами примерно одного порядка, хотя загрязненность воды ДДТ и ГХЦГ в р. Терек незначительно выше (табл. 4).

Таблица 4

Пределы колебаний концентраций суммарного ДДТ и ГХЦГ в поверхностных водах рек Дагестанского побережья Каспия, мкг/л (наши данные)

Реки	ДДТ	ГХЦГ
Терек	0,0018-0,0032	0,0011-0,0024
Сулак	0,0014-0,0028	0,0013-0,0022
Самур	0,0011-0,0031	0,0010-0,0020

Исследования состояния загрязненности вод и донных отложений прибрежной опресненной зоны Западно-Каспийского района, проведенные весной, летом и осенью 2002 г., показали следующее.



Основные гидрохимические показатели исследованных водоемов.

Концентрация ионов водорода (pH) в течение года колебалась в интервале 7,8-8,15, что соответствует слабощелочной реакции.

Содержание аммонийного азота в Кизлярском заливе, на Крайновском побережье и в реках Терек и Сулак изменялось в узком интервале – 0,2-0,06 мг/л.

Содержание фосфатного фосфора на Крайновском побережье составляло 0,04-0,007 мг/л, в рр. Терек и Сулак – 0,03 мг/л, в остальных водоемах оно находилось в пределах 0,03-0,09 мг/л.

Содержание нитратного азота на Крайновском побережье составляло 0-0,07 мг/л, в реках Терек, Сулак – 0,05 мг/л. Его содержание на всех исследуемых водоемах колебалось от 0,0 до 0,07 мг/л. Содержание суммарного азота ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) в Кизлярском заливе, Крайновском побережье и в рр. Терек, Сулак колебалось от 37,5 до 2492,5 мг/л.

Перманганатная окисляемость в прибрежной зоне не превышала ПДК и составляла 9,8-13,7 мг/л.

Общая жесткость на Крайновском побережье изменялась в интервале 10,7-16,7 мг экв./л, а в рр. Терек, Сулак – 3,1-6,0 мг экв./л, наиболее высокой она была в Кизлярском заливе – 27,6 мг экв./л и в канале Кизляр-Каспий – 38,0 мг экв./л.

Общая минерализация на Крайновском побережье составляла 432,5-1513,4 мг/л, в рр. Терек, Сулак – 398-687,1 мг/л, в других водоемах общая минерализация варьировала в пределах от 518,7 (Старый Терек) до 7769,9 мг/л (Кизлярский залив).

Характеристика основных загрязнений. Нефтяное загрязнение. Результаты проведенных анализов в 2002 г. позволяют считать, что загрязнение вод и донных отложений углеводородами нефти не претерпели за последние 7-10 лет существенных изменений. Результаты исследований представлены в табл. 5 и 6.

Таблица 5

Содержание ЭНУ в пробах воды рек и других водоемов
западного побережья Каспия, мг/л (2002 г.)

Район отбора проб	Весна	Лето	Осень
Р. Сулак	0,08	0,04	0,084
Р. Терек (Аликазган)	0,25	1,2	-
Р. Терек (мост)	0,28	1,0	0,052
Ст. Терек К-3	0,05	0,05	0,012
Крайновский берег	0,08	0,08	0,09
Канал Кизляр-Каспий	0,05	0,08	0,012
К-8	0,07	0,10	0,03
К-6	0,04	0,07	0,043
Кизляр, залив, п. Брянск	-	0,05	-

Таблица 6

Содержание ЭНУ в грунте западного побережья Каспия, мг/кг сухого вещества (2002 г.)

Район отбора проб	Весна	Лето	Осень
Р. Сулак	14,5	15,5	12,8
Р. Терек (Аликазган)	40,0	24,0	5,2
Р. Терек (мост)	9,5	20,0	17,8
Ст. Терек К-3	11,0	12,5	1,8
Крайновский берег	20,3	6,8	1,3
Канал Кизляр-Каспий	18,5	11,0	7,8
К-8	20,5	17,1	2Д
К-6	15,0	9,8	3,6
Кизляр, залив, п. Брянск	-	18,5	-

Концентрации растворенных фракций нефти от р. Сулак до Кизлярского залива за исследованный период колебались в пределах 0,012-1,2 мг/л. Среднее содержание НУ в пробах воды не-



сколько превышало допустимые нормы: в 10 пробах из 25. Концентрация НУ составила 0,05 мг/л. Максимальное количество нефтепродуктов выявлено в летний период в р. Терек: у моста Аликазган – 1,2 мг/л и у железнодорожного моста через р. Терек – 1,0 мг/л.

В весенний период в пробах воды рек, каналов и прибрежных водах Каспия концентрация нефтепродуктов была на уровне 0,04-0,25 мг/л. Максимальное количество растворимых фракций нефти были отмечены в р. Терек в черте г. Кизляр – до 0,28 мг/л и у моста Аликазган. Во всех остальных пунктах ЭНУ регистрировались в пределах ПДК, либо незначительно превышало его.

Продолжавшиеся в летний период съемки западного побережья Каспия и рек, впадающих в него, указывают на такое же постоянное присутствие в пробах воды растворенных углеводородов – от 0,04 до 1,2 мг/л.

Значительное превышение этого токсиканта в летний период наблюдалось в р. Терек. В то же время надо отметить, что концентрации ЭНУ в Терее в предыдущие годы были значительно выше, чем в 2002 г.

В большинстве проб воды в р. Сулак, рыбоходном канале К-3 у с. Старый Терек и в Кизлярском заливе у пос. Брянск содержание этого загрязнителя было в пределах ПДК. Незначительное превышение концентрации ЭНУ выявлено в трех сбросных каналах К-6, К-8 и Кизляр-Каспий: от 0,07 до 0,1 мг/л.

Проведенная в осенний период съемка свидетельствует о том, что почти во всех указанных пунктах, за исключением р. Сулак (0,084 мг/л), концентрация растворенных нефтепродуктов была в пределах ПДК и даже несколько ниже.

В мае-июне 2002 г. был изучен уровень загрязнения нефтяными углеводородами морской воды у о. Тюлений, в акватории от Кизлярского залива до южной части Аграханского залива. Здесь содержание НУ составило 0,1 мг/л, что несколько выше ПДК.

Максимальные значения содержания углеводородов нефтяного происхождения в воде выявлено севернее о. Чечень – 0,27 мг/л, а также в районе Кизлярского залива и в нескольких других местах – 0,23 мг/л. На большей половине станций, где были обнаружены растворимые углеводороды, их количество было на уровне допустимых норм с незначительным превышением. Во всех придонных пробах морской воды регистрировалось присутствие ЭНУ в пределах ниже ПДК или их полное отсутствие.

Исследования концентраций ЭНУ в грунтах, проведенные ДФ КаспНИРХ свидетельствует о том, что содержание их весной колебалось от 9,5 до 40 мг/кг, летом – от 6,8 до 24,0 мг/кг и осенью – от 1,3 до 17,8 мг/кг сухой массы. Во все сезоны года наиболее загрязненным был грунт в низовьях р. Терек (у Аликазана и у моста), а чаще всего – грунт у Крайновского побережья, особенно в летне-осеннее время. В целом во всех водоемах загрязненность грунтов нефтяными углеводородами была наиболее высокой в весенний, а также в летний периоды и менее всего – осенью.

Содержание СПАВ в Кизлярском заливе колебалось от 0,0 до 0,14 мг/л. Количество фенолов также незначительно – в пределах 0,0001-0,073 мг/л.

Тяжелые металлы. Концентрация железа в прибрежных водах Западно-Каспийского района в 2002 г. превышала предельно допустимые уровни в 6-7 раз. Наибольшее количество этого элемента в воде достигало 371 мкг/л, и в целом можно отметить его достаточно равномерное распределение как по разным глубинам, так и по всему западному побережью Каспия.

Для цинка также характерно равномерное присутствие в поверхностных и придонных слоях воды. В среднем содержание этого металла находится на уровне 50-60 мкг/л. Такая же закономерность характерна и для марганца, где размах колебаний его концентраций находится в пределах 1-2 мкг/л. По количественному показателю медь значительно уступает всем предыдущим элементам, и установить какие-либо существенные различия как по горизонтам, так и по всему западному побережью не представляется возможным. Наличие свинца не превышает 2 мкг/л, а кадмия – 1,3 мкг/л.

Донные отложения этой зоны наиболее обогащены железом, причем вариабельность концентраций может достигать до 2 раз, в зависимости от района моря. Минимальные значения этого элемента отмечены в районе Аграханского полуострова.

По сравнению с водой, стронций в грунтах содержится в значительно меньших концентрациях. Количество марганца несколько выше, чем цинка, хотя в воде наблюдается обратная зависимость. Концентрации никеля и кобальта примерно сопоставимы. Как и в предыдущие годы, в 2002 г. отмечен достаточно высокий уровень содержания хрома – до 95 мг/кг. Диапазон содержа-



ния количества свинца здесь также достаточно велик – от 5,2 до 27,0 мг/кг. Полученные данные в целом достаточно хорошо сопоставимы с результатами исследований предыдущих лет.

Хлорорганические пестициды. Содержание ГХЦГ, ДЦТ и их метаболитов в опресненной прибрежной зоне западного Каспия у побережья Дагестана в 2002 г. не было обнаружено, за исключением одной станции, где зафиксировано содержание в воде ДДТ (0,001 мкг/л), и двух станций, где в незначительном количестве в воде присутствовал ДЦТ – 0,002 мкг/л.

Содержание токсикантов в воде и донных отложениях Каспийского моря в 2003 г.

Экстрагируемые нефтяные углеводороды (ЭНУ) в поверхностных водах Каспийского моря. В связи с географическим положением и гидрологическими особенностями Северный Каспий в существенной мере испытывает влияние терригенного стока, хозяйственной деятельности и затопления береговой зоны, через этот район проходят традиционные пути миграции осетровых и наблюдаются их массовые скопления. Морская нефтедобыча, транспортировка углеводородного сырья, функционирование природных грязевых вулканов и т.д. обусловили актуальность изучения нефтяного загрязнения Каспия.

В Северном Каспии ситуация усугубляется тем, что здесь предусмотрены разработки по расширению промышленного освоения западной части акватории, последствия которого могут оказать негативное воздействие на качество водной среды и состояние биоты.

Уровень нефтяного загрязнения вод Северного Каспия в 2003 г. снизился относительно 2002 г. в среднем в 1,2 раза и составил 2,8 ПДК. Повышенное содержание углеводородов (5,0 ПДК) выявлено в восточной части акватории в июле, что, вероятно, связано с нефтедобычей, осуществляемой в этом районе. На западной акватории максимальные концентрации (12,6 ПДК) эпизодически отмечались на северной границе центральной приглубой зоны. Содержание нефтяных углеводородов в водах западного района Среднего Каспия варьировало в пределах от 1,2 до 7,0 ПДК и по средним значениям было ниже показателей северокаспийских вод. Распространение нефтяных углеводородов вдоль дагестанского побережья отличалось равномерностью при более низком содержании (рис. 1).

