

ФГБУ «КАСПИЙСКИЙ МОРСКОЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ЦЕНТР»

С.К. Монахов, О.И. Есина,
Г.А. Монахова, В.О. Татарников

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРЕЙ:
МЕТОДЫ РАСЧЕТА И ПРИМЕНЕНИЯ**

Астрахань 2014

FSBI “CASPIAN MARINE
SCIENTIFIC RESEARCH CENTER”

S. Monakhov, O. Esina,
G. Monakhova, V. Tatarnikov

**GEOENVIRONMENTAL INDICES OF
MARINE ENVIRONMENTAL POLLUTION:**
CALCULATION METHODS AND APPLICATION

Astrakhan 2014

УДК 504.064.2

ББК 20.1

Г 27

С.К. Монахов, О.И. Есина, Г.А. Монахова, В.О. Татарников

Г 27 Геоэкологические показатели загрязнения морей: методы расчета и применения. - Астрахань: Издатель: Сорокин Роман Васильевич, 2014. - 82 с.

ISBN 978-5-91910-311-0

В книге рассматриваются параметры, характеризующие состояние, распределение и динамику загрязняющих веществ в конкретных геосистемах. Описаны методы применения геоэкологических показателей для оценки и контроля локального загрязнения, определения локальных нормативов качества морской среды, расчета предельно допустимой нагрузки загрязняющих веществ на морские акватории и в целом для управления качеством морской среды на локальном уровне. Книга предназначена для специалистов, работающих в области мониторинга и охраны природных вод.

УДК 504.064.2

ББК 20.1

S.K. Monakhov, O.I. Esina, G.A. Monakhova, V.O. Tatarnikov

Geoenvironmental indices of marine environmental pollution: calculation method and application.- Astrakhan: Publisher: Sorokin Roman Vasilievich, 2014. - 82 p.

The book considers various parameters describing the state, distribution and dynamics of pollutants in specific geosystems. Specific examples are set to describe the application of geoenvironmental indices to assess and control local pollution, to determine local quality standards, to calculate maximum permissible load of pollutants on the water areas and to manage marine environmental quality at the local level. The book is addressed to scientists working in the field of natural waters monitoring and protection.

ISBN 978-5-91910-311-0

© ФГБУ «Каспийский морской научно-исследовательский центр», 2014

© Издатель Сорокин Роман Васильевич, 2014

Содержание

	Стр.
Введение	7
1. Методы расчета геоэкологических показателей загрязнения морей	
1.1 Фоновое загрязнение морской среды	9
1.2 Вклад локальных процессов в загрязненность морской среды	17
1.3 Распределение загрязняющих веществ в физическом и параметрическом пространствах	20
1.4 Отклонение от фона: межфазный и внешний массообмен	23
2. Применение геоэкологических показателей для оценки загрязнения морей	
2.1 Ансамблевая оценка загрязнения морской среды	30
2.2 Выявление и оценка локального загрязнения	35
2.3 Разработка локальных нормативов качества морской среды	37
2.4 Оценка ассимиляционной емкости	41
Заключение	45

Content

Introduction	47
1. Calculation of the geoenvironmental indices of marine environmental pollution	
1.1 Background marine environmental pollution	49
1.2 Contribution of local processes to marine environmental pollution	55
1.3 The distribution of pollutants in physical and parametric spaces	59
1.4 Deviation from background: inter-phase and external mass exchange	61
2. Practical application of the geoenvironmental indices for marine environment pollution assessment	
2.1 Ensemble assessment of marine environmental pollution	67
2.2 Identification and assessment of local pollution	72
2.3 Elaboration of the local standards of the marine environmental quality	74
2.4 The assessment of the assimilation capacity	77
Conclusion	81

Введение

Многолетняя борьба с химическим загрязнением окружающей среды привела к тому, что его уровень снизился, но не настолько, чтобы мы почувствовали себя в безопасности. Очевидно, что борьбу надо продолжать, но уже отработанные универсальные приемы не приносят успеха. Следовательно, надо менять тактику, делая ее более разнообразной, приспособленной к изменениям состояния окружающей среды в пространстве и времени.

В настоящее время для оценки и нормирования загрязнения окружающей среды используются химические и биологические показатели, недостатки которых всем известны. Химические показатели неполны, так как не могут охватить весь спектр веществ, производимых химической промышленностью, а биологические показатели неспецифичны, так как не позволяют уверенно определить характер химического загрязнения.

Но это полбеды, основная проблема состоит в том, что химический сигнал и биологический отклик на него (назовем их базовыми токсикометрическими показателями, сокращенно БТП) не всегда адекватны друг другу. Кроме того, зависимость между ними (кривая «доза-эффект»), установленная в лабораторных условиях (*in vitro*), в действительности (*in situ*) может не наблюдаться или искажаться по той простой причине, что в реальных условиях загрязнитель и организм выступают не «один на один», а каждый со своим окружением.

Взаимодействие природы и общества на ландшафтном уровне является предметом геоэкологии, поэтому параметры, характеризующие состояние, распределение и динамику загрязняющих веществ в конкретных геосистемах, предлагается именовать геоэкологическими показателями загрязнения окружающей среды. В качестве кандидатов на эту «роль» рассматривались также термины «эколого-химические показатели» и «экологохимические показатели», но они плохо ассоциируются с ландшафтным подходом и поэтому были отвергнуты.

Другая сторона пары «загрязнение-биота» также не осталась без внимания – параметры конкретных экосистем, определяющие их реакцию на химическое загрязнение, предлагается именовать показателями восприимчивости экосистем к загрязнению.

Рассматриваемые вместе в ландшафтном обрамлении показатели загрязнения среды и реакции на него биоты можно именовать геоэкотоксикометрическими показателями (сокращенно ГЭТП). По нашему мнению, ГЭТП могут частью потеснить, частью дополнить БТП, сделать борьбу с загрязнением окружающей среды более эффективной.

В настоящем очерке описаны методы определения и применения геоэкологических показателей загрязнения морей. Некоторые из них можно непосредственно использовать применительно к другим водным объектам, в иных случаях может быть полезен общий подход. Следует отметить, что в ряде наших предыдущих работ методы определения геоэкологических показателей именовались методами диагноза загрязнения морей, а сами эти показатели, соответственно, назывались диагностическими признаками.

Моря в качестве объекта исследований были выбраны без какого-либо умысла, просто потому, что изучением загрязнения одного них – Каспийского – мы занимаемся уже в течение 15 лет. Материалы, использованные в работе, в основном характеризует загрязнение Северного Каспия – мелководной части моря, которую можно рассматривать как эстуарий реки Волги (рис. 1).

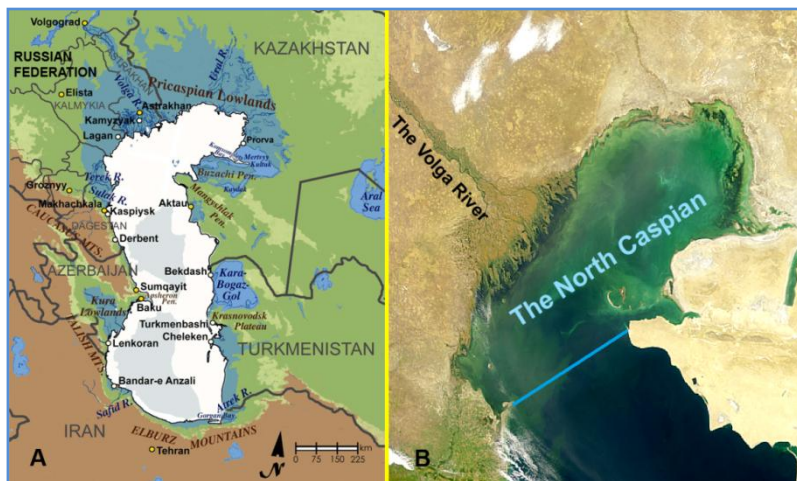


Рис. 1 Физико-географическая карта Каспийского моря (А) и космический снимок Северного Каспия (В)

Регулярные наблюдения за загрязнением морской среды Северного Каспия в это время проводились в рамках государственного мониторинга: а) состояния и загрязнения морской среды; б) водных биоресурсов в части среды их обитания. Однако большая часть использованных данных была получена при проведении инженерных экологических изысканий и производственного экологического мониторинга в районах поиска, разведки и разработки месторождений углеводородного сырья.

1. МЕТОДЫ РАСЧЕТА ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ

1.1 Фоновое загрязнение морской среды

Одним из основных геоэкологических показателей загрязнения морской среды является фоновая концентрация загрязняющего вещества. Но это положение справедливо только для одного из значений понятия фонового загрязнения, которое носит многозначный характер. Так, фон может выступать как временная или пространственная категория различного масштаба (табл. 1). Кроме того, как явление локального масштаба, фоновое загрязнение может рассматриваться либо как нормативная, либо как реальная фоновая концентрация.

Таблица 1

Фоновое загрязнение как явление различной категории и масштаба

Масштаб	Категория	
	<i>времени</i>	<i>пространства</i>
Глобальный	Концентрация загрязняющих веществ до появления <i>Homo sapiens</i> *	Концентрация загрязняющих веществ в экосистемах, менее всего подверженных антропогенному воздействию **
Локальный	Концентрация загрязняющих веществ в окружающей среде накануне появления нового источника загрязнения	Концентрация загрязняющих веществ в данной местности, обусловленная их поступлением из внешних по отношению к ней источников

*Многие из загрязняющих веществ, такие как углеводороды и тяжелые металлы, существовали до появления человека разумного, благодаря которому их поступление в окружающую среду резко усилилось. О доисторическом глобальном фоне судят по концентрации загрязняющих веществ в консервативных объектах (осадочных породах, ледовых кренах и т.п.), для тяжелых металлов нередко используется *кларк* – средняя концентрация химических элементов в земной коре или других географических оболочках Земли (гидросфере, атмосфере)

**В России мониторинг фонового загрязнения окружающей среды осуществляется в государственных биосферных заповедниках

Нормативной фоновой концентрацией называется концентрация загрязняющего вещества (ЗВ) вблизи «молчащего» источника загрязнения, рассчитанная по специальной методике и имеющая особое предназначение. Нормативный фон используется при установлении предельно допустимых выбросов (сбросов) загрязняющего вещества для «заговорившего» источника с условием, что концентрация ЗВ в рассеянном виде в сумме с фоном не должна превышать предельно допустимую концентрацию, установленную в соответствии с санитарными и/или другими требованиями.

В поверхностных водах суши РФ расчет нормативной фоновой концентрации проводится в соответствии с РД 52.24.622-2001 «Проведение расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков». Согласно данному РД за фоновую концентрацию принимается статистически обоснованная (с вероятностью $P = 0,95$) верхняя доверительная граница средней арифметической концентрации ЗВ, рассчитанной для наиболее неблагоприятных гидрологических условий с точки зрения качества воды.

Специальный руководящий документ для расчета нормативной фоновой концентрации ЗВ в морской воде пока не разработан. В соответствии с принятыми в РФ в 2010 г. санитарно-эпидемиологическими требованиями к охране прибрежных вод морей (СанПиН 2.1.5282-10) за фоновую концентрацию нормируемых веществ принимается среднее арифметическое значение концентрации для наименее благоприятного периода.

В настоящее время Государственный океанографический институт (ГОИН) – методический центр РФ в области мониторинга загрязнения морей – рекомендует по аналогии с РД 52.24.622-2001 использовать в качестве фоновой концентрации не среднее арифметическое значение, а его верхнюю доверительную границу. Кроме того, ГОИН рекомендует при расчете фоновой концентрации учитывать требования официальной «Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» (утверждена приказом Министерства природных ресурсов РФ № 333 от 17.12. 2007 г.). В частности, согласно этой методике для расчета фоновой концентрации должны быть выбраны данные наблюдений на станциях, расположенных на расстоянии более 5 км от выпуска сточных вод.

Из сказанного следует, что в понятии нормативного фонового загрязнения есть два субъективных момента, обусловленные его предназначением, а именно, привязка к определенному источнику загрязнения (расчет фона проводится для зоны его воздействия) и ограничение по неблагоприятным условиям рассеивания ЗВ. Этих субъективных моментов лишено понятие фона, как концентрации

ЗВ, сформировавшейся на той или иной территории (акватории) за счет внешних, расположенных за ее пределами источников загрязнения. Такую «очищенную» от субъективизма фоновую концентрацию следует именовать реальным фоном. Но ее чаще называют природным (естественным) фоном, что на наш взгляд неправильно, так как загрязнение по определению носит антропогенный характер (хоть и может иметь природные аналоги).

Компромиссом в данном случае является использование для обозначения реального фона термина «геохимическая фоновая концентрация» («геохимический фон»), исходящее из того обстоятельства, что за распределение загрязняющих веществ в окружающей среде в основном отвечают геохимические процессы. И хотя этот термин тоже не очень удачен, так как он больше подходит для характеристики глобального, а не локального фонового загрязнения, мы будем пользоваться им далее.

Как видно, из всех перечисленных выше «фонов» геохимическая фоновая концентрация лучше всего подходит на роль геоэкологического показателя загрязнения, потому что только она характеризует его состояние в конкретных условиях (в данном месте и в данное время). Последнее обстоятельство нашло отражение в предложенном нами термине «ландшафтный фон», но здесь мы отодвинули его в сторону и решили выбрать лучшее из того, что есть, а не предлагать что-то новое.

Термин «геохимический фон» используется в классической геохимии (изучающей распределение и поведение химических элементов геосферах Земли) и в экологической геохимии (занимающейся тем же самым, но только в отношении технофильных элементов) примерно в одном смысле, означающем среднюю концентрацию, свойственную данному объекту в нормальных условиях. При этом в классической геохимии за нормальные условия принимается отсутствие в пределах данной местности месторождений полезных ископаемых, а в экологической геохимии – отсутствие локального загрязнения, когда уровень содержания загрязняющих веществ в компонентах среды определяется исключительно их поступлением извне.