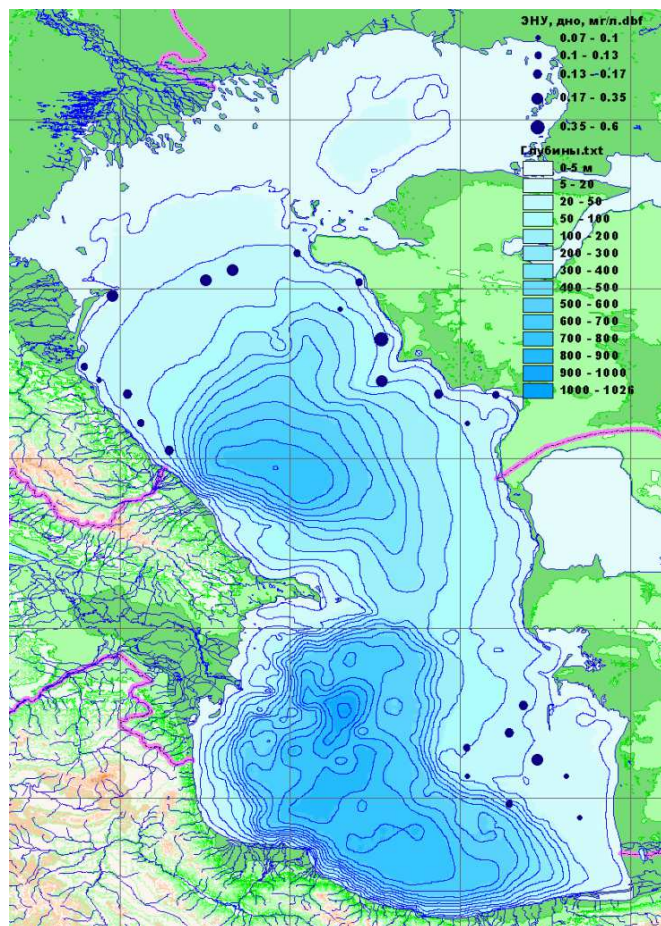


Рис. 1. Содержание экстрагируемых нефтяных углеводородов (ЭНУ) в водах Среднего и Южного Каспия

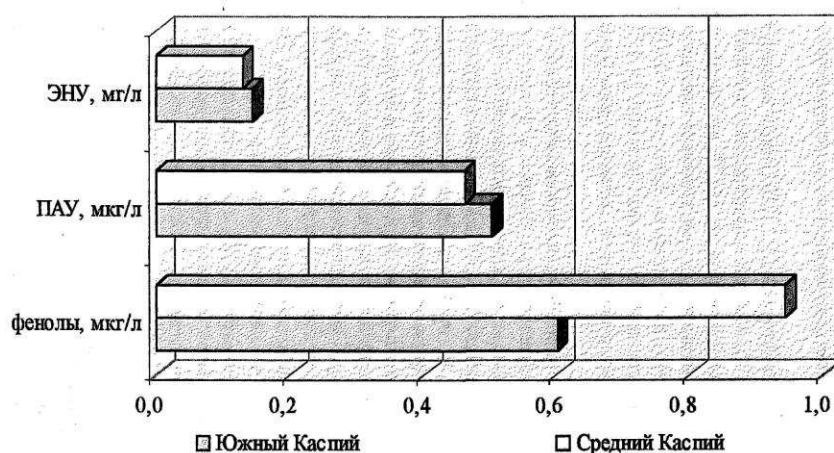


Рис. 2. Содержание органических соединений в водах Среднего и Южного Каспия

Полиароматические углеводороды (ПАУ) в поверхностных водах Каспийского моря. Содержание ПАУ в водах Северного Каспия составляло 0,7 мкг/л. Максимальные концентрации этой группы токсикантов отмечались в предустьевом пространстве р. Волги в районе восточного мелководья. Уровень загрязнения ПАУ вод Среднего Каспия был в 1,8 раза ниже, чем Северного. Зоны повышенного содержания ПАУ в Среднем Каспии находились в районе Казахского залива. В Южном Каспии средняя концентрация полиаренов составляла 0,45 мкг/л. Максимальное содержание ПАУ в морской воде было зарегистрировано в районе банки Грязный вулкан (рис. 2). Неоднородность полей распределения ПАУ на акватории Каспия, а также регистрируемые факты снижения их концентраций по мере удаления от зон с повышенным уровнем содержания полиаренов свидетельствует о процессах самоочищения, протекающих в водоеме.

Фенолы в поверхностных водах Каспийского моря. При анализе многолетней динамики фенольного загрязнения вод Северного Каспия можно отметить, что с 2000 г. наблюдается стабилизация содержания фенолов на уровне 1,6 ПДК. Увеличение концентраций до максимальных значений (3,0 ПДК) обнаруживалось в основном в июне и сентябре в юго-западном районе, севернее б. Ракушечная-Горбачек, и в зоне западной волжской струи. Это было обусловлено как влиянием речного стока, так и увеличением доли фенолов естественного происхождения, образующихся в процессе метаболизма водных организмов и биохимическом распаде органических веществ. Уровень фенольного загрязнения вод Среднего Каспия был идентичен северо-каспийскому (рис. 3).

Максимальное содержание фенолов (5,1 ПДК) зарегистрировано на восточном побережье у м. Урдюк и в центральных районах (2,5 ПДК). Увеличение концентраций фенолов до 5 ПДК неблагоприятно сказывается как на условиях обитания рыб, так и на органолептических свойств рыб. У побережья Дагестана обнаруживались сравнительно невысокие концентрации фенолов (1,3 ПДК). Воды Южного Каспия характеризовались наименьшим уровнем фенольного загрязнения.

Анионоактивные поверхностно-активные вещества (АПАВ) в поверхностных водах Каспийского моря. Уровень детергентного загрязнения вод Северного Каспия в среднем составлял 16 % от р/х ПДК. Увеличение концентраций до 0,5-1,3 ПДК наблюдалось на свале глубин восточных рукавов р. Волги и в районе западной волжской струи, что наглядно демонстрирует влияние волжского стока. В Среднем Каспии детергентному загрязнению подвержены в большей степени участки восточного побережья Казахстана, в частности, мысы Сагындык и Токмак. В Южном Каспии отмечался наиболее высокий уровень АПАВ, максимальные концентрации которых локализовались вблизи банки Грязный вулкан и западнее о. Огурчинский. Однако фактов превышения р/х ПДК отмечено не было (рис. 4).

Хлорорганические пестициды (ХОП) в поверхностных водах Каспийского моря. Уровень пестицидного загрязнения морских вод в 2003 г несколько снизился и исчислялся десятками - тысячами долями мкг/л. Сравнительный анализ отдельных частей Каспийского моря показал, что наибольший процент обнаружения ХОП принадлежит Южному Каспию, где отмечался повышенный средний уровень ГХЦГ. Преобладающее количество ДДТ отмечено в водах Северного



Каспия с максимальным уровнем содержания на свале глубин западных рукавов дельты. Повышенные концентрации гептахлора обнаружены в Среднем Каспии, преимущественно на восточном побережье Казахстана. Подобный характер пространственного распределения ХОП связан, в первую очередь, со слабой растворимостью их в воде, склонностью в сорбции на взвешенных веществах и распространением по акватории в зависимости от гидродинамических условий.

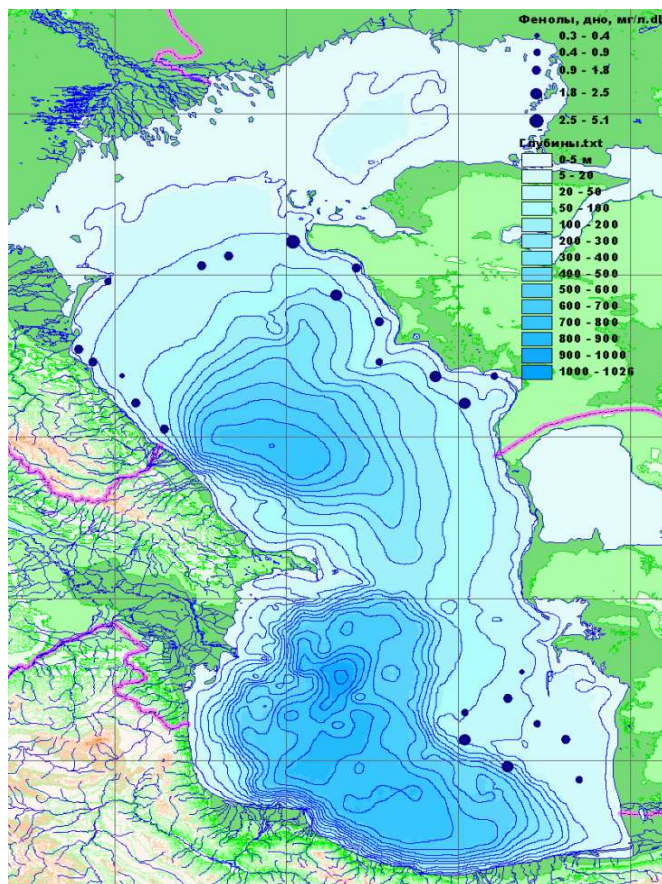


Рис. 3. Содержание фенолов в водах Среднего и Южного Каспия

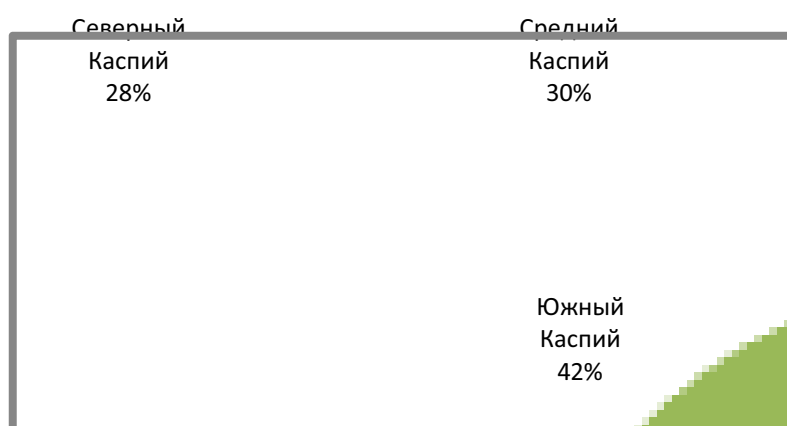


Рис. 4. Содержание АПАВ в водах Каспийского моря в 2003 г.

Тяжелые металлы (ТМ) в поверхностных водах, взвеси и донных осадках Каспийского моря. Пространственное распределение ТМ по акватории Северного Каспия характеризовалось значительным разнообразием, обусловленным как гидрологическими и гидробиологическими факторами, так и системой основных течений. Сезонная динамика выражалась тенденцией возрастания в августе-сентябре. Устойчивый высокий уровень загрязнения ТМ в течение всего периода исследований наблюдался в северной зоне центрального приглубого района, где обнаруживались



повышенные концентрации почти всех определяемых ТМ. В августе загрязнение ТМ распространялось на области предустьевого взморья р. Волги и свала глубин, где преобладали растворенные формы цинка и меди. Увеличение концентраций этих биологически активных элементов связано, вероятнее всего, с поступлением их в составе волжского стока. В осенний период поля повышенных концентраций ТМ локализовались преимущественно в районе западной волжской струи, на свале глубин банок Ракушечная-Горбачек и Средняя Жемчужная. Техногенный характер загрязнения проявлялся в юго-западном районе, где было обнаружено высокое содержание кадмия, свинца, никеля и меди. Следует отметить, что этот район находится под влиянием волжских, среднекаспийских и терских вод, и в течение нескольких лет здесь наблюдается повышенный фон загрязнения.

Результаты исследований восточной части Северного Каспия показали относительно невысокий уровень содержания ТМ. Зоны повышенных концентраций ТМ локализовались на предустьевом взморье р. Урал, юго-восточном и восточном побережьях, а также в районе Уральской Бороздины.

Уровень содержания ТМ во взвеси Северного Каспия повысился относительно показателей 2002 г., что обусловлено в основном количественными показателями цинка, концентрации которого выросли в 3 раза. Увеличение концентраций взвешенных форм металлов отмечалось в предустьевом пространстве р. Волги в июне, что связано с выносом основного количества ТМ в составе твердого стока р. Волги. Рост концентраций наблюдался и в период гидрологического покоя моря, характеризующегося максимальной температурой воды и ростом органической составляющей. В это время года области повышенных концентраций по-прежнему располагались в районе предустьевого пространства р. Волги, охватывая район свала Средней Жемчужной банки, зону промрейда и юго-восточную часть Новинского Осередка.

Распределение растворенных форм ТМ в водах Среднего и Южного Каспия характеризовалось сравнительной однородностью и невысоким уровнем содержания относительно Северного. Максимальные концентрации большинства ТМ обнаружены на восточном побережье у м. Песчаный. Увеличение количества меди наблюдалось в центральной зоне Среднего Каспия, в Казахском заливе и на западном побережье у г. Дербент. Воды Южного Каспия отличались наименьшими значениями концентраций ТМ в воде.

Рентгеноструктурный анализ элементного состава взвешенного вещества Среднего и Южного Каспия показал, что величины средних концентраций ТМ также были ниже, чем в Северном, что, вероятно, связано с географическими и гидрологическими особенностями мелководного Северного Каспия и активной ролью речного стока в насыщении взвесью водных масс. Области повышенных концентраций большинства металлов находились в прибрежных районах, расположенных вдоль Казахского и Дагестанского побережий.