Указанное сходство позволяет использовать для расчета геохимического фона загрязняющих веществ методы, уже используемые для расчета геохимического фона химических элементов. В случае нормального распределения за фон принимается мода (чаще всего встречающееся значение концентрации) или среднее арифметическое значение. При асимметричном распределении (например, логнормальном) фоном считают среднее геометрическое значение. Перед проведением расчетов ряды рекомендуется очистить от ано-

мальных значений, критерием для выделения которых обычно служит среднее квадратичное отклонение (сигма), умноженное на 1, 2 или 3.

Для определения фона очень важна дискретность измерений концентрации того или иного вещества в пространстве. Если точки, в которых проводится отбор проб, далеко удалены друг от друга, то можно не разглядеть аномалию. Если же эти точки сбились в кучу, то фон оказывается искаженным. При правильно организованном отборе проб и последующем ранжировании рядов измеренных значений аномалии занимают «крайние места», придавая всему распределению асимметричный характер. С учетом этого обстоятельства на роль фона больше всего подходит статистический параметр: а) обобщающий всю совокупность данных; б) лежащий в центре распределения; в) независимый от крайних значений.

Из математической статистики известно, что структурные средние величины (мода и медиана) меньше зависят от крайних значений, чем степенные средние величины (среднее арифметическое, квадратическое, кубическое, гармоническое, геометрическое). Если исходить из этого и учитывать, что данные, полученные при геохимических съемках, как правило, имеют асимметричное распределение, то роль геохимического фона должна быть отдана медиане (центру ранжированного ряда). Следует также принять во внимание, что при нормальном распределении среднее арифметическое значение, мода и медиана равны друг другу.

Интуиция, как и математические выкладки, подсказывает, что медиана меньше всего зависит от его крайних значений. В связи с этим, мы рекомендуем использовать именно ее для определения фоновой концентрации загрязняющих веществ в воде и донных отложениях морей. Напомним, что в данном случае речь идет о фоне как пространственной категории локального масштаба (см. выше табл. 1). Но мы все равно провели специальное исследование, чтобы доказать правильность нашего выбора. В качестве исходных данных при этом использовали ряды концентрации меди в воде на двух полигонах в Каспийском море, на первом из которых для ее распределения была характерна положительная асимметрия, а на втором – отрицательная.

Ряды данных предварительно ранжировались по возрастанию. При первой схеме численного эксперимента из рядов последовательно исключалось по одному максимальному (в первом случае) или по одному минимальному (во втором случае) значению. При второй схеме эксперимента в обоих случаях из ранжированных рядов исключались поочередно сначала максимальное, затем минимальное значение, затем снова максимальное и т.д.

После каждого шага для укороченных рядов определялись медиана, среднее арифметическое, среднее геометрическое значение и коэффициент асимметрии. Результаты эксперимента приведены на рис. 2, они однозначно указывают, что медиана менее, чем средние значения, подвержена влиянию событий, происходящих на концах рядов данных.

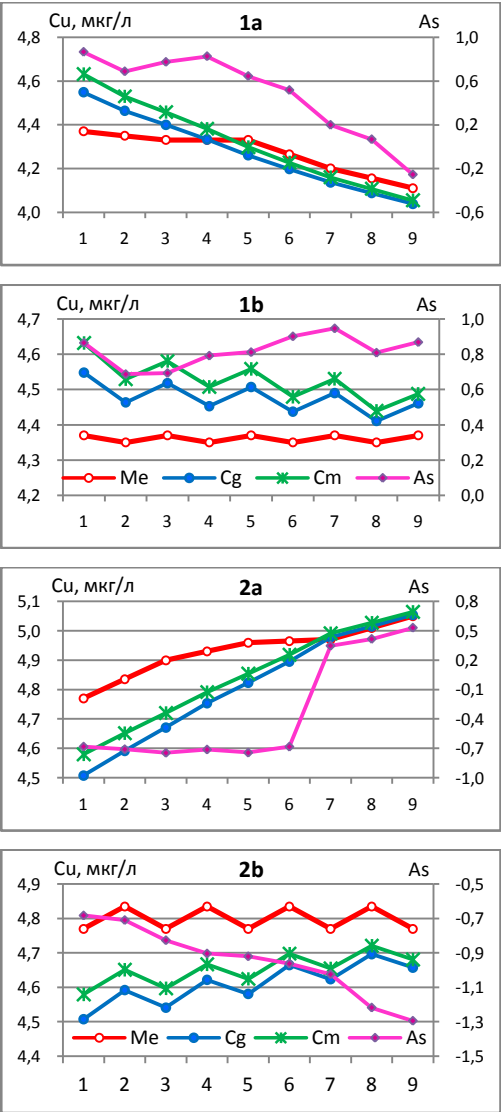


Рис. 2 Результаты численного эксперимента по оценке влияния событий на концах рядов данных на параметры распределения

Me – медиана
 Cm – среднее арифметическое значение
 Cg – среднее геометрическое значение
 As – коэффициент асимметрии

1 – исходный ряд с положительной асимметрией
 2 – исходный ряд с отрицательной асимметрией

a – первая схема
 b – вторая схема.

На горизонтальной оси отложены номера шагов

Итак, геохимическая фоновая концентрация (F), выступающая в роли геоэкологического показателя загрязнения среды, рассматривается нами как пространственная категория, обозначающая концентрацию загрязняющих веществ в данной местности, обусловленную их поступлением из внешних источников.

Из этого следует, что F должна быть подвержена временной изменчивости, так как это поступление варьирует во времени. В Северном Каспии временные изменения F обычно следуют за изменениями средней концентрации (рис. 3), то отклоняясь, то приближаясь к ней.

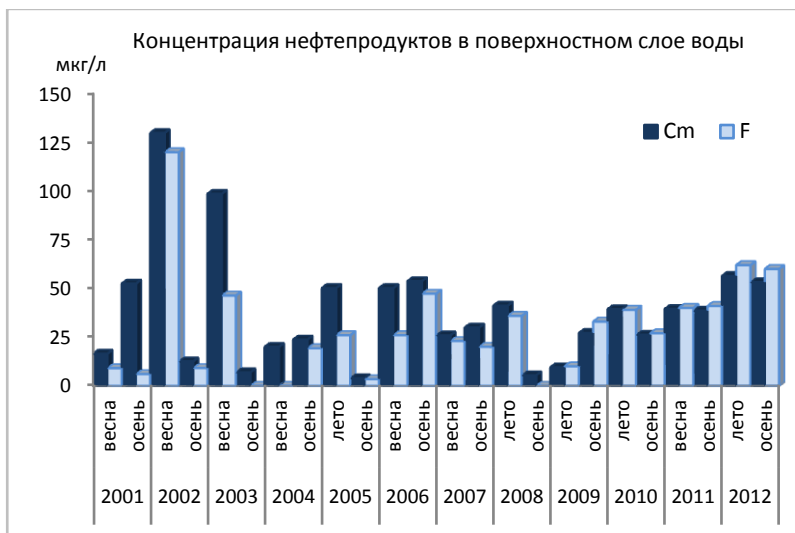


Рис. 3 Изменения средней (Cm) и фоновой (F) концентрации нефтепродуктов (мкг/л) в поверхностном слое воды мелководной зоны взморья Волги в 2001-2012 гг.

Для характеристики временной изменчивости F предлагается использовать следующие параметры:

- моментальная фоновая концентрация (значение F в данный момент времени);
- интервальная фоновая концентрация (среднее значение F для любого интервала временного ряда F);
- стойкая фоновая концентрация (значение временного ряда F, имеющее 90% обеспеченность);
- текущая фоновая концентрация (последнее во временном ряду значение F).

На примере ряда F, приведенном на рис. 3, хорошо видно, что моментальная фоновая концентрация нефтепродуктов в водах мелководной зоны взморья Волги подвержена сезонным и межгодовым колебаниям. Стойкая фоновая концентрация для рассматриваемого периода времени составила 1 мкг/л, а текущая - 60 мкг/л. Вторая половина данного периода по сравнению с первой была маловодной, при этом уменьшился размах пространственно-временной изменчивости концентрации (рис. 3), снизилась средняя, но повысилась интервальная фоновая концентрация нефтепродуктов в водах взморья (табл. 2).

Таблица 2

Фоновое загрязнение как явление различной категории и масштаба

Годы	Средний объем годового стока р. Волги, км ³	Концентрация нефтепродуктов в воде, мкг/л	
		Средняя	Интервальная фоновая
2001-2006	251,6	43,2	26,1
2007-2012	225,2	32,7	32,6

Для определения F необходимо проведение так называемой съемки – квазисинхронных наблюдений на сетке станций, равномерно распределенных по акватории. Такие съемки могут проводиться регулярно. При этом интервал времени между двумя съемками должен быть, как минимум, на порядок больше интервала времени (в сутках), в среднем необходимого на проведение каждой из них. В случае регулярного проведения съемок и неизменного расположения станций кроме ряда F (и других параметров, характеризующих динамику пространственных полей), могут быть сформированы ряды данных, характеризующие временные изменения концентрации на каждой станции – P_j , где j – номер и/или литер станции.

Для характеристики временной изменчивости P_j предлагается использовать следующие параметры:

- моментальная точечная концентрация (значение P_j в данный момент времени);
- интервальная точечная концентрация (среднее значение P_j для любого интервала временного ряда F);
- центральная точечная концентрация (медиана временного ряда P_j);
- стойкая точечная концентрация (значение временного ряда P_j , имеющее 90% обеспеченность);
- текущая точечная концентрация (последнее во временном ряду значение P_j).

На рис. 4 в качестве примера приведены диаграммы, характеризующие изменения интервальной и центральной точечной концентрации нефтепродуктов в воде в различных точках взморья Волги по данным 2001-2012 гг. На диаграммах хорошо видно, что точечная концентрация (как интервальная, так и центральная) снижаются в направлении с запада на восток. Это обусловлено тем, что основной сток воды и загрязняющих веществ сосредоточен в западных рукавах дельты Волги.

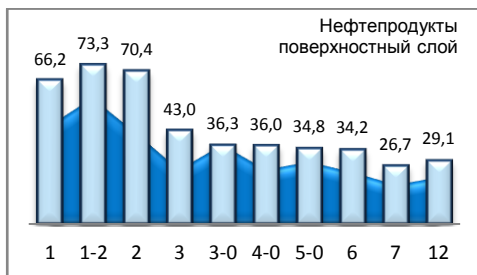
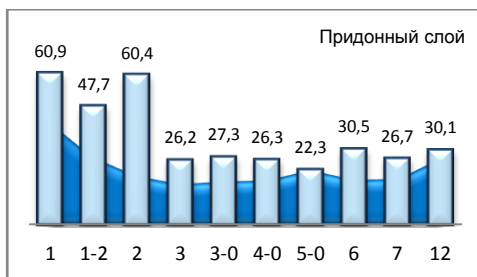


Рис. 4 Изменения интервальной (столбчатая диаграмма) и центральной (сплошная диаграмма) точечной концентрации нефтепродуктов в воде (мкг/л) в различных точках взморья Волги по данным 2001-2012 гг.



На горизонтальной оси в порядке возрастания отложены номера станций, что соответствует порядку их следования с запада на восток

В силу пространственно-временного изоморфизма, свойственного процессам и явлениям в окружающей среде, изменчивость P_j может отражать изменения фонового загрязнения акватории, обусловленного поступлением загрязняющих веществ из внешних источников. Очевидно, однако, что F это делает лучше, чем P_j (хотя в ряде наших предыдущих работ мы не делали различия между ними). Здесь уместна аналогия с футбольной командой, уровень которой обычно сопоставим с уровнем отдельных игроков, входящих в ее состав, но как показывает пример российского футбольного клуба «Анжи»¹, это совсем не обязательно.

¹ Российский футбольный клуб «Анжи», внезапно разбогатев благодаря щедрому спонсору, купил несколько игроков мирового уровня, но это не помогло ему выйти в лидеры

Далеко не все из названных выше параметров, характеризующих фоновое загрязнение, будут использованы в данной работе, но мы посчитали необходимым привести их список, чтобы показать, как много имеется реальных кандидатов на роль нормативного фона, в настоящее время занимаемую «высочками», выбранными, исходя из благих, но субъективных соображений.

1.2 Вклад локальных процессов в загрязненность морской среды

Представим, что на морской акватории, равномерно покрытой сетью станций, появился источник загрязнения, зона воздействия которого ограничивается несколькими из них. Пространственный ряд значений концентрации загрязняющих веществ в воде, полученный при проведении съемки на этой акватории, будет характеризоваться положительной асимметрией, при этом среднее значение концентрации «оторвется» от медианы и «уплывет» в сторону больших значений.

А теперь представим, что на той же самой акватории, взамен сооружения, загрязняющего морскую среду, установлен искусственный риф, поглощающий загрязняющие вещества из воды, зона воздействия которого также ограничивается несколькими станциями. Пространственный ряд значений концентрации загрязняющих веществ в воде, полученный при проведении съемки на этой акватории, также будет характеризоваться асимметрией, но уже отрицательной, при этом среднее значение концентрации также «оторвется» от медианы, но «уплывет» в сторону меньших значений.

Два этих умоглядных эксперимента, которые легко воспроизвести в натуре, показывают, что количественной мерой вклада местных аномалий в загрязненность морской среды может служить как коэффициент асимметрии, так и разность между средним значением и медианой пространственного ряда. Коэффициент асимметрии удобен потому, что не зависит от размерности концентрации. Но разность между средним значением и медианой несет большую смысловую нагрузку, если рассматривать, как мы сделали это выше, медиану как фоновую концентрацию.

Трудно объяснить почему, но в отклонении среднего значения от фона ощущается больше смысла, чем в коэффициенте асимметрии, поэтому это отклонение предлагается считать еще одним геоэкологическим показателем загрязнения морской среды. Тем более, что оно легко переводится в безразмерный вид - для этого достаточно соотнести его со средней концентрацией (C_m) и выразить в процентах. Тогда для расчета вклада местных аномалий (E_s) в загрязненность морской среды можно использовать простую формулу (1):

$$E_s = 100(C_m - F)/C_m \quad (1)$$

Теперь представим, что на станции, попавшей в зону воздействия нового источника загрязнения морской среды, до этого времени регулярно проводились наблюдения за содержанием загрязняющих веществ в воде. Тогда временной ряд концентрации, дополненный новыми данными, также будет характеризоваться положительной асимметрией, и среднее значение «оторвется от медианы и «уплывет» в сторону больших значений. Как изменятся статистические характеристики временного ряда после попадания станции в зону воздействия искусственного рифа, поглощающего загрязняющие вещества, мы уже описывать не будем, чтобы этим не обидеть читателя, который, конечно, уже догадался.

Таким образом, временной ряд реагирует на краткосрочные аномалии также, как пространственный ряд реагирует на местные аномалии. Не будем вдаваться в онтологический смысл этого положения. Из него следует (с практической точки зрения это важнее), что формулу (1) можно использовать для оценки вклада краткосрочных аномалий в загрязненность морской среды (E_1) после проведения в ней замены F на P – центральную точечную концентрацию (2):

$$E_1 = 100(C_m - P)/C_m \quad (2)$$

Обратим внимание, что C_m в формуле (1) означает среднюю концентрацию пространственного ряда, а в формуле (2) – среднюю концентрацию временного ряда. Кроме того, легко заметить, что и вклад местных аномалий (E_s), и вклад краткосрочных аномалий (E_1) в загрязненность морской среды могут принимать как положительные, так и отрицательные значения, при этом первые соответствуют загрязнению (обогащению), вторые – очищению (обеднению) среды загрязняющими веществами.

В совокупности местные (ограниченные по своему распространению) и краткосрочные (ограниченные по своей продолжительности) аномалии далее именуются локальными процессами. К настоящему времени мы располагаем большим опытом определения E_s и E_1 , который послужил основой для разработки единой шкалы оценки вклада локальных процессов в загрязненность морской среды, которая приведена в таблице 3. Следует только отметить, что для этой оценки используются абсолютные значения E_s и E_1 .

В последние годы при анализе данных регулярных наблюдений за загрязненностью морской среды в районе строительства разведочных скважин или расположения стационарных нефтяных платформ мы обязательно проводим расчет вклада локальных процессов в загрязненность морской среды. Это позволяет с большей обоснованностью судить об их воздействии на морскую среду или отсутствии такового. При этом учитывается, что локальные процессы не

обязательно носят антропогенный характер. Для Северного Каспия с присущей ему активной динамикой водных масс и донных наносов они вполне естественны.

Таблица 3

Единая шкала для оценки вклада локальных процессов
в загрязненность морской среды

Вербальная оценка вклада	$ E_s $ или $ E_l $, %
<i>Очень низкий</i>	$0 < E \leq 5$
<i>Низкий</i>	$5 < E \leq 10$
<i>Средний</i>	$10 < E \leq 25$
<i>Высокий</i>	$25 < E \leq 50$
<i>Очень высокий</i>	> 50

Рисунки 5 и 6 иллюстрируют результаты анализа вклада локальных процессов в загрязненность цинком вод мелководной зоны взморья Волги в 2001-2012 гг.

Цинк, E_s , %	Слой воды	
	пов	дно
Среднее	10,14	9,64
Максимум	28,98	24,23
Минимум	0,48	0,65
Медиана	8,31	6,24
Квартиль 0,25	3,42	2,62
Квартиль 0,75	15,21	15,40

Рис. 5 Вклад локальных процессов в загрязненность цинком вод мелководной зоны взморья Волги в 2001-2012 гг.

Таблица: вклад местных аномалий (E_s , %)

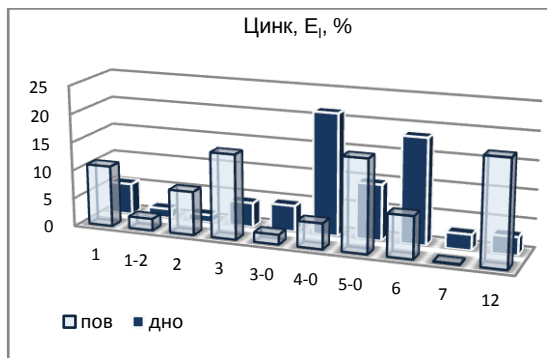


Диаграмма: вклад краткосрочных аномалий (E_l , %) в различных точках акватории (см. подпись к рис. 4)

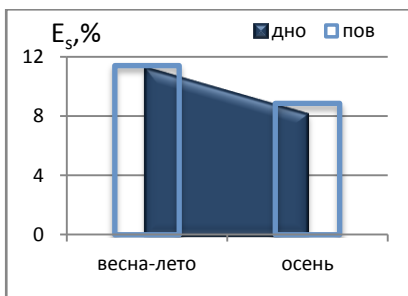
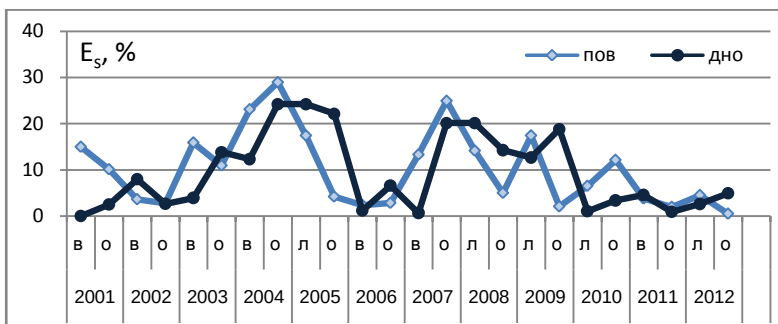


Рис. 6 Межгодовые (вверху) и сезонные (слева) изменения вклада местных аномалий ($E_s, \%$) в загрязненность цинком вод мелководной зоны взморья Волги на лицензионном участке «Северо-Каспийская площадь» в 2001-2012 гг.

Вклад местных аномалий (E_s) подвержен временной (сезонной и межгодовой) изменчивости и в большинстве случаев оценивается как низкий, а в своем максимальном выражении – как высокий. Вклад краткосрочных аномалий ($E_l, \%$) подвержен пространственной изменчивости, в большинстве случаев оценивается как очень низкий, а в своем максимальном выражении – как средний.

1.3 Распределение загрязняющих веществ в физическом и параметрическом пространствах

Анализ распределения загрязняющих веществ (ЗВ) в четырехмерном физическом пространстве (X, Y, Z - пространственные координаты, T - время) позволил установить два геоэкологических показателя загрязнения (фоновую концентрацию и вклад локальных процессов), о которых речь шла выше, но ими список такого рода показателей, наверно, не ограничится. Еще больше возможностей для поиска геоэкологических показателей загрязнения представляет анализ распределения ЗВ в n -мерном параметрическом пространстве, позволяющий проследить связь их трансформации в природной экосистеме с изменениями ее состояния.

Иногда оказывается полезен совместный анализ распределения ЗВ в физическом и параметрическом пространствах, благодаря кото-

рому перечень геоэкологических показателей загрязнения пополнился индексом градиента или, как мы его чаще называем, индексом происхождения загрязняющих веществ.

Градиентом называют возрастание (убывание) концентрации вещества вдоль специально выбранного направления физического пространства. Градиент указывает на источник поступления и путь распространения этого вещества. Например, убывание концентрации нефтепродуктов в направлении от реки в море свидетельствует об их поступлении с речными водами.

Однако динамика вод на взморье (особенно при наличии вдоль береговых течений) не всегда позволяет, используя только карту, однозначно установить источник и пути распространения загрязняющего вещества. Решить эту задачу помогает анализ распределения загрязняющего вещества в пространстве солёности, минимальное значение которой свойственно речной воде, а максимальное – морской.

Пространство солёности также не является идеальной «средой» для определения происхождения загрязнителей, которые и здесь ведут себя нелинейно, исчезая в одних и появляясь в других «окнах» солёности. Но совместный анализ поведения ЗВ в физическом и параметрическом пространствах позволяет с большей достоверностью судить об их происхождении, чем анализ их поведения в каком-либо одном из этих пространств.

Проследить взаимосвязь солёности воды и содержания в ней ЗВ можно с помощью корреляционного и регрессионного анализа, но из-за «нелинейного» поведения ЗВ это тоже не всегда возможно. В связи с этим нами предложен метод диагноза градиента загрязняющего вещества в пространстве солёности с помощью индекса К, далее именуемого индексом происхождения ЗВ.

Процедура вычисления К проста. Ряд данных, характеризующих содержание загрязнителя в смешанных речных и морских водах, ранжируется по солёности и сглаживается скользящим средним. Затем крайнее среднее значение, расположенное на «морском конце» модифицированного ряда делится на крайнее среднее значение, расположенное на «речном конце». Это отношение и есть индекс К.

В Северном Каспии, который можно рассматривать как эстуарий р. Волги, значение К, превышающее 1,1, указывает на морское происхождение ЗВ, а при значениях К меньше 0,9 происхождение ЗВ скорее всего является речным. При значениях К от 0,9 до 1,1 мы считаем это происхождение неопределённым.

Приведем конкретный пример. Индекс происхождения был рассчитан нами для 18 съёмок, выполненных в мелководной зоне взморья Волги в 2001-2009 гг. в отношении группы приоритетных за-

грязняющих веществ (i). Временные ряды K_i подвергались статистическому анализу, для визуализации результатов которого были выбраны диаграммы, обычно называемые «ящиками с усами». Как видно на рис. 7, среднее значение K , рассчитанное за весь период наблюдений, указывает либо на речное, либо на неопределенное происхождение ЗВ. Исключением является только свинец, который, по-видимому, имеет морское происхождение.

Однако длинные «усы» (размах колебаний), и широкое пространство между «крышкой» (квартилем $3/4$) и «дном» (квартилем $1/4$) «ящиков», изображенных на рис. 7, указывают на то, что в каждый конкретный момент времени (год, сезон) ЗВ, как правило, имеют определенное речное или морское происхождение.

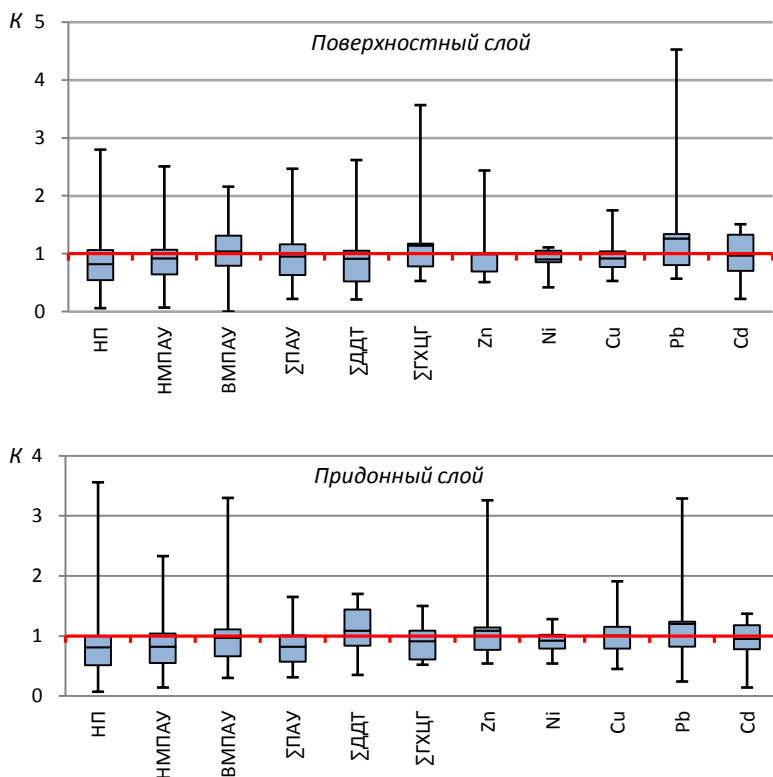


Рис. 7 Динамика коэффициента K , характеризующего происхождения загрязняющих веществ в мелководной зоне взморья Волги в 2001-2009 гг.

НП – нефтепродукты; ПАУ – полициклические ароматические углеводороды; ДДТ, ГХЦГ – хлорорганические пестициды

Индекс градиента (происхождения) загрязняющих веществ не первый год используется нами для характеристики экологической обстановки на Северном Каспии. При этом на участках его акватории, через которые проходят разграничительные линии, результаты диагноза происхождения ЗВ используются для определения направления их трансграничного переноса.

1.4 Отклонение от фона: межфазный и внешний массообмен

Размышления о том, чем вызвано отклонение точечной концентрации от фоновой, привели нас к еще нескольким геоэкологическим показателям загрязнения морской среды. Легко догадаться, что одним из них является само это отклонение, которое предлагается именовать девиантностью и обозначать буквой D (ранее мы иногда именовали его лабильностью и обозначали буквой L).

В соответствии с предложенным определением девиантность рассчитывается по простой формуле (3):

$$Df_j = P_j - F, \quad (3)$$

где Df_j – фактическая девиантность в данной точке акватории; P_j – моментальная точечная концентрация загрязняющего вещества (см. выше); F – моментальная фоновая концентрация этого вещества в пределах данной акватории (см. выше).

В своем численном выражении Df_j зависит от размерности концентрации. Чтобы избежать этой зависимости, там, где она представляется помехой (например, при сравнении девиантности различных веществ, концентрация которых выражена в различных единицах), предлагается использовать нормальную девиантность (Dn_j), рассчитываемую по формуле (4):

$$Dn_j = Df_j / C_m, \quad (4)$$

где Dn_j – нормальная девиантность в данной точке акватории; C_m – средняя концентрация загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

Вместо нормальной девиантности в тех же целях можно использовать стандартную девиантность (Ds_j), рассчитываемую по формуле (5):

$$Ds_j = Df_j / s, \quad (5)$$

где Ds_j – стандартная девиантность в данной точке акватории; s – стандартное отклонение концентрации загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

Основными причинами отклонения точечной концентрации от фоновой, по нашему мнению, являются межфазный и внешний массообмен.