Содержание ТМ в морских грунтах обусловлено множеством факторов как природных, так и антропогенных. В составе осадков Северного Каспия преобладали пески и алевроиты с ракушечником. Илистый песок характерен для взморья рек, Уральской Бороздины и юго-западного района. Содержание ТМ в донных отложениях (ДО) Северного Каспия в 2003 г. увеличилось относительно предыдущего периода исследований по всем показателям в среднем в 1,5 раза. Повышенный уровень тяжелых металлов на всех этапах исследований наблюдался в ДО северной части центрального приглубого района, где обнаруживались высокие концентрации свинца, кадмия, никеля, кобальта и меди, указывающие в основном на техногенный характер загрязнения. В предустьевом пространстве р. Волги, а также в зоне влияния западной волжской струи было отмечено увеличение концентраций цинка, меди и марганца, обусловленное в большей степени речным стоком и геохимическим фоном этих районов. На востоке Северного Каспия наиболее загрязнены ТМ ДО мелководий, где понижена динамическая активность водных масс и активизированы процессы зарастаемости и аккумуляции наносов. Высокий уровень содержания ТМ был характерен для грунтов Уральской Бороздины, отличающейся в течение ряда лет хроническим характером загрязнения. ДО Среднего Каспия, представленные в основном ракушечником и в меньшей степени – илистым песком, отличались от ДО Северного и Южного Каспия более высоким содержанием цинка, меди, кадмия и марганца. Зоны повышенных концентраций этих металлов на восточном побережье локализовались у мыса Песчаный и Ракушечный, на западном – у мыса Буйнаки п-ва Аграханский, где определенную долю загрязнений вносит сток р. Терек.

Тяжелые металлы, как и другие загрязняющие вещества из воды и донных отложений,



мигрируют в различные виды гидробионтов и с этими кормовыми компонентами передаются следующему звену пищевой цепи – рыбам. В 2003 г. нами были выявлены случаи превышения допустимо-остаточной концентрации: по свинцу – на 40-60%, по кадмию – на 40-90%, по цинку – на 4,5-14,5%, в каспийских бычковых в среднем в 40%-х обработанных проб, а также повышение уровня содержания марганца, никеля относительно 2002 г. Несмотря на очень низкие концентрации ртути в воде, содержание этого элемента в каспийских бычковых на протяжении 5 лет практически не изменялось и составляло 0,025-0,055 мг/кг.

Зарегистрированный уровень содержания ХОП в каспийских бычковых был довольно низким, но достаточно стабильным на всей изучаемой акватории и составлял 0,2-0,4 мкг/кг по Σ ГХЦГ и 2,7-2,8 мкг/кг по Σ ДДТ при санитарном нормативе 200,0 мкг/кг.

Размах обнаруженных концентраций ароматических углеводов в тканях каспийских бычковых составляли от 5 до 27% общего количества углеводов. Осенний период характеризовался более высокими показателями, чем летний. По итогам исследований текущего года, содержание ароматических УВ было зафиксировано на уровне 2002 г. Среднее содержание ПАУ в бычках составило 1%. В основном были идентифицированы ароматические углеводороды, имеющие "нефтяное" происхождение (бифенил, аценанафтилен, аценафтен), и ПАУ бензопиреновой группы, имеющие антропогенную этиологию.

Накопление загрязняющих веществ в бычковых рыбах, которые не совершают больших миграций, дает возможность выделить участки акватории, наиболее подверженные загрязнению. Таковыми в 2003 г. являлись районы северо-западной и западной части Северного Каспия, наиболее подверженные влиянию стока западной волжской струи, а также районы свала глубин Белинского, Сухо-Белинского банков и центральная часть Кулалинского порога.

До 2003 г. вобла, по нашим данным, была одной из самых "чистых" рыб. В отчетный период в 60%-х проб уровень содержания свинца во внутренних органах воблы изменялся от 1,0 до 20,9 мг/кг при среднем показателе 6,0 мг/кг. Такая же картина наблюдалась и по кадмию. Одновременно в этих же образцах было зарегистрировано повышение уровня содержания меди, марганца и никеля относительно 2002 г.

В осенний период обнаруженные величины ХОП во внутренних органах воблы в несколько раз превышали показатели предыдущего года исследований.

Летом среднее содержание АУ в вобле составило 9,6%. Высокие концентрации АУ во внутренних органах воблы были зафиксированы в осенний период в районе б. М. Жемчужная, свалов о. Укатный, Хохлатского осередка. В мышечной ткани воблы среднее содержание ПАУ составило 2%, при максимальном показателе 8%, преобладали фенантрен, антрацен, флуоретан.

Более высокий уровень содержания цинка в тканях анчоусовидной кильки был зарегистрирован в зимний период в промысловых районах Южного Каспия. В 80% этих образцов было отмечено превышение ДОК по свинцу на 2-90%. В осенний период отмечалось незначительное снижение содержания цинка в тканях анчоусовидной кильки при одновременном повышении уровня свинца и особенно кадмия. Ткани обыкновенной кильки по уровню содержания ТМ не имели ярко выраженных отличий от анчоусовидной, за исключением более высоких показателей по меди. Обнаруженные величины ртути общей как в анчоусовидной, так и в обыкновенной кильке изменялись от 0,025 до 0,085 мг/кг.

Осенью 2003 г. было зафиксировано повышение содержания марганца в тканях кильки обыкновенной на порядок и незначительное повышение содержания никеля относительно 2002 г. Такое повышение содержания марганца было характерно практически для всех исследованных представителей ихтиофауны Северного Каспия и, особенно, для его западной части и центрального района Кулалинского порога.

Содержание ХОП в каспийских кильках находилось на уровне среднегодовых величин и было значительно ниже МДУ.

В тканях кильки обыкновенной диапазон обнаруженных концентраций ПАУ составил 21,5%. Максимальная величина была зафиксирована на востоке Северного Каспия, в районе Кулалинского порога. Преобладали в основном ПАУ нефтяного происхождения, а также бензопирен.

Диапазон содержания ртути общей в тканях и органах осетровых в 2003 г. составил 1,04 мг/кг. Наибольшие величины этого элемента были характерны для печени и мышечной ткани белуги, отобранной в летний период в юго-восточной части Южного Каспия, в районе о. Огурчинского и банки Ульского.



В 2003 г. отмечено незначительное повышение уровня содержания меди в тканях осетровых. Такая же картина прослеживалась и по свинцу. Превышение ДОК по свинцу в мышечной ткани осетровых на 2-40% было зарегистрировано в 25% проб. Высокие концентрации кадмия (0,17-0,70 мг/кг) были зафиксированы в тканях и органах белуги. Отмечались случаи превышения ДОК по кадмию на 15-25%.

По уровню содержания цинка органы и ткани осетровых можно расположить в следующем порядке: печень > мышцы > жабры > репродуктивные органы. Превышение ДОК по цинку в отчетном году в мышечной ткани осетровых не было зарегистрировано.

В 2003 г. в тканях и органах осетровых было зафиксировано незначительное, в отличие от других видов рыб, повышение содержания марганца и никеля.

Анализ многолетней динамики накопления ХОП в тканях осетровых (1984-2003 гг.) показал некоторое снижение этого показателя относительно 2002 г. Максимальные концентрации ХОП в тканях и органах осетровых отмечены в зимний период в юго-восточной части Южного Каспия, в районе б. Грязный вулкан. Все обнаруженные величины ХОП были на 1-2 порядка ниже МДУ.

Максимальный показатель АУ (36,4%) был зафиксирован в мышечной ткани осетровых в районе б. Ракушечная-Горбачек. В жабрах осетровых размах обнаруженных концентраций АУ составлял 8,6-28,1%, что свидетельствует о наличии нефтяного загрязнения на участках, совпадающих с миграционными путями осетровых.

Наблюдения, проводимые за степенью кумуляции токсикантов в тканях и органах каспийского тюленя как представителя высшего звена трофической цепи Каспийского бассейна, представляют особый интерес. Полученные нами результаты свидетельствуют, что каспийский тюлень принимает на себя максимальную антропогенную нагрузку. Так, в образцах печени, отобранных у взрослых особей летом в районе о. Жемчужный, были зафиксированы высокие концентрации свинца (1,4-5,0 мг/кг), кадмия (0,34-0,70 мг/кг), общей ртути (6,2-19,2 мг/кг). В отчетном году было отмечено снижение уровня содержания цинка как в печени, так и в подкожном жире относительно прошлогодних показателей. Размах обнаруженных концентраций ХОП в тканях и органах тюленя по сумме ГХЦГ укладывался в рамки среднемноголетних величин, а по сумме ДЦТ наблюдалось повышение относительно 2002 г. Проведенные исследования выявили наличие ароматических углеводородов во всех исследуемых образцах. В 2003 г. размах значений АУ сузился и составил в печени каспийского тюленя - 59,45 мг/кг, а в подкожном жире - 112,72 мг/кг. Такие значения АУ, в первую очередь, объясняются высоким содержанием липидов в данных образцах.

Таким образом, проведенные исследования в 2003 г. выявили:

- повышение уровня содержания свинца, кадмия, марганца и никеля в гидробионтах, при этом были зафиксированы случаи превышения ДОК по цинку, свинцу, кадмию;
- обнаруженные величины ХОП были на 1-3 порядка ниже МДУ;
- неравномерность распределения ароматических углеводородов в гидробионтах по изучаемой акватории;
- видовую специфичность степени накопления углеводородов гидробионтами;
- наличие высоких концентраций ртути общей, кадмия и свинца в печени каспийского тюленя, а также повышение уровня содержания ХОП по сумме ДДГ;
- наиболее загрязнена токсикантами была ихтиофауна западной и северо-восточной частей Северного Каспия и юго-восточной части Южного Каспия (район б. Грязный вулкан).

Оценка токсичности вод и донных отложений побережья моря и впадающих водотоков Западно-Каспийского региона для гидробионтов

Для определения токсичности вод и грунта рек Терека и Сулака, каналов К-6, К-8, Кизляр-Каспий, Старый Терек, морских вод Крайновского побережья и Кизлярского залива для фитопланктона, зоопланктона и рыб сотрудниками лаборатории водных проблем и токсикологии Дагестанского филиала КаспНИРХ было проведено биотестирование.

Фитопланктон. Для биотестирования использовалась культура пресноводной водоросли сценедесмус. Результаты исследований 2002 г. показали, что в пробах воды и грунта, отобранных в апреле в рр. Сулак, Терек, показатель чистой продукции остался на уровне контроля. В воде каналов К-6, К-8 и вытяжках грунта каналов Старый Терек и К-6 отмечено снижение показателя чистой продукции в среднем на 10% по отношению к контролю.



В пробах, отобранных в мае, в воде и вытяжках грунта рек Терек, Сулак, каналах К-6 и К-8, Кизляр-Каспий и Старый Терек показатель чистой продукции фитопланктона был на уровне контроля.

Летняя съемка была проведена после сильных дождей, вызвавших разрушение берегозащитных сооружений. В Тереке отклонение от контроля показателя чистой продукции не отмечено, за исключением пробы вытяжки грунта южнее г. Кизляра, где этот показатель был несколько ниже контроля (на 10%).

В пробах воды, отобранных в рр. Сулак, Терек, каналах Кизляр-Каспий, К-6, К-8, Старый Терек, показатель чистой продукции был на уровне контроля, а в водах Кизлярского залива, канала Кизляр-Каспий – несколько выше контроля (на 7%).

В ноябре 2002 г. в пробах воды из р. Сулак и каналов Кизляр-Каспий, К-8 показатель чистой продукции оставался на уровне контроля. Несколько отличался этот показатель в пробах воды и грунта р. Терек, грунта в каналах К-6 и Старый Терек – ниже контроля на 7%.

Нами не отмечено сильного токсического действия воды и грунта рек Сулак, Терек, Старый Терек и каналов на фитопланктон. Небольшое снижение показателя чистой продукции лишь в отдельных водоемах дает возможность говорить о благополучной в целом обстановке в 2002 г. для развития фитопланктона в низовьях рек и каналов, а также в прибрежной мелководной зоне моря в целом.