Под межфазным обменом понимается обмен загрязняющих веществ между различными компонентами морской среды: водой и планктоном, водой и взвесью, взвесью и донными отложениями и т.д. Типичным примером межфазного массообмена является адсорбция-десорбция загрязняющих веществ на взвеси. Способность загрязняющих веществ к межфазному обмену предлагается именовать биогеохимической активностью или просто активностью и обозначать буквой А (в предыдущих публикациях иногда использовались другие обозначения).

Внешний массообмен включает в себя процессы поступления загрязняющих веществ на данную акваторию и их вынос за ее пределы, включая разложение и безвозвратное захоронение загрязняющих веществ. Вовлеченность загрязняющих веществ во внешний массообмен предлагается именовать мобильностью и обозначать буквой М.

В соответствии с высказанным положением, девиантность следует рассматривать как сумму активности и мобильности (6):

$$Df_j = Af_j + Mf_j, \quad (6)$$

где Af_j – фактическая активность загрязняющего вещества в данной точке акватории; Mf_j – фактическая мобильность загрязняющего вещества в данной точке акватории.

Для того, чтобы решить уравнение (6) в численном виде, необходимо знать значения как минимум двух его членов, а учитывая, что значение Df_j можно рассчитать по формуле (3) - как минимум одного члена. На эту роль больше подходит активность, которую в соответствии с приведенным выше определением следует рассматривать как антипод консервативного поведения загрязняющих веществ, когда их концентрация определяется исключительно гомогенными процессами, примером которых является механическое перемешивание вод.

Из сказанного следует, что активность загрязняющего вещества проявляется в отклонении от консервативного поведения. Это отклонение можно определить путем сравнения динамики загрязняющего вещества с динамикой консервативного вещества в пределах рассматриваемой акватории.

Далее описывается процедура (порядок расчетов), предложенная нами для решения этой задачи, предусматривающая введение нескольких новых параметров и обозначений. Концентрация загряз-

нящего (активного) вещества на данной станции в данный момент времени по-прежнему обозначается как P_j , а измеренная одновременно на той же станции концентрация консервативного вещества обозначается как C_j .

На первой стадии расчетов значения P_j ранжируется по C_j в направлении возрастания значений C_j . В качестве исходных данных используются результаты параллельных измерения P_j и C_j на одних и тех же станциях при проведении квазисинхронной съемки акватории.

На второй стадии для каждой точки ранжированного ряда P_j (за исключением двух крайних) рассчитываются ожидаемые значения (P_{jw}), исходя из предположения, что поведение загрязняющего вещества носит консервативный характер. Расчет проводится по следующей формуле (7):

$$P_{jw} = P_{j-1} + [(C_j - C_{j-1}) / (C_{j+1} - C_{j-1})] \times (P_{j+1} - P_{j-1}), \quad (7)$$

где P_{j-1} – фактическая концентрация активного вещества в предыдущей точке ранжированного ряда; P_{j+1} – фактическая концентрация активного вещества в последующей точке ранжированного ряда; C_j – фактическая концентрация консервативного вещества в данной точке ранжированного ряда; C_{j-1} – фактическая концентрация консервативного вещества в предыдущей точке ранжированного ряда; C_{j+1} – фактическая концентрация консервативного вещества в последующей точке ранжированного ряда.

На третьей стадии для каждой точки ранжированного ряда (напомним, что ей соответствует определенная станция на акватории) рассчитывается фактическая активность загрязняющего вещества (Af_j) по формуле (8):

$$Af_j = P_j - P_{jw}, \quad (8)$$

где P_{jw} – ожидаемая концентрация загрязняющего вещества на данной станции (точке акватории); P_j – фактическая концентрация загрязняющего вещества на данной станции.

В своем численном выражении Af_j (также как Df_j) зависит от размерности концентрации. Чтобы избежать этой зависимости, также предлагается использовать нормальную активность (An_j), рассчитываемую по формуле (9):

$$An_j = Af_j / C_m, \quad (9)$$

где An_j – нормальная активность в данной точке акватории; C_m – средняя концентрация загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

Вместо нормальной активности также можно использовать стандартную активность (As_j), рассчитываемую по формуле (10):

$$As_j = Af_j / s, \quad (10)$$

где As_j – стандартная активность в данной точке акватории; s – стандартное отклонение концентрации загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

В принципе, активность загрязняющего вещества может быть выявлена в любой фазе (компоненте) морской среды, но для ее определения с использованием предложенного выше метода необходимо параллельное измерение концентрации консервативного вещества. Для водной фазы таковым веществом, безусловно, является соленость (минерализация). Выбрать консервативное вещество для других фаз (взвеси, планктона, донных отложений) не так просто. Поэтому в настоящее время мы, как правило, ограничиваемся определением активности загрязняющих веществ в воде, но нарабатываем опыт по ее определению в донных отложениях, используя в качестве консервативных веществ широко распространенные в литосфере химические элементы (железо, алюминий, кальций).

Имея на руках численное значение девиантности, рассчитанное по формуле (3) и численное значение активности, рассчитанное по формуле (8), мы легко можем рассчитать численное значение фактической мобильности в данной точке акватории, преобразовав формулу (6) в следующий вид (11):

$$Mf_j = Df_j - Af_j \quad (11)$$

В своем численном выражении Mf_j (также как Df_j и Af_j) зависит от размерности концентрации. Чтобы избежать этой зависимости, также предлагается использовать нормальную мобильность (Mn_j), рассчитываемую по формуле (12):

$$Mn_j = Mf_j / C_m, \quad (12)$$

где Mn_j – нормальная мобильность в данной точке акватории; C_m – средняя концентрация загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

Вместо нормальной мобильности также можно использовать стандартную мобильность (Ms_j), рассчитываемую по формуле (13):

$$Ms_j = Mf_j / s, \quad (13)$$

где Ms_j – стандартная мобильность в данной точке акватории; s – стандартное отклонение концентрации загрязняющего вещества в пределах данной акватории.

Концентрацию, активность и мобильность мы загрязняющих веществ мы рассматриваем как базовые геоэкологические показатели загрязнения окружающей среды по двум причинам. Во-первых, эти показатели характеризуют состояние загрязняющих веществ применительно к каждой точке акватории, а не к ее площади в целом. Благодаря этому с активностью и мобильностью можно проводить те же операции, что и с концентрацией – строить карты пространственного распределения, графики временного хода, вычислять средние значения и т.д. Примером тому являются графики, приведенные на рис. 8, из которых следует, что стандартная активность нефтепродуктов в водах мелководной зоны взморья Волги ниже, чем их стандартная мобильность, следовательно, внешний массообмен преобладает над межфазным.

Вторая причина состоит в том, что эти геоэкологические показатели можно использовать не только для оценки состояния загрязняющих веществ во время их путешествия по окружающей среде, но также для оценки и нормирования воздействия загрязнения на биологические системы (см. ниже).

В завершении первой части очерка уместно обсудить философские вопросы. Поводом для этого является то обстоятельство, что все предложенные выше геоэкологические показатели загрязнения морской среды и/или методы их определения основываются на анализе распределения загрязняющих веществ в пространстве (физическом и/или параметрическом).

Отсюда два вопроса: 1) каково соотношение реальных различий и погрешностей измерений в данном распределении? 2) каково соответствие между выборочным и генеральным распределением? Мы полагаем, что в геоэкологических показателях загрязнения морской среды объективного больше, чем субъективного, но все равно стремимся уменьшить роль последнего за счет увеличения размеров выборок и удаления из них явных ошибок измерений.

Это обстоятельство является одной из причин того, что оценку загрязнения морской среды по геоэкологическим показателям мы начинаем с анализа вариабельности концентрации, активности и мобильности загрязняющих веществ с использованием широкого круга статистических параметров. В таблице 4 в качестве примера приведены результаты анализа вариабельности концентрации, активности и мобильности нефтепродуктов в водах мелководной зоны взморья Волги весной 2006 года. Оценка вариабельности важна не только для решения «философских» вопросов, вторая причина первоочередного обращения к ней состоит в том, что вариабельность отражает «энергетику», интенсивность процессов, происходящих с загрязняющими веществами в окружающей среде.

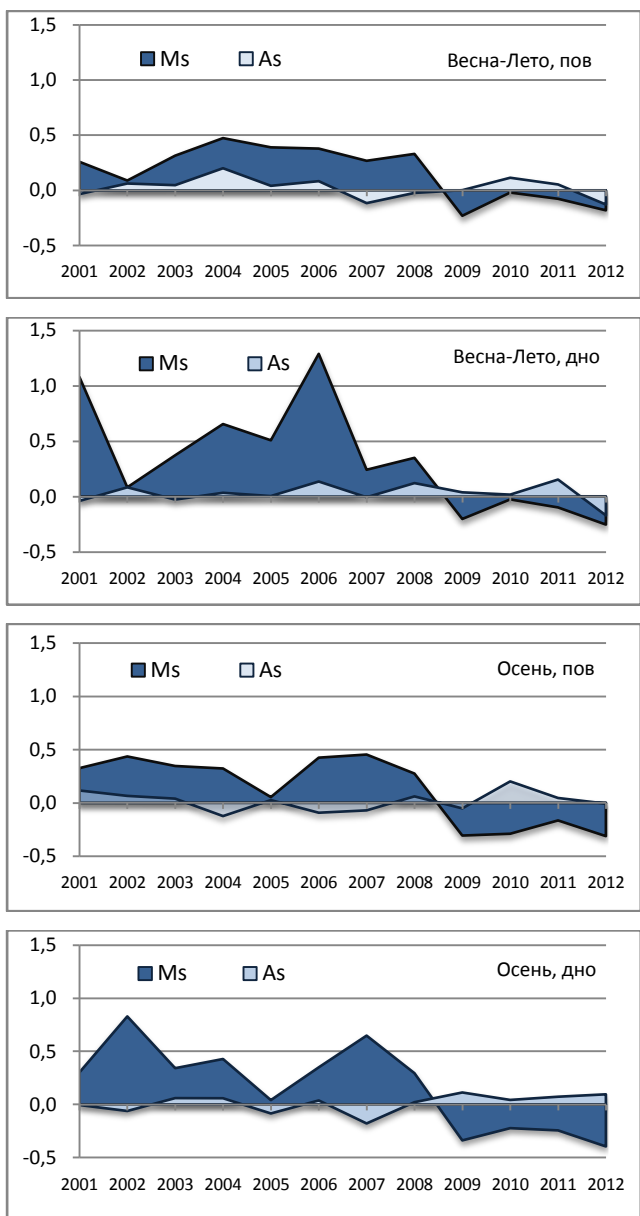


Рис. 8 Изменения средней по акватории стандартной мобильности (M_s) и стандартной активности (A_s) нефтепродуктов в водах мелководной зоны взморья Волги в 2001-2012 гг.

Таблица 4

Результаты анализа вариабельности концентрации, активности
и мобильности нефтепродуктов в водах мелководной зоны
взморья Волги весной 2006 года

Статистические параметры, обозначение и формула расчета*	Концентра- ция, мкг/л		Активность, мкг/л		Мобильность, мкг/л	
	<i>пов</i>	<i>дно</i>	<i>пов</i>	<i>дно</i>	<i>пов</i>	<i>дно</i>
Среднее значение, X_m	50,2	15,0	4,5	2,2	20,5	3,8
Медиана, Me	26,0	9,0	-12,1	-2,0	10,7	2,4
Коэффициент асимметрии, As	1,83	1,97	0,86	1,44	1,17	1,39
Максимум, Max	230	62,0	191	53,6	117	26,4
Минимум, Min	0,0	0,0	-85,2	-30,1	-15,5	-7,8
Квартиль 0,25; q1	12,5	5,5	-48,9	-9,4	-8,0	-3,0
Квартиль 0,75; q3	88,0	21,0	66,0	6,0	32,9	7,1
Размах абсолютный, $R = \text{Max} - \text{Min}$	230	62,0	276	83,8	133	34,2
Размах квартильный, $Rq = q3 - q1$	75,5	15,5	115	15,4	40,9	10,1
Среднее линейное отклонение, d	41,9	11,3	53,8	12,5	26,0	6,0
Стандартное отклонение, σ	54,1	15,9	73,5	19,6	35,7	9,1
Коэффициент осцилляции, $Vr = R / X_{cp}$	4,6	4,1	60,9	38,7	6,5	9,0
Относительное линейное отклонение, $Vd = d / X_{cp}$	0,8	0,7	11,9	5,8	1,3	1,6
Коэффициент вариации, $V\sigma = \sigma / X_{cp}$	1,1	1,1	16,2	9,0	1,7	2,4
Относительное квартильное отклоне- ние, $Vq = Rq / X_{cp}$	1,5	1,0	25,4	7,1	2,0	2,7

*Формулы расчета приведены только для тех параметров, которые относительно редко используются в описательной статистике

На этом мы завершаем первую часть нашего очерка, посвященную методам расчета геоэкологических показателей загрязнения морской среды, и переходим ко второй его части, где речь пойдет об их практическом использовании.

2. ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ

2.1 Ансамблевая оценка загрязнения морской среды

Стремление к уменьшению загрязнения окружающей среды предполагает, что время от времени должна проводиться его оценка, необходимая для обоснования намечаемых и определения эффективности уже принятых мер.

Для оценки загрязнения морской среды по химическим показателям, как правило, используется один из следующих критериев: предельно допустимая концентрация (C_l); фоновая концентрация (F); предельно допустимая нагрузка (C_p). При этом для расчета предельно допустимой нагрузки используется формула (14):

$$C_p = C_l - F \quad (14)$$

Перечень загрязняющих веществ, используемых для оценки загрязнения морской среды, обычно ограничен несколькими параметрами. Например, в официальном методе оценки загрязнения морских вод, принятом в России, в качестве критерия используется C_l , а в перечень химических параметров входят 4 вещества, одним из которых является растворенный кислород.