Зоопланктон. Биологический контроль вод и донных отложений рек Терек, Сулак и сбросных каналов (К-6, К-8, Кизляр-Каспий) осуществлялся методом биотестирования на дафниях – *Daphnia magna*. В ходе сезонных съемок пробы воды и грунта отбирались в водотоках на равнинных участках от р. Сулак до Кизлярского залива.

Анализ проб воды зимней съемки не выявил острого токсического эффекта. В экспозиции 24 часа во всех вариантах опытов гибель дафний не выявлена. Увеличение экспозиции до 96 часов незначительно снизило жизнестойкость зоопланктеров. В речной воде гибель была в пределах 8-10% (в контроле – 5%). Вода каналов Кизляр-Каспий, К-6, К-8 не оказывала негативного действия на жизнестойкость рачков.

Тестирование донных отложений, отобранных в тех же пунктах, выявило негативное действие терских грунтов, где гибель составила 20%.

Пробы воды, отобранные в апреле-мае в сбросных каналах Кизляр-Каспий, К-6, К-8, снижали жизнестойкость дафний на 5-10%. В речной воде гибель дафний составила: р.Терек - 30%, в р. Сулак – 15% (контроль – 0%).

Результаты биотестирования донных отложений исследованных водотоков выявили их малую токсичность – гибель 5-10%, за исключением грунта р. Терек, где их гибель составила 35%.

Результаты проб, отобранных в водоемах от р. Сулак до Кизлярского залива, показали, что в экспозиции до 48 часов гибель дафний отсутствовала во всех вариантах опытов. Увеличение экспозиции до 96 часов незначительно снизило жизнестойкость зоопланктеров, гибель отмечалась в пределах 10-20% (в контроле гибель отсутствовала).

Тестирование донных отложений, отобранных в тех же пунктах, выявило негативное действие сулакских и терских грунтов, где гибель составила 40 и 20% соответственно, что свидетельствует о вторичном загрязнении водотоков.

Биоконтроль донных отложений, отобранных в октябре, показал, что они негативного действия на жизнестойкость дафний не оказали. Как в контрольных, так и в опытных вариантах гибель зоопланктеров отсутствовала, они были активны, положительно реагировали на свет.

Исследования природных вод и донных отложений методом биотестирования на дафниях позволило выявить неблагоприятные для обитания зоопланктонных и донных организмов районы. Такими районами продолжают оставаться р.Терек и прилегающая к ней морская акватория, где вода и грунт токсичны для неадаптированной к естественным условиям лабораторной культуры дафний.

Влияние нефти на планктонные сообщества

По данным ряда авторов (Лазарев, Глушков, 1966; Андерсон и др., 1985; Шишов, Шеметов, 1985; Касымов и др., 1993; Касымов, 1994; Гаджиев и др., 2003 и др.), в процессе бурения в море происходит интенсивное загрязнение водной толщи и донных отложений технологическими отходами, содержащими различные токсические вещества, представляющие серьезную опасность для всех гидробионтов, представителей каспийской флоры и фауны, в том числе не только для



рыб, но и для беспозвоночных, являющихся пищевыми для них организмами. Загрязняющие вещества при морском бурении скважин представлены буровым шламом, выбуренной породой и, особенно, токсичными буровыми растворами, в которых используются нефть, различные химические реагенты. Только на 1 м³ проходки при бурении приходится в среднем 68 кг загрязняющей органики.

Влияние нефти, газоконденсата, буровых растворов и буровых шламов на биоту Каспия (фито-зоопланктон, рыбы) приведено в работах сотрудников ДФ КаспНИРХ Кострова Б.П., Панарина А.П., Горбуновой Г.С., Коваленко Л.В., Гараниной С.Н. (Абдусаматов и др., 2006; Коваленко и др., 2006; Горбунова, Панарина, 2009; Гаранина 2009 и др.).

Буровые отходы содержат такие токсические вещества, как КМЦ и его аналоги, акриловые полимеры (М-14, Метас, НР-5), ОЭЦ, ГКЖ-10, ГКЖ-П, петросил – 2 м, комплексоны, соду каустическую и кальцинированную, лигносульфанаты, полиакриламид, гуматные реагенты, триксан, нефть и ее производные, хромпик и другие вещества. В настоящее время нет данных о вредности отдельных веществ и их суммарном воздействии на гидробионтов. Для многих ингредиентов, используемых при буровых работах в море, нет ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Были определены лишь летальные для гидробионтов дозы хромпика, соды каустической и кальцинированной, бурового шлама, реагентов КССБ, ФХЛС, С-ТПФ. Для молоди каспийских рыб установлено, что наиболее токсичными являются баритовый утяжелитель, известь, каустическая сода, бихромат калия и некоторые другие реагенты органического происхождения, используемые при проведении буровых работ.

Во время разведочных буровых работ и при промышленной добыче нефти в море вокруг буровых установок и платформ образуется зона загрязнения. Величина шлейфа мутности (шлейфа загрязнений), его протяженность и конфигурация зависят от течений, постоянных или ветровых, их скорости и направления. Загрязненная зона вокруг каждой буровой установки может составлять до 80-100 га.

Данные, приведенные в предыдущих разделах, показывают, что основные ресурсы морских, проходных, полу проходных и речных рыб, а также их кормовая база в западно-каспийском регионе сосредоточены в прибрежной мелководной и шельфовой морской зоне моря. Здесь же в последнее время начаты работы по разведке и освоению углеводородного сырья. В целях предотвращения нефтяного загрязнения и оценки его влияния на морскую экосистему крайне важно знать воздействие нефти на планктонные сообщества.

Влияние нефти на фитопланктон. Значительную долю в загрязнении морских и пресных вод составляют нефть и нефтепродукты. Поскольку они довольно стойки, могут осаждаться на дне и оттуда выноситься током воды вновь в фотосинтетический слой, необходимо установить влияние этого загрязнения на развитие фитопланктона, который на 90% определяет первичную продукцию живого вещества в море. Кроме того, его участие в процессе фотосинтеза обеспечивает около 70% кислорода на Земле (Ткаченко, Айвазова, 1974).

Влияние нефти на фитопланктон тесно связано с уровнем первичной продукции. Нами проводились исследования на природных сообществах одноклеточных водорослей Каспийского моря. Нефть бралась в концентрациях 1,25; 2,5; 5,0; 10,0 мг/л, экспозиция составляла 20-30 суток. Опыты проводились в различные сезоны года, при различной температуре морской воды и разнообразном видовом составе водорослей.

В начале декабря отобранный фитопланктон представлен в основном диатомовыми водорослями: *Rhizosolenia calcar-avis* и *Exsuviella cordata*. В это время года температура воды около 10°C и фитопланктон сравнительно разнообразен. Процессы продукции и деструкции также не ниже осенних и, по нашим данным, составляли в контроле в среднем 5,3 и 2,2 мг О₂/л соответственно. Отмечено ингибирующее влияние нефти на водоросли как в зависимости от ее концентрации, так и от времени экспозиции. Показатель валовой продукции, начиная с концентрации 1,25 мг/л, снижался к концу опыта в 2,5 и 5 раз в зависимости от концентрации (табл. 7).

Более четкая зависимость выражена у показателя чистой продукции. Так, в концентрации 1,25 мг/л она уменьшалась почти в 2 раза в первые сутки, а к концу опыта составляла только 26,5 % от контроля. В концентрациях 2,5 и 5,0 мг/л нефти к 20 суткам она отсутствовала, а в концентрации 10,0 мг/л резко снижалась к 10 суткам, на 20 сутки также отсутствовала. Что касается потребления кислорода на процессы деструкции, то во всех концентрациях оно в основном выше контрольного. Снижение на 50% отмечено к концу опыта в концентрациях 2,5 и 10,0 мг/л. Таким



образом, присутствие нефти усиливало деструкционные процессы в начале опыта во всех концентрациях.

Таблица 7

Действие нефти на продукцию фитопланктона Каспийского моря в разные сезоны года

Концентрация , мг/л	Продукция	Кислород, мг/л						Кислород, мг/л												
		ноябрь-декабрь экспозиция, сут						февраль, экспозиция, сут			май - июнь, экспозиция, сут						август - сентябрь, экспозиция, сут			
		1	10	20	1	10	20	30	1	20	30	1	5	10	20	30	1	5	10	20
Контроль	Валовая продукция	5,2	5,3	5,4	0,3	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	2,5	1,8	1,8	1,3	1,3	2,7	за	2,5	2,8	3,7
	Чистая продукция	3,2	1,7	3,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,5	0,3	0,3	0,8	0,3
	Деструкция	2,0	2,6	2,0	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	1,8	1,1	1,1	0,6	0,6	2,2	2,9	2,1	2,0	3,4
1,25	Валовая продукция	5,6	4,8	1,1	0,3	0	0,3	0,3	0,3	0,3	2,6	1,8	1,8	1,5	0,9	2,6	0,8	2,1	0,8	1,7
	Чистая продукция	1,8	1,7	0,9	-	-	-	-	-	-	0,7	0,7	0,8	0,8	-	0,7	0,2	0,3	-	-
	Деструкция	3,8	3,1	2,0	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	1,9	1,1	0,8	1,2	0,9	1,9	0,6	1,8	0,8	1,7
2,50	Валовая продукция	4,4	0,9	1,2	0,2	0,1	0,7	0,3	0,3	0,3	1,6	1,5	1,3	0,6	1,3	2,8	1,4	0,8	0,7	0,7
	Чистая продукция	0,9	1,2	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	-	-	-	-	0,3	0,4	-	-	-
	Деструкция	3,5	3,7	1,0	0,3	0,1	0,6	0,2	0,2	0,3	1,3	1,2	1,3	1,3	1,3	2,5	1,0	0,8	0,6	0,6
5,0	Валовая продукция	4,5	3,9	2,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	1,5	1,2	1,0	0,6	0,3	0,9	0,7	0,6	0,8	0,7
	Чистая продукция	1,8	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Деструкция	2,7	2,6	2,0	0,2	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	1,9	1,2	1,6	0,6	0,6	0,9	0,7	0,6	0,8	0,7
10,0	Валовая продукция	4,2	3,5	1,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	1,3	1,0	0,9	0,4	0,3	1,1	0,7	0,5	0,4	0,4
	Чистая продукция	1,4	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Деструкция	2,8	3,2	1,0	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	2,0	2,4	2,2	0,4	0,3	1,2	0,7	0,6	0,5	0,4



В отношении фитопланктона, отобранного в феврале, можно сказать, что процессы его жизнедеятельности низки, что связано с бедностью видового состава и низкими температурами вод, а также с малой освещенностью. Фитопланктон состоит в основном из диатомей и пиррофитовых. Величины валовой продукции в контроле очень низки и составляли 0,1-0,4 мг/л. Чистая продукция в контроле – 0,1 мг/л O_2 , в опыте она отсутствовала.

Потребление кислорода на деструкционные процессы снижалось с увеличением концентрации на 60-70% к концу опыта.

В июне, в связи с прогревом воды, увеличением освещенности, фитопланктон широко представлен. На всем Махачкалинском-Самурском участке происходит интенсивное образование продукции, несмотря на недостаточное количество биогенных элементов. Основными продуцентами являются диатомовые, которые в фитопланктоне составляют более 50% по биомассе, вторые на этом месте пиррофитовые, в основном эксувиелла сердцевидная (*Ex. cordata*) (Салманов, 1987). В контроле валовая продукция составляла 1,3-2,5 мг/л O_2 , деструкция была выше февральской. Токсичность нефти проявлялась в подавлении фотосинтеза, и чистая продукция, начиная с концентрации 1,25 мг/л (3 0 суток) и 2,5 мг/л (10 суток), отсутствовала. Полностью отсутствовал этот показатель в концентрациях 5,0 и 10,0 мг/л. Снижение уровня деструкционных процессов и уменьшения потребления на них кислорода отмечено в концентрации 10 мг/л к 20 суткам на 30% по отношению к контролю.

В сентябрьском опыте величины валовой продукции в контроле выше июньских. Осенью наиболее многочисленны диатомовые. В перидиниевых и синезеленых преобладают *Ex. cordata*, *Aph. flos-aquae*, *Nadularia harreyana* (Салманов, 1987). В этот период продукционные и деструкционные процессы идут интенсивно. Валовая продукция составляла в контроле 2,5-3,7 мг/л O_2 , деструкция – от 2,0 до 3,4 мг/л O_2 . Чистая продукция в концентрации 1,25 мг/л нефти отсутствовала с 20 суток опыта, в концентрации 2,5 мг/л – с 10 суток, а в других концентрациях она отсутствовала полностью уже с первых суток. Потребление кислорода на деструкцию в концентрации 1,25 мг/л снижалось на 50% к концу опыта. В других концентрациях токсичность нефти проявлялась уже с 5-х суток, и к концу опыта потребление кислорода на деструкцию снижалось до 20% к контролю.

Итак, на основе проведенных опытов в различные сезоны года выявлено токсическое действие нефти в концентрациях от 1,25 до 10,0 мг/л. В общем происходит снижение показателя чистой продукции во всех сезонах, вплоть до ее полного исчезновения с 10 суток в концентрациях 2,5-10,0 мг/л, особенно в теплое время года: в июне, сентябре; в декабре токсичность проявлялась меньше: с концентрации 2,5 мг/л и с 20 суток.

Что касается февральского опыта, то здесь можно отметить не только токсическое действие нефти, но и видовую бедность фитопланктона, низкую температуру, малую освещенность, о чем свидетельствуют низкие показатели чистой продукции и деструкции в контроле.

Наиболее активно деструкционные процессы отмечались в июне, сентябре в условиях высоких температур и максимальной численности бактериопланктона – основного агента деструкции. Однако деструкционные процессы снижались под действием нефти, и в концентрациях 2,5-10,0 мг/л к концу опыта потребление кислорода снижается на 80% от контроля. Снижение величины чистой продукции у водорослей в процессе опыта в июне-сентябре и увеличение потребления кислорода на деструкционные процессы можно объяснить усилением токсичности нефти, увеличением в воде продуктов ее деградации, вызванное высокой температурой морской воды в жаркое время года.

По данным Ткаченко и Айвазовой (1974), на разные формы морских водорослей одни и те же нефтепродукты действуют неодинаково. В концентрациях нефтепродуктов (бакинская нефть) от 0,05 до 500 ПДК у каспийской водоросли *Ankistrodesmus convolutus* отмечалось ингибирование жизнедеятельности при 10 ПДК, и с увеличением концентрации наблюдалось угнетение фотосинтеза в отдельных случаях до 40% по сравнению с контролем. Хронические опыты до 10 ПДК отмечали стимулирование фотосинтетической активности до 2-х недель, далее наступало угнетение. Стимулирование фотосинтеза, по-видимому, объясняется либо изменением взаимоотношений в симбиозе "фитопланктон – бактериопланктон", либо обогащением раствора минеральными веществами, являющимися источником питания фитопланктона и появляющимися в результате минерализации органического вещества, вносимого вместе с нефтью.

Данные о скорости распада нефтепродуктов показывают, что нефтяные загрязнения воды снижаются за 7 суток на 15% при 5°C и 40-50% – при 20°C. Считают, что в летний период интен-



сивность распада углеводов в поверхностном слое в местах загрязнения нефтепродуктами составляет 0,1-1,0 мг/л в сутки в пересчете на соляровое масло. По данным авторов (Миронов, 1970), для морских водорослей мазут более токсичен, чем солярка. Отмечаются также значительные сдвиги pH среды при нефтяном загрязнении, что само по себе может подавить развитие водорослей. Нефть и нефтепродукты сокращают количество поколений водорослей (Kasimov, Aliev, 1973; Mamnaerts-Billiet, 1973).

Увеличение солености уменьшает способность нефти к осаждению. Эмульсии образуют пленки нефти на поверхности воды, где находится фитопланктон. Распределение введенной в морскую среду нефти между поверхностью пленки, раствором, эмульсией и твердой фазой зависит от многих факторов (Нельсон-Смит, 1973).

Влияние нефти (0,05 и 0,5 мг/л) на фотосинтез естественных фитоценозов Каспийского моря в период вегетации ризосолении и *Ex. cordata* проявлялось начальной стимуляцией, затем угнетением. Токсичность действия ромашкинской нефти выше мангышлакской. При совместном действии нефтепродуктов (до 5 мг/л) и СПАВ (до 1 мг/л) отмечался усиливающий эффект. Подавление процесса продукции органического вещества в опыте сопровождается увеличением потребления кислорода на процесс деструкции. После прекращения затравки интенсивность фотосинтеза осталась на более низком уровне, что свидетельствует о том, что негативные последствия стресса сохраняются более длительное время (Дохолян, и др., 1979). При совместном действии СПАВ и хлора вследствие обогащения среды биогенными веществами (т. к. нефтепродукта окисляют хлор) повышается уровень первичной продукции. При значительном количестве хлора нефтепродукты усиливают токсический эффект, т. к. образуются токсические хлорорганические соединения и снижают скорость трансформации нефтепродуктов.

Сточная вода, прошедшая полный цикл очистки с содержанием нефтепродуктов 0,3-2,0 мг/л, снижает интенсивность фотосинтеза *сценедесмуса* на 7-16% по сравнению с контролем, а сточная вода, прошедшая только механическую очистку с концентрацией нефтепродуктов 0,2-2,5 мг/л, тормозит процесс фотосинтеза на 15-100 % (Мураткина, 1985).

В загрязненных нефтью участках Каспийского моря обитают водоросли различных видов. Среди них как в течение года, так и в отдельные сезоны активно развиваются диатомовые. Развитие же других водорослей носит региональный характер и зависит от степени загрязнения морской воды. На малозагрязненных участках моря из диатомовых часто встречаются представители р. *Chaetoceros* (весной) и *Rh. calcar-avis* (весной и осенью), а также полисапробная форма *Melosira moniliformis* и некоторые другие виды из класса *Pennatae*.

В планктоне нередко также синезеленые и зеленые водоросли (летом), а из перидиниевых во всех пробах – *Ex. covrdata* (почти во все сезоны года). Суммарное количество фитопланктона в этих местах доходит от 120 тыс. кл/л до нескольких млн. Это обогащает морскую воду кислородом (9,4-9,98 мг/л), тем самым способствуя интенсивному ее самоочищению (Гасанов, Бабаев, 1975).

Антропогенное загрязнение нефтью причиняет ущерб фауне Каспийского моря на его западном шельфе – самом продуктивном, где формируется кормовая база и происходит нагул рыб, снижается биомасса планктонных и бентосных организмов с 1960-х годов на Апшеронском полуострове, Прикуринском районе моря. Большая биомасса фитопланктона в глубоководных районах после отмирания способна увеличить расход кислорода, что может привести к анаэробноз. Вызывает тревогу снижение продукции бактериопланктона (Салманов, 1987).

На основании ранее полученных данных о токсичности нефтепродуктов на морских и пресноводных гидробионтов, в настоящее время в связи с увеличением добычи нефти на Каспийском бассейне, необходимо продолжение исследований по действию этого токсиканта на экологию уникального водоема.

Влияние нефти на зоопланктон. Экспериментальные исследования по действию сырой нефти на зоопланктонные организмы проводили на калянипедах в лабораторных условиях, согласно вышеуказанной методике.

Учитывая высокое содержание парафинов в составе испытуемой нефти, опыты ставились при различных температурных режимах. Исследование начинали при температуре воды 10-12°C в диапазоне концентраций 0,05; 0,10; 1,0; 1,50; 2,50; 5,00 мг/л в течение 48 часов.

Результаты эксперимента не выявили резкого ингибирования жизнестойкости калянипед. К концу экспозиции лишь в максимальных концентрациях (2,50; 5,00 мг/л) отмечен незначительный отход рачков – 7-10%, в остальных вариантах опыта гибель отсутствует, калянипеды активно



перемещались и положительно реагировали на свет.

Аналогичные данные по резистентности планктонных гидробионтов при кратковременном действии нефти получены рядом авторов (Миронов, 1973).

Влияние нефтяной интоксикации в хронической экспозиции (30 суток) определяли в диапазоне концентраций от 0,5 до 10,0 мг/л. Выживаемость калянипед учитывалась на 5, 10, 15, 20 и 30-е сутки (табл. 8), опыты проводились при температуре воды 10-12° С.

Анализ полученных данных свидетельствует о высокой резистентности копеподы: так, в диапазоне концентраций 0,50-2,50 мг/л и к концу экспозиции отмечена гибель единичных экземпляров. В растворах с максимальной концентрацией – 10,0 мг/л гибель составила 42% при 90% выживаемости рачков в контроле.

Рассчитанные методом пробит-анализа по Прозоровскому основные параметры токсичности составили: ЛК₀-1,99; ЛК₅₀- 3,00; ЛК₁₀₀-8,55 (мг/л).

Жизнестойкость калянипед в испытуемых концентрациях нефти можно объяснить ее химическим составом и температурным фактором. Согласно наблюдениям Нельсона-Смита, при температуре 10-15°С скорость распада парафинсодержащей нефти приближается к нулю. Данные его полевых исследований указывают на удивительно незначительное влияние катастрофических нефтяных разливов на морской планктон, ввиду малой растворимости нефти с высоким содержанием парафинов в морской воде (Нельсон-Смит, 1973).

Таблица 8

Действие нефти на жизнестойкость калянипед, %

Экспозиция, суши	Контроль	Концентрация нефти, мг/л				
		0,50	1,25	2,50	5,00	10,0
5	0	0	0	0	7±0,52	10±0,625
10	0	0	0	0	10±1,27	18±1,66
15	0	0	70	5±0,13	18±2,42	25±2,94
20	5±0,47	5±0,25	7±0,36	13±1,04	28±2,30	33±3,04
30	10±1,12	10±1,06	12±2,08	17±2,08	28±2,35	42±3,11

Следующая серия опытов проведена при температуре воды 23-25°С (табл. 9).

Таблица 9

Действие нефти на жизнестойкость калянипед, %

Экспозиция, сутки	Контроль	Концентрация нефти, мг/л				
		0,50	1,25	2,50	5,00	10,0
5	0	0	3±0,11	12±0,82	20±0,26	28±0,23
10	7±0,43	0	7±1,23	20±1,47	30±1,45	35±1,06
15	13±1,06	5±0,37	15±2,20	26±2,12	40±2,31	63±2,04
20	17±2,04	7±1,25	18±2,67	36±2,30	53±4,00	95±3,02
30	21±2,65	10±2,03	22±4,01	48±3,06	83±2,25	100

Повышение температуры воды привело к снижению жизнестойкости калянипед. Так, к концу хронической экспозиции высокотоксичной стала концентрация 5,0 мг/л, где гибель стала составила 83%, а летальной – максимальная концентрация 10,0 мг/л. В минимальных концентрациях гибель копепод была на уровне контрольных величин. При концентрациях 5,00; 10,00 мг/л начиная с 15-х суток калянипеды перестают совершать вертикальные (пищевые) миграции, перемещаются лишь в придонном слое, что свидетельствует о нарушении пищевых рефлексов и приводит к гибели рачков.

Параметры токсичности второй серии опытов составила (мг/л): ЛК₀ – 1,07; ЛК₅₀ – 2,39; ЛК₁₀₀ – 5,15.

Третья серия опытов была поставлена при температуре воды 20-18°С в том же диапазоне концентраций (табл. 10).

Снижение температуры воды в среднем на 5°С повысило устойчивость калянипед к нефтяной интоксикации. И хотя в максимальной концентрации гибель, как и в предыдущей серии, дос-



тигла 100%, в концентрациях 5,0 и 2,500 мг/л выживаемость увеличивалась на 28 и 20% соответственно.

Снижение токсического эффекта подтверждает и рассчитанные параметры токсичности (мг/л): ЛК₀ – 1,63; ЛК₅₀ – 4,19; ЛК₁₀₀ – 6,85.