Предложенный нами метод комплексной оценки загрязнения морской среды является многокритериальным (используются все названные критерии) и многопараметрическим (в качестве параметров выступают все определяемые загрязняющие вещества, для которых установлена предельно допустимая концентрация).

Объединенную многокритериальную и многопараметрическую оценки загрязнения предлагается именовать ансамблевой оценкой, так как она представляет собой единый комплекс (ансамбль) из трех оценок: оценки качества (критерий – C_l); оценки аккумуляции (критерий – F); оценки нагрузки (критерий – C_p).

Технология ансамблевой оценки (E) включает несколько этапов. На первом этапе рассчитывается численное значение оценки для каждой из точек пространственного ряда, полученного в результате квазисинхронной съемки. Численное значение оценки качества (E_l), критерием которой является предельно допустимая концентрация (C_l) рассчитывается по формуле (15):

$$E_{li} = P_i / C_l, \quad (15)$$

где P_i – концентрация загрязняющего вещества i в данной точке пространственного ряда.

Численное значение оценки аккумуляции (E_f , критерий - фоновая концентрация (F)), рассчитывается по формуле (16):

$$E_{fi} = P_i/F \quad (16)$$

Численное значение оценки нагрузки (E_p), критерием которой является предельно допустимая нагрузка (C_p) рассчитывается по формуле (17):

$$E_{pi} = P_i - F/C_p \quad (17)$$

На следующем этапе рассчитывается средняя по акватории (пространственному ряду) оценка загрязнения для каждого загрязняющего вещества i . При этом оценка загрязнения рассчитывается как среднее арифметическое ряда E_{li} , оценка аккумуляции – как среднее арифметическое ряда E_{fi} , оценка нагрузки – как среднее арифметическое ряда E_{pi} .

Для того, чтобы оценки (E_{ji}), полученные с использованием различных критериев (j), были сопоставимы друг с другом, они переводятся в баллы с помощью единой шкалы, приведенной в таблице 5 и на рисунке 9.

Следующей операцией является расчет однопараметрической многокритериальной оценки загрязнения (E_{ki}) каждым из загрязняющих веществ i в отдельности, в ходе которого различные оценки (качества, аккумуляции и нагрузки), выраженные в баллах, складываются и делятся на число использованных критериев, равное трем.

На завершающей стадии однопараметрические многокритериальные оценки E_{ki} преобразуется путем усреднения в многопараметрическую многокритериальную (или ансамблевую) оценку. Результаты расчетов используются для классификации и описания загрязнения морских акваторий в соответствии с таблицей 6.

Таблица 5

Единая шкала для перевода средних численных значений однокритериальных оценок (E_{ji}) в баллы

Оценка в баллах	Оценка качества, E_{li}	Оценка аккумуляции, E_{fi}	Оценка нагрузки E_{pi}	
			При $C_i > F$	При $C_i < F$
0	$E_{li} \leq 1,0$	$E_{fi} \leq 2,0$	$E_{pi} \leq 0$	$E_{pi} \geq 1,0$
1	$1,0 < E_{li} \leq 2,0$	$2,0 < E_{fi} \leq 3,0$	$0 < E_{pi} \leq 1,0$	$0 \leq E_{pi} < 1,0$
2	$2,0 < E_{li} \leq 3,0$	$3,0 < E_{fi} \leq 4,0$	$1,0 < E_{pi} \leq 2,0$	$-1,0 \leq E_{pi} < 0$
3	$3,0 < E_{li} \leq 5,0$	$4,0 < E_{fi} \leq 5,0$	$2,0 < E_{pi} \leq 3,0$	$-2,0 \leq E_{pi} < -1,0$
4	$E_{li} > 5,0$	$E_{fi} > 5,0$	$E_{pi} > 3,0$	$E_{pi} < -2,0$



Рис. 9 Иллюстрация единой шкалы для перевода численных значений однокритериальных оценок (E_j) в баллы. Последние обозначены цифрами в окнах, расположенных справа от осей, разбитых на характерные отрезки в зависимости от критерия оценки

Таблица 6

Классификация загрязнения морских акваторий
в соответствии с ансамблевой оценкой

Класс загрязнения	Вербальная оценка	Численная оценка
Первый	Чистая	менее и равно 0,50
Второй	Умеренно загрязненная	от 0,51 до 1,50
Третий	Загрязненная	от 1,51 до 2,50
Четвертый	Грязная	от 2,51 до 3,50
Пятый	Очень грязная	более и равно 3,51

Завершается технология ансамблевой оценки построением матрицы, столбцами которой являются критерии оценки, а строками – параметры загрязнения (табл. 7). Это позволяет объединить интегральный и дифференциальный подходы к оценке загрязнения морских акваторий: интегральный подход воплощается в итоговой ансамблевой оценке (w), а дифференциальный – в результатах анализа итоговой матрицы по столбцам (y) и строкам (z).

Многopараметрическую оценку, в том числе ансамблевую (т.е. каждый из столбцов итоговой матрицы, см. табл. 7) рекомендуется представлять в трех видах: 1) как *обобщенную* оценку ($E_1 = E/n$); 2) как *приоритетную* оценку ($E_2 = E/N$); 3) как *экстремальную* оценку ($E_3 = E_{\max}$). Здесь n – общее число параметров загрязнения; N – число параметров загрязнения, у которых $E > 0$; $E_{\max}$ – максимальное значение E .

Таблица 7

Матричное представление ансамблевой оценки загрязнения

Показатель	Оценка загрязнения, E			
	Оценка качества,	Оценка аккумуляции,	Оценка нагрузки,	Ансамблевая оценка E _k
	E _l	E _f	E _p	
i ₁	x	x	x	z
i ₂	x	x	x	z
i ₃	x	x	x	z
i _n	x	x	x	z
E ₁	y	y	y	w
E ₂	y	y	y	w
E ₃	y	y	y	w

Примечание: i – загрязняющее вещество, x – однопараметрическая и однокритериальная оценка; y – многопараметрическая и однокритериальная оценка; z – однопараметрическая и многокритериальная оценка; w – многокритериальная многопараметрическая (ансамблевая) оценка

Для апробации данного метода использовались данные, полученные в ходе исследований различных районов Каспийского моря. Ниже приведена ансамблевая оценка загрязнения морских вод в районе «X» осенью 2012 года (табл. 8).

Таблица 8

Результаты ансамблевой оценки загрязнения морских вод в районе «X» осенью 2012 года

Показатель	Оценка качества E _l	Оценка аккумуляции E _f	Оценка нагрузки E _p	Ансамблевая оценка E _k
БПК ₅	0	0	0	0
N-NH ₄	0	0	0	0
НП	1	0	1	0,67
Железо	2	0	1	1
Цинк	0	0	0	0
Никель	3	0	1	1,33
Медь	1	0	1	0,67
Свинец	0	0	0	0
Кадмий	0	0	0	0
E ₁	0,8	0,0	0,4	0,41
E ₂	1,8	-	1,0	0,92
E ₃	3,0	0,0	1,0	1,33

Как следует из данных, приведенных в табл. 8, морские воды в районе «Х» осенью 2012 г. в соответствии с *обобщенной ансамблевой оценкой* (по комплексу показателей, в состав которого входят 9 загрязняющих веществ) оценивались как чистые ($E_{k1}=0,41$). Критериям, установленным для оценки загрязнения, не соответствовало содержание 4 загрязняющих веществ, при этом согласно *приоритетной ансамблевой оценке* морские воды оценивались как умеренно загрязненные ($E_{k2}=0,92$). Из всех ЗВ, самый высокий уровень загрязнения был установлен у никеля ($E_{k3}=1,33$), в соответствии с *экстремальной ансамблевой оценкой* вода также оценивалась как умеренно загрязненная.

В соответствии с *обобщенной оценкой нагрузки* морские воды в районе «Х» осенью 2012 г. оценивались как чистые ($E_{p1}=0,4$). Критериям, установленным для оценки нагрузки, не соответствовало содержание 4 загрязняющих веществ, при этом согласно *приоритетной и экстремальной оценке нагрузки* морские воды оценивались как умеренно загрязненные ($E_{p2}=E_{p3}=1,0$). В соответствии с *обобщенной оценкой аккумуляции* морские воды в районе «Х» осенью 2012 г. оценивались как чистая ($E_{f1}=0$). Согласно *экстремальной оценке аккумуляции* морские вода также оценивались как чистые ($E_{f3}=0$).

В соответствии с *обобщенной оценкой качества* морские воды в районе «Х» осенью 2012 г. оценивались как умеренно загрязненные ($E_{11}=0,8$). Критериям, установленным для оценки качества, не соответствовало содержание 4 загрязняющих веществ, при этом согласно *приоритетной оценке качества* воды оценивались как загрязненные ($E_{12}=1,8$). Из всех ЗВ, самым худшим качеством воды было по содержанию никеля ($E_{13}=3,0$), в соответствии с *экстремальной оценкой качества* воды оценивались как грязная.

Сравнение обобщенных оценок качества и аккумуляции показывает, что основной вклад в загрязнение данной акватории вносили источники, расположенные за его пределами, так как $E_{11} > E_{f1}$. На это же указывает сравнение экстремальных оценок качества и аккумуляции ($E_{13} > E_{f3}$).

К настоящему времени нам накоплен большой опыт по использованию ансамблевого метода для оценки загрязнения морской среды. Этот опыт показывает, что отличием и преимуществом данного метода является совмещение интегрального и дифференциального подходов к оценке загрязнения морской среды, первый из которых характеризует суммарное загрязнение, а второй – роль отдельных факторов, в т.ч. внешних и местных источников, тех или иных загрязняющих веществ и т.д. Действительно, в самом общем виде ансамблевая оценка может быть сведена к одной цифре или одной словесной формуле. В то же время, матричное представление результатов

ансамблевой оценки дает возможность дифференцировать ее не только по отдельным параметрам и критериям, но и по отдельным видам.

В данном выше описании ансамблевый метод использован для оценки загрязнения акватории по результатам одной квазисинхронной съемки. Соответственно, F в формулах (14), (16) и (17) представляет собой моментальную фоновую концентрацию. Для анализа динамики загрязнения морской среды по данным ряда съемок, разделенных между собой по времени, рекомендуется использовать вместо моментальной интервальную и/или устойчивую фоновую концентрацию.

Ансамблевой оценкой мы обычно завершаем анализ загрязнения той или иной акватории, в состав которого также входят оценка variability и диагноз загрязнения морской среды по геоэкологическим показателям. Результаты этого анализа достаточно полно отражают как общие, так и специфические черты загрязнения данной акватории, в связи с чем их совокупность для краткости именуется «портретом загрязнения».

2.2 Выявление и оценка локального загрязнения

Источники загрязнения окружающей среды контролируются на двух рубежах. Первый рубеж проходит через устья самих источников. Обычно контроль здесь проводится самим загрязнителем (лишь в исключительных случаях он выполняется надзорным органом), поэтому его результаты нередко подвергаются сомнению. Поэтому важен второй рубеж, проходящий через зону воздействия источника загрязнения, где контроль, как правило, осуществляется независимой организацией. Основной задачей на этом рубеже является выявление и оценка локального загрязнения.

Решение этой задачи мы обычно начинаем с оценки вклада локальных процессов в загрязненность морской среды, которая проводится с использованием описанного выше метода, после чего переходим к математико-статистическим и графоаналитическим методам, примеры использования которых приведены ниже. Если исходные данные ограничиваются только пространственными рядами, то для выявления и оценки техногенных изменений в качестве критерия рекомендуется стандартное (среднее квадратическое) отклонение всего ряда данных.

Метод оценки локального загрязнения модифицируется в зависимости от расположения станций, которое может быть радиальным (внутренний радиус – в зоне воздействия; внешний радиус – за пределами зоны воздействия) или иррадиальным (при этом часть пунктов все равно должна находиться в зоне воздействия, а остальные за

ее пределами). Для выявления и оценки техногенных изменений используется индекс H , который при использовании в качестве критерия стандартного отклонения обозначается H_S . При радиальном расположении пунктов для расчета H_S используется два способа. В первом случае используется формула (18):

$$H_{S1} = |X_{RN} - X_{RD}|/S, \quad (18)$$

где X_{RN} – среднее арифметическое значение параметра X в пунктах ближнего радиуса (не более 5-ти пунктов); X_{RD} – среднее арифметическое значение параметра X в пунктах дальнего радиуса; S – стандартное отклонение ряда X .

Вместо X_{RD} в формуле (18) можно использовать фоновое значение (F) ряда X , обозначаемое как F_X , в этом случае:

$$H_{S2} = |X_{RN} - F_X|/S \quad (19)$$

При иррадиальном расположении пунктов пространственный ряд данных ранжируется по расстоянию между станциями и источником воздействия, а затем сглаживается скользящим средним (с шириной окна, обычной равной 3). В этом случае:

$$H_{S3} = |X_F - X_L|/S, \quad (20)$$

где X_F – первое значение ранжированного и сглаженного ряда; X_L – последнее значение ранжированного и сглаженного ряда; S – стандартное отклонение исходного ряда X .

Вместо X_L в формуле (20) можно использовать фоновое значение (F) ряда X , обозначаемое как F_X , в этом случае:

$$H_{S4} = |X_F - F_X|/S \quad (21)$$

О наличии и характере техногенных изменений судят по значению H_S . Считается, что техногенные изменения морской среды имеют место при $H_S > 1$. При $1 < H_S < 2$ данные изменения оцениваются как слабые, при $2 < H_S < 3$ они оцениваются как умеренные, при $3 < H_S < 5$ они оцениваются как сильные, при $H_S > 5$ как очень сильные.

Наш опыт показывает, что индексы H_{S2} и H_{S4} , для расчета которых используется фоновая концентрация (в данном случае речь идет о моментальной фоновой концентрации), лучше реагируют на техногенные изменения, чем индексы H_{S1} и H_{S3} . Так при бурении одной из поисковых скважин на Северном Каспии было установлено с помощью индекса H_{S4} слабое воздействие буровых работ на содержание крупного песка в донных отложениях, концентрацию фенолов в воде, СПАВ и свинца в донных отложениях, а также умеренное воздействие на содержание бария в придонном слое воды.