Таблица 10

Действие нефти на жизнестойкость калянипед, %

Экспозиция, сутки	Контроль	Концентрация нефти, мг/л				
		0,50	1,25	2,50	5,00	10,0
5	0	0	0	7±0,64	12±0,48	12±1,06
10	0	0	7±1,02	15±1,24	15±1,08	25±1,28
15	3±0,21	0	12±2,12	20±2,07	30±2,25	55±2,04
20	7±1,04	8±1,04	15±3,06	22±2,24	42±2,36	75±3,07
30	10±2,06	12±2,37	22±3,28	28±3,04	55±3,70	100

Исследования по действию нефти на морской зоопланктон в определенной степени противоречивы. Так, наблюдения за капеподами после выброса нефти в проливе Санта-Барбара показали отсутствие какого-либо токсического влияния (Straughan, 1970). Разлив мазута также не вызывал каких-либо изменений в популяциях *Calanus finmarchicus* (Orton, 1965). Более того, при нефтяных разливах Спонер наблюдал увеличение численности зоопланктона (Spooner, 1968; Нельсон-Смит, 1977). Причина такого скопления простейших в зоне разлива объясняется сорбированием каплями нефти органических частиц и бактерий, которые служат кормом зоопланктону.

Лабораторные исследования на культуре морских простейших *Euplotes* sp. позволили установить, что они захватывают частицы нефти с сорбированной органикой (Andrews, Floodgate, 1974). С другой стороны, по литературным данным (Миронов, 1969), токсическое влияние нефти на *Acartia clausi* проявлялось уже при концентрации 0,001 мг/л. Аналогичное действие оказывала нефть на *Calanus* sp., *paraclanus parvus*, *Centropages ponticus*, *Oithona pama* (Миронов, 1973).

Высокая чувствительность ракообразных к нефти отмечена и другими авторами (Дохолян и др., 1979). При этом следует отметить, что различные виды нефти по разному действует на зоопланктонные организмы (Миронов, 1973).

Таблица 11

Сезонные изменения жизнестойкости калянипед при действии нефти (30 суток)

Время проведения эксперимента	Концентрация, мг/л	Гибель, %	Токсикометрические параметры, мг/л
Весна	Контроль	10	
	0,50	10	ЛК ₀ – 1,99
	1,25	12	
	2,50	17	ЛК ₅₀ – 3,00
	5,00	28	
	10,00	42	ЛК ₁₀₀ – 8,55
Лето	Контроль	20	
	0,50	10	ЛК ₀ – 1,07
	1,25	22	
	2,50	48	ЛК ₅₀ – 2,39
	5,00	83	
	10,00	100	ЛК ₁₀₀ – 5,15
Осень	Контроль	10	
	0,50	12	ЛК ₀ – 1,63
	1,25	22	
	2,50	28	ЛК ₅₀ – 4,19
	5,00	55	
	10,00	100	ЛК ₁₀₀ – 6,85



В свою очередь, значительных видовых отличий в чувствительности зоопланктона не отмечено (Миронов, 1973), кроме различия на разных возрастных стадиях, особенно на стадии линьки.

Анализируя вышесказанное, следует отметить, что сведения по действию нефти на морской зоопланктон весьма ограничены, а данные по влиянию нефти на зоопланктон Каспийского моря практически отсутствуют.

Проведенные нами исследования на морском зоопланктоне Каспия в течение трех сезонов представлены в сводной табл. 11, из которой следует, что существенную роль в токсичности испытуемой сырой нефти для калянипед играют концентрация, продолжительность экспозиции и температурный фактор.

Влияние нефти на физиолого-биохимические показатели рыб

Гематологические показатели. Среди многочисленных токсических веществ, загрязняющих водную среду, наибольшую опасность для гидробионтов продолжают представлять нефть, нефтепродукты, отходы бурения и другие. Особую актуальность данная проблема представляет для водоема замкнутого типа, таковым является Каспийское море (Дохолян и др., 1980).

Результаты экспериментальных исследований влияния нефти на некоторые показатели крови рыб Каспия представлены в табл. 12.

Таблица 12

Гематологические показатели сеголеток осетра при действии нефти

Экспозиция, сут.	Контроль	Концентрация нефти, мг/л			
		1,25	2,5	5,0	10,0
Гемоглобин, г%					
5	5,2±0,5	4,7±0,7	4,0±0,6	3,7±0,8	3,7±1,0
10	5,3±0,5	3,7±0,8	3,3±0,8	3,2±0,7	3,5±0,9
20	5,0±0,7	4,2±0,9	3,4±0,5	3,4±0,6	3,3±0,9
30	4,8±0,6	3,9±0,1	3,3±0,7	3,1±0,6	3,0±0,7
Эритроциты, п x 10 ⁶					
5	0,560±0,02	0,397±0,05	0,400±0,02	0,401±0,06	0,371±0,06
10	0,513±0,03	0,450±0,06	0,375±0,04	0,335±0,05	0,347±0,06
20	0,501±0,02	0,441±0,05	0,330±0,03	0,350±0,07	0,347±0,08
30	0,481±0,01	0,413±0,07	0,361±0,07	0,321±0,09	0,335±0,08
Лейкоциты, п x 10 ³					
5	22,9±1,0	18,4±1,4	19,7±1,7	20,6±2,0	17,2±1,9
10	22,2±1,0	18,5±1,5	17,4±1,8	15,2±1,7	16,3±1,8
20	22,1±1,2	14,8±1,5	15,6±1,6	14,7±1,6	14,8±1,7
30	22,6±1,4	16,9±1,8	14,7±1,6	14,4±1,7	13,8±1,8

Анализ полученных данных позволяет сказать о негативном действии нефти на молодь осетра. Во всех испытуемых концентрациях имело место изменение гематологических показателей. Наблюдалась анемия у рыб, находившихся в среде с нефтью. Причем более выраженный токсический эффект проявлялся в концентрации 2,5-10,0 мг/л. К концу опыта (на 30-е сутки) в концентрациях 5,0 и 10,0 мг/л содержание гемоглобина в крови рыб падало на 35 и 38% соответственно.

Были выявлены изменения при подсчете эритроцитов в периферической крови осетра. Происходило снижение их количества на всем протяжении опыта на 30-35% против контрольного варианта.

При исследовании клеток белой крови во всех вариантах опыта обнаружена лейкоцитопения, которая значительно проявлялась начиная с 10-х суток пребывания рыб в среде с нефтью концентрацией 2,5 мг/л и более.

У рыб, находившихся в среде с нефтью концентрацией 1,25 мг/л, число лейкоцитов снижалось на 20% в начале опыта (на 5-е сутки) и на 30% – к концу опыта (на 20-30-е сутки). У осетров из концентрации 2,5 мг/л к 30-м суткам количество клеток уменьшалось на 35%. Приблизительно на таком же уровне были выявлены изменения числа лейкоцитов у рыб, находившихся в концентрациях 5,0 и 10,0 мг/л. К концу опыта их количество снижалось соответственно на 36 и 40% против значений в контрольном варианте.



Данные проведенных исследований по оценке воздействия нефти на гематологические показатели других рыб Каспия – воблы и бычка-кругляка (табл. 13 и 14), также свидетельствуют о пагубном действии нефти на рыб, что согласуется с данными, полученными в 80-х годах (Дохолян, Горбунова и др., 1980) на представителях ихтиофауны Каспия.

Выявленные нами нарушения в периферической крови у осетра, воблы, бычка-кругляка отмечали также и другие авторы у черноморских видов рыб (Котов, 1976; Мазманиди, 1977; Ковалева, Мазманиди, 1978; Ковалева, 1979).

Таблица 13

Гематологические показатели воблы при действии нефти

Экспозиция, сут.	Контроль	Концентрация нефти, мг/л			
		1,25	2,5	5,0	10,0
Гемоглобин, г%					
5	9,9±0,5	9,6±0,9	7,8±0,8	8.3±0,9	9,3±1,0
10	10,1±1,0	9,9±0,8	7,5±0,7	8,1±0,7	10,0±1,2
15	10,5±0,8	9,7±1,0	7,8±0,8	7,9±0,5	9,5±0,8
25	9,0±0,5	7,9±0,6	7,3±0,6	8,7±0,5	7,9±0,6
30	9,0±0,5	7,7±0,7	7,0±0,5	7,9±0,5	7,8±0,6
Эритроциты, п x 10 ⁶					
5	1,880±0,02	1,806±0,08	1,653±0,07	1,693±0,07	1,779±0,08
10	1,988±0,02	1,937±0,07	1,686±0,08	1,582±0,08	1,890±0,09
15	1,848±0,02	1,778±0,08	1,790±0,07	1,720±0,07	1,702±0,08
25	1,840±0,03	1,689±0,09	1,565±0,09	1,648±0,06	1,725±0,06
30		1,627±0,09	1,545±0,08	1,665±0,05	1,647±0,06
Лейкоциты, п x 10 ³					
5	23,3±2,0	20,7±2,5	19,3±2,0	16,6±2,5	14.7±2,0
10	24,8±2,1	23,3±2,7	21,0±2,3	17,6±2,0	16,3±1,8
15	23,9±2,0	22,0±2,3	18,3±1,8	16,9±2,0	16.5±1,9
25	24,2±1,8	21,6±2,3	19,4±1,8	16,5±1,5	15,5±1,7
30	24,6±2,2	20,5±1,9	17,6±1,6	16,6±1,7	16,1±1,4

Таблица 14

Гематологические показатели бычка-кругляка при действии нефти

Экспозиция, сут.	Контроль	Концентрация нефти, мг/л			
		1,25	2,5	5,0	10,0
Гемоглобин, г%					
5	5,1±0,6	3,7±0,2	4,4±0,4	4,6±0,3	5,0±0,8
10	5,2±0,5	4,9±0,6	4,2±0,2	3,9±0,2	4,0±0,2
15	5,0±0,5	3,8±0,5	3,5±0,2	3,8±0,6	4,0±0,3
25	4,4±0,6	3,2±0,4	3,9±0,9	2,9±0,2	3,1±0,3
30	4,5±0,6	4,3±0,4	3,1±0,1	3,0±0,5	2,8±0,3
Эритроциты, п x 10 ⁶					
5	0,553±0,02	0,498±0,04	0.609±0,06	0,528±0,06	0,568±0,08
10	0,527±0,03	0,410±0,02	0,377±0,04	0,352±0,02	0,363±0,06
15	0,560±0,03	0,357±0,02	0,340±0,05	0,342±0,03	0,440±0,05
25	0,481±0,02	0,341±0,03	0,377±0,03	0,305±0,04	0,340±0,07
30	0,527±0,05	0,346±0,04	0,322±0,05	0,315±0,04	0,382±0,07
Лейкоциты, п x 10 ³					
5	23,6±2,0	21,1±1,2	14,0±1,5	17,1±2,8	15,9±1,4
10	24,3±2,0	20,9±1,3	17,1±1,3	16,1±2,0	14,8±1,3
15	23,5±2,1	20,8±1,3	19,5±1,7	17,1±1,8	16,0±1,3
25	23,3±2,0	20,6±1,5	19,1±1,6	16,2±1,5	15,4±1,5
30	23,1±2,1	20,8±1,8	19,3±1,6	17,8±1,8	16,0±1,7



Биохимические показатели. Липиды выполняют важнейшие функции в развивающемся организме, в том числе: структурную (клеточные мембраны, миелинизация нервов, морфогенез), защитную, терморегуляционную и другие. Именно мембранные структуры являются мишенями для ксенобиотиков, а липидный матрикс на 95% состоит из фосфолипидов и холестерина.

Анализ литературных сведений (Богдан, 1997; Нефедова, Тайвонен, 1997) показывает, что обмен липидов в теле рыб проявляет высокую чувствительность к различного рода загрязнителям, в том числе нефтяным продуктам и сопутствующим им растворам.

Показано, что под действием тяжелых металлов значительно понижается в теле молоди осетра доля нейтральных жиров и несколько повышается доля мембранных липидов (фосфолипидов и холестерина). При этом реакция отдельных фосфолипидных фракций выражается в повышении уровня фосфотидилхолина, фосфотидилэтаноламина, фосфотидилсерина и уменьшении концентрации лизофосфотидил-холина (Богдан, 1997).

Исследование влияния компонентов сырой нефти на ранней стадии развития мальков трески с помощью электронной микроскопии позволило выявить, что при очень высоких концентрациях углеводов нефти в мозге, глазах и печени обнаруживаются значительные изменения тканей: в мозгу и печени – скопление клеток, в глазах найдены аномальные клетки в сетчатке и изменение пигментации (Felk-Petesson, Kjørsovik, 1989).

Изучение безопасного уровня полициклических ароматических углеводов для рыб показало, что загрязнение нефтью грунта (исследованы 5 различных концентраций нефти) приводит к изменению соотношения массы печени, селезенки, почки и кишечника к массе тела при разных уровнях загрязнения нефтью (Payne Jerry et al., 1988). При этом наблюдалось снижение содержания белка по сухой массе тела, уменьшение содержания гликогена, изменение содержания липидов печени отмечено при низком содержании углеводов в воде (1 мкг/г).

Установлено, что наиболее чувствителен к сырой нефти эпителий ротовой полости. Концентрации сырой нефти выше 200 мкг/л вызывали патологические летальные повреждения и в эпителии наджаберной камеры, и лабиринтового органа (гиперплазия клеток, секретирующих слизь, сморщивание дыхательного эпителия).

Полученные нами данные согласуются с описанными в литературе сведениями и обнаруживают заметные сдвиги в содержании и соотношении исследуемых компонентов, являющихся в организме важнейшими структурными и метаболическими звеньями и свидетельствуют о зависимости эффекта воздействия от концентрации нефти и длительности пребывания в ее среде (табл. 15, 16).

Таблица 15

Биохимические показатели у сеголеток осетра при действии нефти

Экспозиция, сут	Контроль	Концентрация нефти, мг/л			
		1,25	2,5	5,0	10,0
Холестерин, мг%					
5	11,64±1,2	24,65±4,16 P<0,05	13,35±1,11 P>0,05	63,11±4,42 P<0,05	27,10±1,21 P<0,05
10	11,64±1,2	20,11±0,11 P<0,05	61,24±13,04 P<0,05	34,63±1,38 P<0,05	12,40±2,89 P>0,05
20	14,72±1,4	22,17±1,35 P<0,05	58,28±18,08 P<0,05	72,14±5,70 P<0,05	10,29±3,71 P>0,05
Фосфолипиды, мг%					
5	677,33±20,55	652,09±3,13 P>0,05	636,21±2,91 P>0,05	834,51±45,01 P<0,05	969,38±63,33 P<0,05
10	677,33±20,55	629,62±61,06 P>0,05	925,76±86,32 P<0,05	753,04±10,28 P>0,05	515Д7±38,09 P<0,05
20	689,25±23,05	651,11±33,11 P>0,05	890,81±90,20 P<0,05	721,91±29,97 P>0,05	570,78±42,12 P<0,05



Таблица 16

Биохимические показатели у воблы при действии нефти

Экспозиция, сут.	Контроль	Концентрация , мг/л			
		1,25	2,5	5,0	10,0
Холестерин, мг%					
5	44,32±2,42	45,33±1,72	36,19±2,42	36,14±1,63	41,47±1,90
10	69,46±2,78	54,76±3,04	51,69±0,82	46,15±2,88	63567±0,70
15	56,46±2,73	62,39±3,22	72,36±3,24	56,91±2,61	58,75±4,34
25	87,98±4,57	74,16±4,28	64,7±0,72	63,23±4,11	70,15±3,50
Фосфолипиды, мг%					
5	537,64±21,36	550,5±26,15	660,5±32,27	561,25±30,08	551,75±32,62
10	783,5±31,55	660,5±4,79	630,2±19,90	750,7±29,12	733,0 ±8±51
25	773,2±22,52	752,3±23,18	723,8±46,50	639,4±41,11	756,5±26,20
25	684,37±27,26	509,2±20,45	668,47±32,36	609,8±20,82	771,85±4,80

Так, на 5-е сутки опыта наблюдалось незначительное ($P > 0,05$) снижение содержания фосфолипидов в вариантах с концентрацией нефти 1,25 и 2,5 мг/л и значительное повышение – на 23,2 и 43,1 % соответственно – в аквариумах с содержанием нефти 5,0 и 10,0 мг/л.

На 10-е сутки увеличение содержания фосфолипидов (на 36% относительно контрольных значений) наблюдалось уже при меньшей концентрации нефти в воде – 2,5 мг/л, что почти вдвое превышало значения при этом загрязнении на 5-е сутки. В вариантах 3 и 4 с концентрацией 5,0 и 10,0 мг/л уровень содержания суммарных фосфолипидов в ткани падает относительно значений на 5-е сутки на 9,8 и 46,9 % соответственно. В этой же экспозиции количество фосфолипидов при максимальном загрязнении значительно ниже контрольных значений (24%).

Исследование содержания холестерина в мышечной ткани показало значительное достоверное увеличение компонента почти во всех вариантах опыта, причем, как и в динамике содержания фосфолипидов, эффект, достигаемый при 5-суточном воздействии в варианте 3 (5,0 мг/л), на 10-й день опыта проявляется при более низкой концентрации загрязнителя (2,5 мг/л). При более сильном воздействии (варианты 3 и 4) уровень содержания холестерина был значительно снижен.

Таким образом, на основании полученного материала можно сказать, что воздействие нефти в концентрации 1,25; 2,5; 5,0 и 10,0 мг/л в хроническом режиме вызывает определенные модификации в содержании основных липидных составляющих клеточных мембран, а, следовательно, и изменение физико-химических свойств мембраны, ее проницаемости, активности мембранно-связанных ферментов и т. д. При этом концентрации 1,25 и 2,5 мг/л, не вызывающие заметных сдвигов в содержании фосфолипидов в малые сроки (5 суток), четко проявляются при хронической интоксикации и, в конечном итоге, могут привести к истощению и гибели организма.

Рассматривая в целом современное состояние проблемы химического загрязнения Каспия, необходимо отметить следующее. Главные черты, характеризующие географию источников и пространственного распределения большинства поллютантов, сохраняются с 1970-х годов. Это локализация повышенных концентраций и их нарастание при переходе от центральных частей Каспия к прибрежным зонам и пресным водам. За более чем 30-летний период практически не изменилось соотношение между вкладами различных источников в общую картину морского загрязнения, и реки выступают в роли главного поставщика загрязняющих веществ. Их сток, особенно р. Волги, оказывает наибольшее влияние на состояние морских вод Северного Каспия. При этом опасность представляют не только химические загрязнители как таковые, но и приход в больших количествах с речными водами биогенных веществ, вызывающих устойчивые явления эвтрофикации.

Реальная опасность химического загрязнения морей заключается, прежде всего, в хронической интоксикации организма и их повреждениях на генном уровне (Патин, 1997). Экоотоксикологические рубежи, переход через которые чреват необратимыми экосистемными последствиями, в большинстве случаев пока не известны.

Поэтому, адекватно оценивая истинное положение с современным уровнем загрязнения в различных частях моря, подчеркнем необходимость перехода на взвешенный систематический подход к исследованиям данной проблемы исходя из принципа предосторожности. В современ-



ных условиях оптимальной стратегией сохранения биологических ресурсов и в целом природы Каспия, подвергаемого комплексному антропогенному воздействию, может быть только минимизация объемов поступления загрязняющих веществ в море и эффективный мониторинг.

Выражаем глубокую благодарность сотрудникам лаборатории водных проблем и токсикологии Дагестанского филиала КаспНИРХ Панарину А.П., Горбуновой Г.С., Коваленко Л.В., Гариной С.Н., Магомедову А.К. и др.

Библиографический список

1. Andrews A.R., Floodgate G.D. Some observations on the interactive of marine protozoa and crude oil residues. *Mar. Biol.*, 25, 1974, p. 7-12.
2. Kasimov A.G., Aliev A.D. Experimental study of the effects of oil on some representatives of benthos in the Caspian Sea, "Water, Air and Soil Pollut". – 1973. – 2, № 2. – p. 235-245.
3. Mammaevs-Billiet F. Growth and toxicity tests on the marine nanoplanktonic alga *Platimonas tetrathele* in the presence of crude oil and emulsifiers, «*Environ Pollut.*». – 1973. – 4, № 4. – p. 261-282.
4. Orton J.N. Possible effects on marine organisms of oil discharged at sea. "Natur". – 1965/ - № 115. – p. 910-911.
5. Snooper M.F. The problem of oil spills at sea. *Marine biology Association, Eymouth*. Цит по Нельсон-Смит, 1977.
6. Straughan D. Biological effects of oil pollution in the Santa Barbara Channel. *FAO tech. conf. mar. Pollut.* – Rome. – 1970. – p. 12-17
7. Абдусаматов А.С., Горбунова Г.С., Гаранина С.Н., Коваленко Л.Д., Уцов С.А., Панарина Н.В., Гусейнова Б.Р. Влияние нефтепродуктов и отходов бурения на представителей экосистемы Каспия // *НТЖ. Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. М.: ОАО «ВНИИОЭНГ». 2006. – № 11. – С. 70-76.
8. Алиев Ш.М., Атаев З.В., Абдурахманова А.Г., Мурзаканова Л.З. Геоэкологические, геополитические и геоэкономические проблемы развития Каспийского региона. // *Проблемы региональной экологии*. № 6. – М., 2007. – С. 135-142.
9. Андерсен Дж. М. Экология и науки об окружающей среде: биосфера, эко-системы, человек / Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 165 с.
10. Аполлов Б.А. Каспийское море и его бассейн. – М.: Издат. АН СССР. – 1956. – 120 с.
11. Богдан В.В. Влияние токсикантов на липидный состав осетра. // *Первый конгресс ихтиологов России*. – М.: ВНИРО. – 1997. – С.212.
12. Богоров В.Г. Суточная миграция *Eurytemora grimmeri* в Каспийском море. // *Сборник, посвящ. научн. деятельности Н.М. Книповича*. – М.: Пищепромиздат, 1939. – С. 383-394.
13. Гаджиев А.А., Шихшабеков М.М., Абдурахманов Г.М., Мунгиев А.А. Анализ экологического состояния Среднего Каспия и проблема воспроизводства рыб. – М.: Наука, 2003. – 422 с.
14. Гаранина С.Н. Влияние отходов бурения и сырой нефти на фитопланктон Каспийского моря // *Материалы третьей Международной конференции «Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений*. Астрахань, 13-15 октября 2009 г. – Астрахань, 2009. – с. 38-41.
15. Гасанов М.В., Бабаев Т.Б. Фитопланктон Апшеронского побережья Каспийского моря и его значение в самоочищении морской воды. *Тез.научн.конф. по охране Каспийского моря от загрязнения*. – Баку, 1975. – С. 32-59.
16. Горбунова Г.С., Панарина Н.В. Влияние бурового шлама, бурового раствора и нефти на гематологические показатели некоторых видов рыб Каспия // *Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений*. Астрахань, 13-15 октября 2009 г.» – Астрахань, 2009. – с. 47-49.
17. Гухман Г. Экологическое состояние российских морей // *Энергия: Экономика, техника, экология*. – 1999. – №5. – С. 34-37.
18. Дохолян В.К., Горбунова Г.С., Ахмедова Т.П., Магомедов А.К. Влияние растворенных нефтепродуктов на жизнедеятельность некоторых видов рыб Каспийского моря // *Вопросы ихтиологии*, 1980, т. 20, вып. 4 (123). – с. 733-738.
19. Дохолян В.К., Горбунова Г.С., Ахмедова Т.П., Магомедов А.К. Влияние растворимых нефтепродуктов на жизнедеятельность некоторых видов рыб Каспийского моря. *Ж. "Вопросы ихтиологии"*, 1980, т. 20, в. 4 (123). – с.733-738.
20. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенное воздействие на Мировой океан и проблема устойчивости морских экосистем // *Проблемы экологически устойчивого развития биосферы*. – М.: Гидрометеиздат, 1988. – С. 6-25.
21. Касымов А.Г. Экология Каспийского озера. – Баку, 1994. – 194 с.
22. Касымов А.Г., Багиров Р.М. Биология современного Каспия. – Баку.: Азернешр, 1983. – 154 с.
23. Ковалева Г.Н. Экологические особенности углеводного обмена рыб в норме и под воздействием растворов нефтепродуктов. "Экологическая физиология и биохимия рыб". – Астрахань, 1979. – с. 86-87.
24. Ковалева Г.Н., Мазманиди Н.Д. Действие нефти на рыб. *Ж. "Гидробиология"*, 1978, 14, № 5, с. 67-73.
25. Коваленко Л.Д., Костров Б.П., Курапов А.А., Гаранина С.Н. Негативное действие отходов бурения на фито- и зоопланктон Каспийского моря // *Сб. «Актуальные задачи защиты водных биологических ресурсов от негативного воздействия работ по освоению нефтегазовых месторождений*. – М.-Владивосток, 2006. – с. 143.