Для иллюстрации техногенных изменений в случае радиального расположения станций вокруг источника воздействия рекомендуется использовать круговые диаграммы (рис.10). При иррадиальном расположении для этого больше подходят графики ряда данных, ранжированных по расстоянию от источника воздействия (рис. 11). Для большей наглядности эти графики можно аппроксимировать линейным трендом.

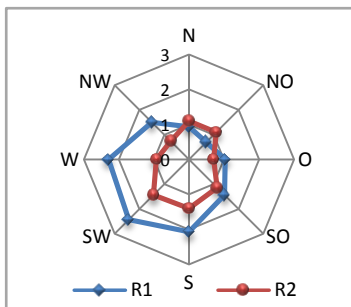
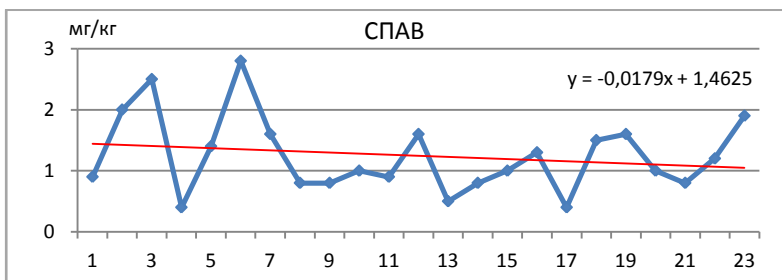


Рис. 10 Пространственное распределение СПАВ в донных отложениях (мг/кг) в пределах ближнего (R1) и дальнего (R2) радиусов к точке бурения

Рис. 11 Ранжированный и аппроксимированный линейным трендом ряд значений концентрации СПАВ в донных отложениях в районе строительства скважины X после завершения буровых работ



Для выявления и оценки локального загрязнения из известного источника наряду с описанными выше методами в обязательном порядке должен использоваться балансовый метод, суть которого состоит в сравнении динамики массы загрязняющих веществ в зоне воздействия с динамикой его поступления в окружающую среду (при этом должны учитываться не только фактические, но и все возможные для данного производства сбросы загрязняющих веществ).

2.3 Разработка локальных нормативов качества морской среды

Живая природа и человек представляют взаимную опасность, но при этом стараются не переходить смертельной черты, так как одновременно нуждаются друг в друге. Такой чертой применительно к загрязнению окружающей среды является предельно допустимая концентрация загрязняющих веществ (ПДК). ПДК может устанавливаться в целях охраны здоровья человека (санитарная ПДК), при-

родных ресурсов (хозяйственная ПДК) или природных экосистем (экологическая ПДК). В отсутствие экологической ПДК ее предназначение *de facto* исполняют санитарная и/или хозяйственная ПДК (которые иногда вполне справляются с этой задачей).

Установление ПДК это функция государства, которое, как правило, распространяет действие этой нормы на всю свою территорию без учета разнообразия экосистем. Но это правило касается только санитарной и хозяйственной ПДК. При установлении экологических ПДК разнообразие должно учитываться в обязательном порядке, так как разные экосистемы реагируют на загрязнение различным образом, а агрессивность загрязняющих веществ зависит от окружения, в котором они оказались.

Для разработки экологических ПДК можно использовать три подхода. Заметим, что нужда в этой разработке возникает тогда, когда санитарная и/или хозяйственная не обеспечивают защиту природных экосистем.

Первый подход состоит в выявлении биологического вида, наиболее чувствительного к загрязнению (из числа тех, которые играют важную роль в функциональной организации сообщества), определении ПДК для организмов данного вида и ее распространении на всю экосистему.

Второй подход предполагает изучение и определение зависимости «доза-эффект» на надорганизменном уровне, что с теоретической точки зрения наиболее правильно, но практически осуществимо только в исключительных случаях, так как каждый такой случай требует мобилизации всех имеющихся для этого ресурсов.

В третьем подходе экологическая миссия возлагается на санитарную или хозяйственную ПДК, которая подлежит модификации с применением поправок, учитывающих, во-первых, особенности загрязнения конкретного участка земной поверхности, во-вторых, восприимчивость загрязняющих веществ экосистемой, занимающей данный участок. При этом особенности загрязнения характеризуются геоэкологическими показателями, а восприимчивость – структурными и функциональными параметрами экосистемы, определяющими ее реакцию на загрязнение и устойчивость к нему.

Следует отметить, что любой из перечисленных выше подходов может привести к тому, что значение экологической ПДК окажется не только ниже, но и выше, чем значение санитарной и/или хозяйственной ПДК. Как правило, в случае расхождения между собой значений ПДК, имеющих различное предназначение, практическое применение находит та из них, которая имеет наименьшее значение.

Морские акватории используются как для культурно-бытовых, так для рыбохозяйственных целей, поэтому для загрязняющих ве-

ществ, присутствующих в морской воде, могут устанавливаться как санитарные, так и рыбохозяйственные ПДК. При этом, как правило, рыбохозяйственные ПДК (ПДК_{рх}) по своему значению ниже, чем санитарные.

По этой причине, а также потому, что рыбы, в отличие от человека, являются постоянными обитателями морей, ПДК_{рх} послужили основой для разработки экологических ПДК путем экологической модификации. Поскольку экологические ПДК, полученные таким способом (далее сокращенно именуемые ПДК_{эм}), применимы к ограниченному по площади участку акватории, они также называются локальными нормативами качества морской среды.

Если, как это было показано выше, состояние загрязнения каждой конкретной акватории может быть описано с помощью геоэкологических показателей загрязнения, то, очевидно, среди них или в различных их комбинациях и следует искать поправочный коэффициент для экологической модификации ПДК_{рх}.

Исходя из теоретических соображений, можно предполагать, что с активностью – способностью загрязняющих веществ к межфазному обмену, включая обмен с «живым веществом» - напрямую связано их токсическое воздействие на биоту. Следовательно, чем выше активность по абсолютному знаку, тем ниже должна быть ПДК. С другой стороны, можно предполагать, что с мобильностью – способностью загрязняющих веществ к внешнему обмену - напрямую связано уменьшение их нагрузки на биоту. Следовательно, чем выше мобильность по абсолютному знаку, тем выше должна быть ПДК. Таким образом, активность и мобильность противоположны друг другу - активность загрязнителей вредна для биоты, а мобильность, наоборот, полезна.

Исходя из вышеизложенного, нами была предложена формула (22) для модификации рыбохозяйственных ПДК с учетом геоэкологических показателей загрязнения морской среды:

$$\text{ПДК}_{\text{эм}} = \text{ПДК}_{\text{рх}} (m/a)^{a/m} \quad (22)$$

В формуле (22): a – средняя по акватории стандартная активность загрязняющего вещества, рассчитанная по формуле (23):

$$a = \sum A's_j / n-2, \quad (23)$$

где $A's_j$ – взятая по модулю стандартная активность в каждой точке акватории, рассчитанная по формуле (10); n – количество точек (станций), выполненных при проведении съемки.

Также в формуле (22): m – средняя по акватории стандартная мобильность загрязняющего вещества, рассчитанная по формуле (24):

$$m = \sum M's_j / n-2, \quad (24)$$

где $M's_j$ – взятая по модулю стандартная мобильность в каждой точке акватории, рассчитанная по формуле (13); n – количество точек (станций), выполненных при проведении съемки.

Мобильность и активность загрязняющих веществ в морской среде меняется со временем (см. рис. 8). Это означает, что экологическая ПДК, рассчитанная с использованием данных геоэкологических показателей, также будет подвержена временной изменчивости. Это хорошо видно на графиках, приведенных на рис. 12, где $ПДК_{эм}$, рассчитанная по формуле (22), сглажена скользящими трехлетиями.

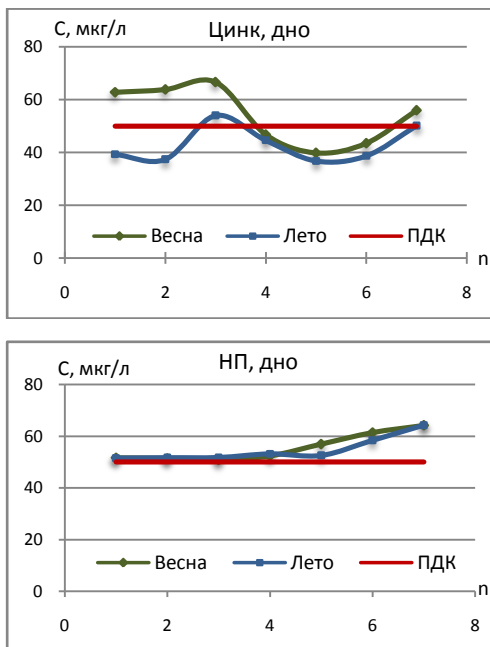


Рис. 12 Сглаженные скользящими трехлетиями ряды $ПДК_{эм}$ цинка и нефтепродуктов в морской воде глубоководной зоны взморья Волги, рассчитанные по данным 1998-2010 гг. Горизонтальная зеленая линия – $ПДК_{рх}$ в морской воде (50 мкг/л в обоих случаях); n – шаг сглаживания

Итак, экологическая ПДК, рассчитанная по геоэкологическим показателям загрязнения, оказалась «плавающей». Это обстоятельство никак не затрудняет ее использование для оценки загрязнения («качества») морской среды, в т.ч. с использованием приведенного выше ансамблевого метода.

ПДК является базовым параметром для расчета предельно допустимого сброса (ПДС) загрязняющих веществ в воду и предельно допустимого воздействия (ПДВ) на водные объекты. При этом ПДС устанавливается для источников загрязнения, а ПДВ для водных объектов в целом и/или для отдельных участков акватории. Использовать «плавающие» ПДК для решения этих задач не очень удобно, но возможно. Сложность состоит в том, что ПДС и ПДВ имеют ограниченный по времени срок действия и должны регулярно пересматриваться.

Следует отметить, что использование термина «предельно допустимое воздействие» применительно к водным объектам в целом, как это сделано сейчас в российских нормативно-методических документах, внесло некоторую путаницу в уже устоявшийся круг понятий, в соответствии с которым природоохранные нормативы подразделялись на нормативы качества (устанавливаемые для отдельных компонентов среды), нормативы воздействия (устанавливаемые для отдельных источников воздействия) и нормативы нагрузки (устанавливаемые для отдельных территорий и природных объектов). Из трех видов природоохранных нормативов нормативы качества являются базовыми, а остальные нормативы лишь обеспечивают их соблюдение во времени, в течение которого сохраняется воздействие на окружающую среду. Когда этим воздействием является загрязнение, можно говорить о некоем едином нормативе, выраженном в единицах массы (норматив качества) или единицах потока (нормативы воздействия и нагрузки). Тогда задачу нормирования воздействия и нагрузки можно представить как задачу перехода от единиц массы к единицам потока. О способах решения этой задачи речь пойдет в заключительном разделе нашего очерка.

2.4 Оценка ассимиляционной емкости

Понятие предельно допустимой нагрузки по своему содержанию полностью соответствует понятию ассимиляционной емкости (A_m), которой называют предельную скорость потока загрязняющего вещества, проходящего через морскую экосистему без ущерба для ее целостности, взятую в расчете на единицу площади морской поверхности.

Оценка A_m всегда начинается с оценки фактической скорости потока ЗВ, проходящего через экосистему. Между тем имеющиеся данные о загрязнении морских вод, как правило, имеют размерность массы (концентрации), а не потока. Для перехода от единиц массы к единицам потока (изменение массы в единицу времени) обычно используется балансовый метод, условием применения которого является наличие длительных регулярных наблюдений.

Оценка ассимиляционной емкости акватории включает в себя несколько стадий. На первой стадии осуществляется подготовка исходных данных наблюдений за концентрацией загрязняющих веществ в морской воде. Эта стадия включает в себя группировку данных по дате наблюдений с учетом природной цикличности процессов, происходящих в морской среде. Например, для устьевого взморья Волги нами были выбраны данные наблюдений за апрель (конец зимней межени – начало половодья), июнь (конец половодья – начало летней межени), август (конец летней – начало осенней межени) и сентябрь (конец осенней – начало зимней межени).

На второй стадии проводится расчет мгновенной нагрузки загрязняющего вещества i на исследуемую акваторию. При расчете массы загрязняющих веществ в мелководном Северном Каспии учитывались изменения объема воды, обусловленные сезонными и многолетними колебаниями уровня моря. Расчет мгновенной нагрузки по загрязняющему веществу (L_{it}) проводится по формуле (25):

$$L_i = \frac{V}{S} C_i, \quad (25)$$

где S – площадь рассматриваемой акватории, V – объем находящегося под ней столба воды, C_i – средняя концентрация загрязняющего вещества i в столбе воды в данный момент времени.

На третьей стадии проводится расчет скорости изменения нагрузки (R_i) с использованием формулы (26):

$$R_i = \frac{L_{it} - L_{i(t-1)}}{T}, \quad (26)$$

где L_{it} – мгновенная нагрузка в данный момент времени; $L_{i(t-1)}$ – мгновенная нагрузка в предыдущий момент времени; T – продолжительность интервала времени между двумя этими моментами в сутках.

Далее для каждого сезона из полученных рядов R_i выбираются максимальные и минимальные значения, первое из которых является потенциалом загрязнения вод (P_{pi}), а второе (взятое по модулю) соответствует потенциалу очищения вод (P_{mi}).

На четвертой, заключительной стадии рассчитывается ассимиляционная емкость акватории (A_{mi}) в отношении загрязняющего вещества i , для чего используется следующая формула (27):

$$A_{mi} = q_i P_{mi}, \quad (27)$$

где P_{mi} – потенциал очищения вод, q_i – коэффициент запаса.