26. Королев А.М., Семина П.К., Мазманиди Н.Д. Влияние водорастворимой фракции нефти на некоторые характеристики сыворотки крови черноморской смариды. Ж. "Биология моря". 1980, № 1, с. 69-79.
27. Косарев А.Н., Залогин Б.С. Загрязнение морей // Земля и Вселенная. – 1998. – №6. – С. 19-27.
28. Котов А.М. Изменение некоторых показателей углеводного обмена в крови у смариды и морского языка при эксперименте. Отравление растворенными нефтепродуктами. Ж. "Гидробиология", 1976, 12, № 2, с. 84-88.
29. Лазарев Н.В., Грушко Я.М. Введение в гигиену. – М.: Изд-во Медицина, 1966. – 194 с.
30. Ляхин Ю.И. Современное экологическое состояние морей СНГ. – СПб.: Изд-во РГГМИ, 1994. – 143 с.
31. Мазманиди Н.Д. Влияние нефтяного отравления на насыщение крови черноморских рыб кислородом. Рыбное хозяйство, 1977, № 6, с. 36-37.
32. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. – 407 с.
33. Миронов О.Г. Биологические ресурсы моря и нефтяное загрязнение. – Киев, 1972.
34. Миронов О.Г. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые бентосные организмы // Эколого-морфологические исследования донных организмов. – Киев, 1970. – С. 135-147.
35. Миронов О.Г. К вопросу о самоочищении морской воды от нефтепродуктов. // Гидробиолог. журнал. – 1969. – т. 5, № 4. – С. 89-93.
36. Миронов О.Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря. – Киев: Наукова думка, 1973. – 88 с.
37. Мураткина Т.Т. Оценка токсичности сточных вод нефтеперерабатывающего завода с помощью протококковых водорослей. В ст. "Химия и токсикология сточных вод". – Ленинград, 1985. – С. 101.
38. Нельсон-Смит А. Загрязнение моря нефтью. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 222 с.
39. Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря. 1977.
40. Нефедова З.А., Тойвонен Л.В. Биохимические особенности катарактогенеза у молоди семги. Липидный состав хрусталиков рыб. // Первый конгресс ихтиологов России. – М.: ВНИРО, 1997. – С. 232-233.
41. Патин С.А. Экологические проблемы нефтегазовых ресурсов морского шельфа. – М.: Изд-во ВНИРО, 1997. – 350 с.
42. Ровинский Ф.Я., Черногаева Г.М., Парамонов С.Г. Современное состояние прибрежных экосистем морей Российской Федерации // Метереология и гидрология. – 1995. – №9. – С. 6-9.
43. Салманов М.А. Роль микрофлоры и фитопланктона в продукционных процессах Каспийского моря. – М.: Наука, 1987. – 216 с.
44. Ткаченко В.И., Айвазова Л.З. Влияние растворенных нефтепродуктов на морские и пресноводные одноклеточные водоросли. // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной Среды. – М., 1974. – с. 68-72.
45. Шишов В.А., Шеметов В.Ю. Особенности очистки повторного использования буровых сточных вод. Нефтян. хоз-во. – 1985. – № 8. – С. 64-66.

Bibliography

1. Andrews A.R., Floodgate G.D. Some observations on the interactive of marine protozoa and crude oil residues. Mar.Biol, 25, 1974, p.7-12.
2. Kasimov A.G., Aliev A.D. Experimental study of the effects of oil on some representatives of benthos in the Caspian Sea, "Water, Air and Soil Pollut". – 1973. – 2, № 2. – p. 235-245.
3. Mammaevts-Billiet F. Growth and toxicity tests on the marine nanoplanktonic alga *Platimonas tetrathele* in the presence of crude oil and emulsifiers, «Environ Pollut». – 1973. – 4, №4. – p. 261-282.
4. Orton J.N. Possible effects on marine organismus of oil discharged at sea. "Natur". – 1965. – № 115. – p. 910-911.
5. Snooper M.F. The problem of oil spilt at sea. Marine biology Association, Eymonth., 1977.
6. Straughan D. Biological effects of oil pollution in the Santa Barbara Channel. FAO tech. conf. mar. Pollut. – Rome. – 1970. – p. 12-17
7. Abdusamad A.S., Gorbunova G.S., Garanin S.N., Kovalenko L.D., Utsov S.A., Panarin N.V., Guseinova B.R. Effect of oil drilling wastes on the representatives of the Caspian ecosystem // NTZH. Environmental protection in oil and gas industry. M.: JSC «VNIOENG» 2006 – №11 – p.70-76.
8. Aliev Sh.M., Ataev Z.V., Abdurakhmanova A.G., Murzakanova L.Z. Geoecological, geopolitical and geoeconomical problems of development of Caspian region. // Problems of regional ecology. №6. – M., 2007. – P. 135-142.
9. Andersen J.M. Ecology and environmental sciences: biosphere, the eco-system, human being / Translated from English. – L.: Gidrometeoizdat, 1985. – p. 165
10. Apollov B.A. Caspian Sea and its basin – Moscow: Pub. The Academy of Sciences of the USSR – 1956 – p.120
11. Bogdan V.V. Effect of toxicants on the lipid composition of sturgeon. // The first congress of ichthyologist of Russia – M.: VNIRO – 1997 – p.212
12. Bogorov V.G. The daily migration of *Eurytemora grimmi* in the Caspian Sea. // Collection of scientific work devoted to Knipovich N.M. – Moscow: Pishchepromizdat. – 1939. – p.383-394.
13. Gadzhiev A.A., Shikhshabekov M.M., Abdurakhmanov G.M., Mungiev A.A. Analysis of the ecological state of the Middle Caspian and the problem of fish reproduction. – M.: Science – 2003 – p.422
14. Garanina S.N. Influence of drilling wastes and crude oil on phytoplankton of the Caspian Sea / / Proceedings of the Third International Conference "Problems of the Caspian ecosystemconservation in oil and gas



- development. Astrakhan, 13-15 October 2009 "Astrakhan, 2009, p. 38-41.
15. Gasanov M.V., Babaev T.B. Phytoplankton Absheron coast of the Caspian Sea and its importance at self-purification of sea water. Abstracts of scientific conference on protection of the Caspian Sea from pollution. – Baku. – 1975. – p. 32-59.
 16. Garbunova G.S. Panarina N.V. Influence of drilling wastes and crude oil on phytoplankton of the Caspian Sea / / Proceedings of the Third International Conference "Problems of the Caspian ecosystem conservation in oil and gas development. Astrakhan, 13-15 October 2009 "Astrakhan, 2009, p. 34-37.
 17. Gukhman G. The ecological state of the Russian seas // Energy: Economics, technology and ecology. – 1999. – № 5. – p. 34-37.
 18. Dokholyan V.K., Gorbunova G.S., Akhmedova T.P., Magomedov A.K. Influence of dissolved petroleum products on the livelihoods of some fish species of the Caspian Sea // Question of Ichthyology, 1980, v. 20, num. 4 (123) p. 733-738.
 19. Israel U.A., Ciban A.V. Anthropogenic impact on the oceans and the problem of stability of marine ecosystems // Problems of sustainable development of the biosphere. – Moscow: Gidrometeoizdat. – 1988. – p. 6-25.
 20. Kasimov A.G. Ecology of Caspian Lake. – Baku. – 1994. – p.194
 21. Kasimov A.G. Bagirov R.M. Modern biology of the Caspian Sea. – Baku.: Azerneshr. – 1983. – p.154.
 22. Kovaleva G.N. Ecological features of carbohydrate metabolism in health and fish under the influence of solutions of petroleum products. "Environmental physiology and biochemistry of fish." Astrakhan, – 1979, – p. 86-87.
 23. Kovaleva G.N. Mazmanidi N.D. Effect of oil on fish. J. "Hydrobiology", 1978, 14, № 5, p. 67-73.
 24. Kovalenko L.D., Kostrov B.P., Kurapov A.A., Garanina S.N. The negative effects of drilling waste on phytoplankton and zooplankton of the Caspian Sea // Proc. "Urgent problems of protection of marine biological resources from the negative impact of work on development of gas fields. Moscow-Vladivostok, – 2006, – p. 143.
 25. Korolev A.M., Semina P.K., Mazmanidi N.D. Influence of water-soluble fraction of oil on some of the characteristics of blood serum of the Black smaridy J. "Marine Biology". 1980, № 1, p. 69-79.
 26. Kosarev A.N. Zalogin B.S. Marine pollution // Earth and Universe. – 1998. – № 6. – p. 19-27.
 27. Kotov A.M. Changing some parameters of carbohydrate metabolism in the blood of marine smaridy and language in the experiment. Dissolved petroleum poisoning. J. "Hydrobiology", 1976, 12, № 2, p. 84-88.
 28. Lazarev N.V., Grushko Ya.M. Introduction to Hygiene. – Moscow: Pub. Medicine, 1966. – p. 194.
 29. Lyakhin U.I. Modern ecological state of the seas of the Commonwealth of Independent States. – SPb. Pub. RGGMI – 1994. – p.143.
 30. Mazmanidi N.D. Influence of oil saturation on blood poisoning on the Black Sea fish by oxygen. Fishery, 1977, № 6, p. 36-37.
 31. Matishov D.G., Matishov G.G. Radiation Environmental oceanography. – Apatite: Pub. KNC The Academy of Sciences of Russia – 2001 – p. 407.
 32. Mironov O.G. Biological resources of Sea and oil pollution. Kiev, 1972.
 33. Mironov O.G. Influence of oil pollution on some benthic organisms // Ecological and morphological studies of benthic organisms. – Kiev. – 1970. – p. 135-147.
 34. Mironov O.G. Towards the question of self-purification of sea water from petroleum. // Gidrobiolog. zhurnal. – 1969. – V.5. – № 4. – p. 89-93.
 35. Mironov O.G. Oil pollution and marine life. – Kiev: Naukova Dumka. – 1973. – p. 88.
 36. Muratkina T.T. Estimate the toxicity of wastewater of the oil refineries by using ductal algae. The article. "Chemistry and Toxicology of sewage." – Leningrad. – 1985 – p. 101.
 37. Nelson-Smit A. Marine pollution by oil. – L.: Gidrometeoizdat. – 1973. – p. 222.
 38. Nelson-Smit A. Oil and ecology of the sea. 1977.
 39. Nefedova Z.A., Toivonen L.V. Biochemical features of cataractogenesis of the fry of salmon. Lipid composition of the crystallines lens of fish. // The first congress of ichthyologist of Russia. – Moscow: VNIRO. – 1997. – P. 232-233.
 40. Patin S.A. Environmental problems of oil and gas resources of the sea shelf. Moscow: VNIRO. – 1997. – p. 350.
 41. Rovinskiy F.Ya. Chernogaeva G.M., Paramonov S.G. Current status of coastal ecosystems of the seas of the Russian Federation // Weather forecasting and hydrology. – 1995. – № 9. – p.6-9.
 42. Salmanov M.A. The role of microflora and phytoplankton in rule-oriented processes of the Caspian Sea. – Moscow: "Science". – 1987. – p.216.
 43. Tkachenko V.I. Aivazova L.Z. Influence of dissolved petroleum products on marine and freshwater unicellular algae. In the book. "Environmental aspects of chemical and radioactive contamination of aquatic environments.", 1974, p. 68-72.
 44. Shishov V.A., Shemetov V.U. Features of clearing re-use drilling wastewater. Petrochemical. households in. – 1985. – № 8. – p. 64-66.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технического комплекса России на 2007-2013 годы», ГК №16.552.11.7051.

Данное исследование осуществлено при поддержке гранта НИР «Эволюционное биологическое разнообразие Каспийского моря и прибрежных экосистем и прогноз его состояния в условиях освоения углеводородного сырья» (ГК № 16.740.11.0051).