Коэффициент запаса q_i в свою очередь рассчитывается по формуле (28):

$$q_i = \frac{L_{li}}{L_{\max i}}, \quad (28)$$

где L_{li} – предельно допустимая нагрузка; $L_{\max i}$ – максимальная нагрузка.

При этом значение $L_{\max i}$ выбирается из рядов L_{it} за месяцы, приходящиеся на начало сезонов, для которых рассчитывается A_{mi} . Например, для расчета ассимиляционной емкости устьевого взморья Волги в период половодья значение $L_{\max i}$ было выбрано из ряда L_{it} за апрель. Предельно допустимая нагрузка L_{li} рассчитывается по формуле (25), в которую вместо C_i подставляется значение экологически модифицированной ПДК (ПДК_{эм}).

Вместо ПДК_{эм} для расчета предельно допустимой нагрузки может использоваться ПДК_{рх} или фоновая концентрация (интервальная или устойчивая), или иной целевой показатель качества вод.

Выше, в разделе, посвященном ансамблевой оценке, мы уже использовали термин «предельно допустимая нагрузка» для обозначения разницы между ПДК и фоновой концентрацией, обозначенной как C_p в формуле (14). В связи с этим следует отметить, что в отличие от L_{li} , выраженной в единицах потока, C_p выражается в единицах массы (концентрации), и кроме того, как это следует из формулы (14) характеризует нагрузку только из местных источников.

Из этого следует, что C_p также как ПДК_{эм} может быть использована для расчета L_{li} по формуле (25). Результатом этого расчета явится выраженная в единицах потока предельно допустимая нагрузка из местных источников. Для сравнения укажем, что результатом аналогичного расчета с использованием ПДК_{эм} станет предельно допустимая нагрузка из всех источников (внешних и местных).

Из описания балансового метода следует, что его точность зависит от длины ряда наблюдений, при этом желательно, чтобы в этот ряд попали годы, отличавшиеся высоким уровнем загрязнения. Но такие ряды достаточно редки. В большинстве случаев для выбранной акватории мы имеем данные одной или нескольких съемок, разделенных между собой большим интервалом времени. Для такого рода данных балансовый метод неприменим.

В таких случаях вместо него предлагается использовать синоптический метод, основой которого является предположение, что неоднородное распределение загрязняющего вещества в однородной по физическим параметрам водной массе является следствием протекающих в ней процессов самоочищения, точкой отсчета времени

для которых является прохождение последнего шторма на акватории (поэтому данный метод назван «синоптическим» методом).

В данном методе поток загрязняющего вещества i , проходящий через единицу объема воды (обозначаемый буквой U), рассчитывается по формуле (29):

$$U = (C_{\max} - C_{\min})/T, \quad (29)$$

где $C_{\max}$ – максимальная, а $C_{\min}$ – минимальная концентрация загрязняющего вещества i в пределах рассматриваемой акватории, T – время в сутках, прошедшее со дня последнего шторма.

Как было установлено ранее, для того, чтобы определить скорость потока загрязняющего вещества, которая не приносит вреда экосистеме (это значение, собственно, и является ассимиляционной емкостью) U должно быть умножено на $\text{ПДК}_{\text{эм}}/C_{\max}$, и пересчитано на единицу площади акватории. Соответственно, для расчета ассимиляционной емкости ($A_{\text{ми}}$) в данном случае следует пользоваться формулой (30):

$$A_{\text{ми}} = U \frac{\text{ПДК}_{\text{эм}}}{C_{\max}} 1000h \quad (30)$$

где h – толщина слоя воды в метрах, для которого рассчитывается ассимиляционная емкость, или глубина моря, если данный слой простирается от поверхности до дна. $\text{ПДК}_{\text{эм}}$ и $C_{\max}$ должны быть выражены в мг/дм^3 . Вместо $\text{ПДК}_{\text{эм}}$ также может использоваться любой иной целевой показатель качества вод.

Основная трудность в применении синоптического метода состоит в выделении водной массы, однородной в гидрологическом отношении. Особенно трудно это сделать в районах, где несколько водных масс контактируют друг с другом. Таким районом, в частности, является Северный Каспий. Синоптический метод был впервые апробирован нами применительно к акватории лицензионного участка ООО «Каспийская нефтяная компания», где по данным двух съемок (осенью 2005 г. и весной 2006 г.) были выделены относительно однородные водные массы. Результаты расчетов ассимиляционной емкости в отношении нефтепродуктов с использованием «синоптического» метода показали, что она равна $20\text{--}25 \text{ мг/м}^2 \cdot \text{сутки}$.

Ранее для западной части Северного Каспия по данным многолетних наблюдений были рассчитаны значения ассимиляционной емкости в отношении углеводородов с использованием балансового метода. Лицензионный участок ООО «Каспийская нефтяная компания» находится в северной секторе данной акватории, ассимиляционная емкость которого составляет в зависимости от сезона года $0,5\text{--}5,0 \text{ мг/м}^2 \cdot \text{сутки}$.

Таким образом, оценка ассимиляционной емкости, полученная с помощью синоптического метода, на порядок превышает оценку, полученную с помощью балансового метода, который мы считаем более достоверным. Завышенные результаты синоптического метода мы объясняем тем, что в ходе исследований не удалось выделить полностью однородную водную массу.

Если предельно допустимое загрязнение морских экосистем разделить на две категории – предельно допустимую *среднюю* нагрузку (ПДСН) и предельно допустимую *разовую* нагрузку (ПДРН), то для установления ПДСН можно использовать оценку ассимиляционной емкости, полученную балансовым методом, а для установления ПДРН, аналогичную оценку, полученную синоптическим методом. Достоинством последнего является существенное сокращение времени и затрат на нормирование антропогенной нагрузки на морские акватории, а недостатков можно избежать за счет правильного планирования исследований.

Заключение

«Мысли глобально, действуй локально» – принцип, который звучит хорошо, но работает плохо, так как на глобальном уровне отсутствует единомыслие, а на локальном – инструменты для действия. Все существующие институты охраны окружающей среды, как воздушные шарик, подвешены между «потолком» и «полом», тогда как большая их часть должна быть распределена между ними.

Приступив к разработке геоэкологических показателей загрязнения морей, мы не предполагали, что в результате получим полный набор инструментов для управления качеством морской среды на локальном уровне. Действительно, экологическое обоснование морских проектов может быть расширено за счет диагноза и оценки загрязнения морской среды с использованием геоэкологических показателей.

На стадии планирования будет востребована разработка локальных нормативов качества морской среды и расчет предельно допустимой нагрузки загрязняющих веществ для внешних и местных источников загрязнения.

На стадии реализации и в течение всего времени действия проекта пригодятся методы выявления и оценки локального загрязнения, а также ансамблевая оценка загрязнения с использованием уточненных значений фонового загрязнения и локальных нормативов качества, для чего потребуется проведение локального мониторинга морской среды.

Периодически в течение всего времени действия проекта, а также в случае его расширения (реконструкции), должны обновляться (с учетом данных мониторинга) локальные нормативы качества морской среды и нормы предельно допустимой нагрузки загрязняющих веществ на рассматриваемую акваторию.

Мы видим, что, благодаря геоэкологическим показателям загрязнения, может быть запущено «колесо» управления качеством морской среды на локальном уровне. Оно способно самостоятельно продолжить свой путь, при этом его обороты легко регулировать с помощью целевых показателей качества.

Внимательный читатель, возможно, обратил внимание, что в этом «колесе» пока не хватает одной «спицы» – показателей восприимчивости загрязнения морской экосистемой, которые наравне с геоэкологическими показателями должны использоваться при определении локальных нормативов качества.

Мы надеемся в ближайшее время восполнить этот пробел, но и без него, как показывает опыт применения геоэкологических показателей загрязнения для защиты морской среды Северного Каспия, они готовы взять на себя эту миссию и распространить ее на другие моря.

Introduction

The long-term struggle with chemical environmental pollution has led to a reduction in pollution level. However this reduction is not enough for us to feel completely safe. The struggle is still on-going, but the adopted common approaches have failed to succeed. As a result we have to change our tactics and make them more adjustable to environmental changes in time and space.

Currently, chemical and biological indices are being used for assessment and standard-setting in the field of environmental pollution. The drawbacks of these indices are well-known. Chemical indices are incomplete, as they cannot cover all the range of substances produced by the chemical industry, while biological indices are non-specific, as they cannot directly indicate the nature of chemical pollution.

However, this is not the main problem, but rather that the chemical signal and the biological response (let us refer to them as to basic toxicometric indices, BTI) do not always correspond to each other. In addition, the dependence between them ("exposure- effect" curve) established in laboratory conditions (in vitro) may not occur in reality (in situ) or may be distorted, as the pollutant and the organism do not interact directly in real conditions, each of them having its own environment.

Geocology focuses on the interaction of man and society at the landscape level, and therefore, the parameters describing the state, distribution, and dynamics of pollutants in specific ecosystems should be referred to as geoenvironmental parameters of environmental pollution. We have also considered the terms "ecochemical indices" and "ecogeochemical indices," but they are not associated with the landscape approach, and therefore, we have rejected them.

Special attention has also been paid to the pair "pollution – biota," and we offer to refer to the parameters of specific ecosystems determining their response to chemical pollution as the parameters of ecosystems' responsiveness to pollution. The indices of environmental pollution and the

response of the biota to it can be called geocotoxicometric indices (GETI). In our opinion, the GETI can partly compete with or partly complete the BTI and make the struggle against environmental pollution more efficient.

The present review describes the methods used to determine and apply geoenvironmental indices of marine pollution, some of which can be directly applied to other water bodies. In some cases, the common approach can be helpful. It should be noted that in some of our previous papers the methods used to determine geoenvironmental indices were referred to as methods of sea pollution diagnosis. The indices themselves were referred to as diagnostic features.

Sea as the object of study was selected unintentionally, because we have been studying the pollution of the Caspian Sea for 15 years. The material used in the paper mainly describes the pollution of the North Caspian, the shallow sea part, which can be considered the Volga estuary (Fig. 1).



Fig. 1 Physical and geographical map of the Caspian Sea (A) and a satellite image of the North Caspian (B)

Regular observations of marine environmental pollution in the North Caspian have been held within the framework of state monitoring of: a) state and pollution of the marine environment; b) water biological resources, as concerns their habitat. However, most of the data used were obtained through engineering and environmental surveys and industrial environmental monitoring in the areas of search, prospecting, and development of hydrocarbon resources.

1. CALCULATION OF THE GEOENVIRONMENTAL INDICES OF MARINE ENVIRONMENTAL POLLUTION

1.1 Background marine environmental pollution

One of the main geoenvironmental indices of marine environmental pollution is the background pollutant concentration. This is true only for one of the meanings of the "background concentration," which can have numerous meanings. Thus, background can serve as the temporal or spatial category of different scale (Table 1). As a local phenomenon, the background concentration can be considered either as normative or actual background concentration.

Table 1 Background concentration as a phenomenon of different scale and category

Scale	Category of	
	<i>time</i>	<i>space</i>
Global	Pollutants concentration before Homo Sapiens* appeared	Pollutants concentration in ecosystems, which are less exposed to anthropogenic impact**
Local	Concentration of the pollutant substances in the environment before new pollutant source emerged	Concentration of pollutant substances in the specific location conditioned by pollutants entry from external sources

*Many of the pollutants, such as hydrocarbons and heavy metals, existed before Homo sapiens appeared, although afterwards the entry of these pollutants to the environment greatly increased. The pre-historic global background can be estimated by the concentration of pollutant substances in conservative objects (sedimentary rock, etc.), and clarkes (average content of the chemical elements in the Earth's crust and other Earth mantles (hydrosphere, atmosphere) is often used for heavy metals

**In Russia monitoring of background pollution of the environment is carried out by state biosphere reserves

The standard background concentration in the surface waters of the RF inland water bodies is calculated in accordance with RD 52.24.622-2001 "Calculating background concentration of chemical substances in water streams." According to these guidelines, background concentration is the statistically valid (with probability $p=0.95$) upper confidence contour of the mean arithmetic concentration of a PS calculated for the least favourable hydrological conditions as far as water quality is concerned.

The guidelines for estimation of background PS concentration in sea water have not been developed yet. In accordance with the sanitary and epidemiological requirements for the protection of coastal sea water adopted in the RF in 2010 (SanPiN 2.1.5282-10), the background concentration of standardized substances is the mean arithmetic value of sub-

stance concentration for the least favourable period. Currently, the State Oceanographic Institute (SOI), an RF methodical centre in the field of marine pollution monitoring, recommends using the upper confidence contour of the pollutant concentration instead of its mean arithmetic value upon the analogy with RD 52.24.622-2001.

Alongside this, SOI recommends taking into account the requirements of the official "Technique for development of standards on permissible discharges of substances and micro-organisms in the water bodies by water consumers" (adopted by Order of Ministry of Natural Resources No. 333 from 17/12/2007) when estimating the background concentration. In particular, according to this technique, background concentration must be estimated with the help of observation data collected at the stations located at a distance of more than 5 km from waste water discharge spots.

It follows that the concept of standard background pollution comprises two subjective aspects, conditioned by its purpose, i.e., its reference to a certain pollution source (background values are calculated only for its impact area) and the least favourable conditions of PS distribution.

The concept of background concentration is not affected by such subjective aspects, as it is the concentration of pollutants formed within a certain natural object (or part of it) by external pollution sources. This background concentration free from subjectivism should be referred to as the actual background. It is often referred to as natural background, which we consider incorrect, as pollution is inherently of anthropogenic nature (though it can have natural analogies).

As a compromise, one can use the term "geochemical background concentration" (geochemical background) to denote the actual background, as the distribution of pollutants in the environment is mainly determined by geochemical processes. Although this term is also not very precise, as it is more suitable for describing global pollution than local background pollution, we will use it below.

It is obvious that only the geochemical background concentration can serve as a geoenvironmental pollution index, as only it describes its state under specific conditions (at a given time and place). The latter circumstance is reflected in the offered term "landscape background"; still, we have decided to select the best existing term instead of offering something new.

The term "geochemical background" is used in classical geochemistry (studying the distribution and behaviour of chemical elements in the Earth's geospheres) and in environmental geochemistry (which does the same, but for technophile elements) in almost the same meaning, which means the mean concentration typical of the specific object under specific conditions. Classical geochemistry considers normal conditions as the

lack of mineral deposits within the area, while environmental geochemistry regards them as the absence of local pollution, when the level of pollutants content in environmental components is determined exclusively by their entry from outside.

The indicated property makes it possible to estimate geochemical background of pollutants with the help of methods already used to estimate geochemical background of chemical elements. In the case of normal distribution, the background is assumed to be the mode (the most commonly encountered concentration value) or mean arithmetic value. In the case of asymmetric distribution (e.g., lognormal), background is assumed as a geometric mean. Before carrying out calculations, series should be freed from anomalous values, which can be determined by mean square deviation (sigma) multiplied by 1, 2, or 3.

The discreteness of measurements of any substance concentration in space is very important to determine the background. If sampling points are located far from each other, one may not trace the anomaly. If all these points are flocked, the background can get distorted. If sampling is properly organized and the measured data series are properly ranged, the anomalies occupy "extreme points," making the entire distribution asymmetric. Therefore, background can be expressed best by a statistical parameter. a) summarizing all the data; b) lying in the distribution centre; c) independent of extreme values.

Mathematical statistics shows that structural mean values (mode and median) are less dependent on extreme values than exponential mean values (arithmetic, geometric, square, cubic, and harmonic means). If we assume this and take into account that the data obtained through geochemical surveys are asymmetrically distributed, then the median should serve as the geochemical background as a centre of the ranged series. We should also take into consideration that the mode, median, and arithmetic mean are equal in case of normal distribution.

Intuition as well as calculations suggests that the median is least dependent on extreme values. In this regard, we recommend using it to determine the background concentration of pollutants in sea water and bottom sediments. In this case, we refer to background as to local-scale spatial category (see Table 1). However, we performed a special research study to prove the correctness of our choice. We used data series of copper concentration at two polygons in the Caspian Sea as source data. The first polygon was described by positive asymmetry, and the second one by negative asymmetry.

Data series were ranged in ascending order. In the first scheme of the numerical experiment, maximum (in the first case) or minimum (in the second case) values were consequently excluded from data series one by one. In the second scheme of the experiment, maximum and minimum

values were alternately excluded from the ranged data series: first maximum value, then minimum, then maximum, etc. The median, arithmetic mean, geometric mean, and asymmetry coefficient were estimated for the shortened data series after every step. The experiment results are presented in Fig. 2. They show that the median is less dependent on the impact of events occurring at the edges of data series than are mean values.

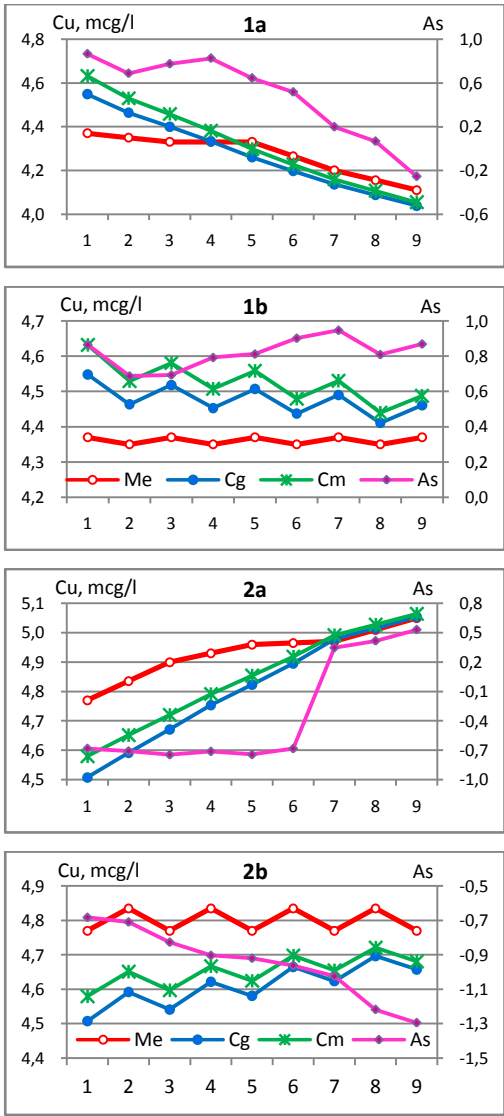


Fig. 2 The results of the numerical experiment on assessment of the impact of events at the edges of data series on distribution parameters

Me – median
Cm – arithmetic mean
Cg –geometric mean
As – asymmetry coefficient

1 - source data series with positive asymmetry
2 - source data series with negative asymmetry

a - first scheme
b - second scheme

Step numbers are marked on the horizontal axis

Geochemical background concentration (F), serving as a geoenvi-ronmental index of environmental pollution, is considered a spatial cate-gory denoting pollutants concentration within the area that is conditioned by their entry from external sources. It follows that F is subject to tem-poral variability, as the pollutants entry varies in time. F temporal changes in the North Caspian usually follow the changes in average concentration (Fig. 3), either deviating from or getting closer to it.

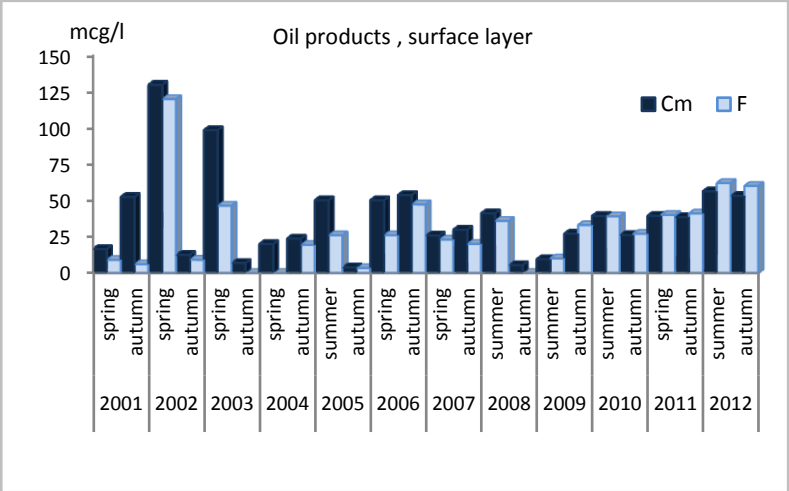


Fig. 3 Changes in the mean (Cm) and background (F) concentration of oil prod-ucts (mcg/l) in the surface layer of the shallow area of the Volga estuary in 2001 - 2012

We suggest using the following parameters to describe F temporal variability:

- instant background concentration (F value at a given moment of time);
- interval background concentration (mean F value for any interval of F temporal series);
- persistent background concentration (value of F temporal series having 90% exceedance probability);
- current background concentration (last F value in a temporal se-ries).

The F series in Fig. 3 shows that instant background concentration of oil products in the shallow Volga estuarine area is subject to seasonal and inter-annual fluctuations. Persistent background concentration for the period under consideration reached 1 mcg/l, and the current background concentration reached 60 mcg/l. The second half of this period in contrast

to the first one was poor in terms of water content, and the spatial and temporal variability of concentration was reduced (Fig. 3). The mean concentration fell, but the interval background concentration of oil products in coastal waters increased (Table 2).

Table 2 Background concentration as a phenomenon of different scale and category

Years	Mean volume of annual discharge of the Volga River, km ³	Concentration of oil products in water, mcg/l	
		Mean	Interval background
2001-2006	251.6	43.2	26.1
2007-2012	225.2	32.7	32.6

To determine the F value, it is necessary to carry out the so-called survey of quasi-synchronous observations within the network of stations evenly distributed across the water area. Such surveys can be held on a regular basis. The time interval between two surveys should be at least by one order more than the time interval (in days) commonly required for holding each of the surveys.

If the surveys are held regularly and the stations' location is constant, with the exception of F series (and other parameters describing the dynamics of spatial fields), data series can be formed that describe the temporal changes of concentration at every station, P_j , where j is the number and/or character of the station (concentration at a specified point or point concentration).

To describe P_j temporal variability we suggest using the following parameters;

- instant point concentration (P_j value at a given moment of time);
- interval point concentration (mean P_j value for any interval of F temporal series);
- central point concentration (median of temporal P_j series);
- persistent point concentration (value of P_j temporal series having 90% exceedance probability);
- current point concentration (last P_j value in a temporal series).

Fig. 4 presents diagrams describing the changes in interval and central point concentration of oil products in water at different points of the Volga estuary according to the data of 2001 - 2012. The diagrams clearly show that point concentration (both interval and central) is decreasing in the west to east direction. It is conditioned by the fact the main discharge of water and pollutants is concentrated in western branches of the Volga delta.

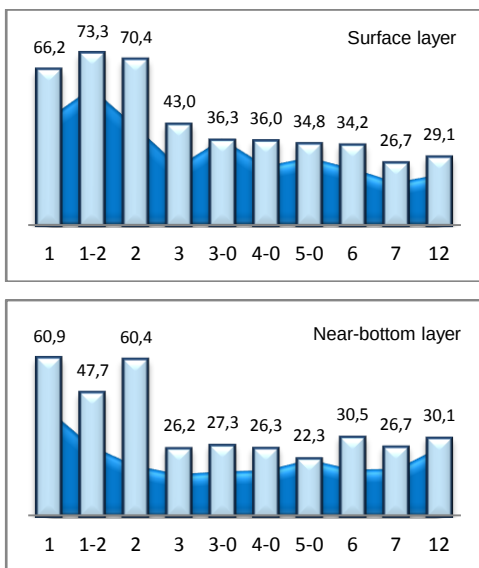


Fig. 4 Changes in interval (bar graph) and central (area chart) point concentration of oil products in water (mcg/l) at different points of the Volga estuary according to data of 2001 - 2012

Station numbers are indicated on the horizontal axis in ascending order, which corresponds to their direction from west to east

As a result of the spatial and temporal isomorphism typical of environmental processes and phenomena, P_j variability can reflect the changes in background pollution of the water area conditioned by the entry of pollutants from external sources. However, it is obvious that F does this better than P_j (though in some of our previous papers we did not differentiate between them). Here, we can draw an analogy with a football team, whose level can be usually compared with the level of individual players of this team, but the example of a Russian football club "Anji" shows², that this is not always necessary.

Not all the above mentioned parameters describing background pollution will be used in this paper, but we suppose it is necessary to list them (not all of them, though) to show that there are many parameters that can be used as normative background, which is currently represented by some parameters selected with good intentions but on a subjective basis.

1.2 Contribution of local processes to marine environmental pollution

Let us assume that a pollution source appeared in the sea water area evenly covered with a network of stations and its impact is restricted to several stations only. The spatial series of pollutant concentration values

²Russian football club "Anji" received sufficient funds from a generous sponsor and bought several world class players, but that did not help the club to come to the fore

received through the survey in this water area will be characterized by positive asymmetry. The average concentration value will drift far from the median and shift to larger values.

Let us assume that within the same water area an artificial reef has been installed instead of the pollution source. The reef absorbs the pollutants from the water and its impact area is also restricted to several stations. The spatial series of pollutant concentration values obtained through the survey in this water area will also be characterized by asymmetry, but a negative one. The average concentration value will also drift far from the median and shift to smaller values.

These two theoretical experiments, which can easily be reproduced in nature, show that the quantitative merit of the impact of local anomalies on marine environmental pollution can be represented by both the asymmetry coefficient and the difference between the mean value and median of the spatial data series. The asymmetry coefficient is convenient because it does not depend on concentration measurement units. However, the difference between the mean value and the median has more meaning if we consider the median as background concentration.

It is difficult to explain why, but the deviations of the mean value from background make more sense than the asymmetry coefficient, which is why it (deviation) can be regarded as another geoenvironmental coefficient of marine environmental pollution. Moreover, it is more easily converted to a non-dimensional form. To do this, one should correlate it with mean concentration (C_m) and express it in per cent. To estimate the impact of local anomalies (E_s) in marine environmental pollution a simple formula can be used (1):

$$E_s = 100(C_m - F)/C_m \quad (1)$$

Now, let us assume that regular observations of pollutants content in sea water had been held before the station was affected by a new pollution source. Then, the temporal concentration series completed with new data will also be characterized by positive asymmetry and the mean concentration value will drift from the median and shift to larger values. We are not going to describe the changes in the statistical characteristics of the temporal data series after the stations become affected by the artificial reef, as the reader has already guessed what is going to happen.

The temporal data series reacts to short-term anomalies in the same way as the spatial series reacts to local anomalies. It follows that formula (1) can be used to estimate the impact of short-term anomalies on marine environmental pollution (E_l) after P is replaced with F – central point concentration (2):

$$E_l = 100(C_m - P)/C_m \quad (2)$$

Let us note that C_m in formula (1) refers to the mean concentration of the spatial series, and in formula (2) to the mean concentration of the temporal series. In addition, it is easy to see that both the impact of local anomalies (E_s), and the impact of short-term anomalies (E_l) on marine environmental pollution can take either positive or negative values, since the former corresponds to pollution (enrichment), and the latter corresponds to purification (depletion of the environment with pollutant substances).

The aggregate local (limited by their distribution) and short-term (limited by their duration) anomalies are hereinafter referred to as local processes. We have now had enough experience to determine E_s and E_l , which have formed the basis for the development of the unified scale used to estimate the contribution of local processes to marine environmental pollution, which is presented in Table 3. It should be noted that only absolute values of E_s и E_l are used for this estimation.

Table 3 The unified scale used to estimate the contribution of local processes to marine environmental pollution

Verbal contribution assessment	$ E_s $ or $ E_l $, %
<i>Very low</i>	$0 < E \leq 5$
<i>Low</i>	$5 < E \leq 10$
<i>Middle</i>	$10 < E \leq 25$
<i>High</i>	$25 < E \leq 50$
<i>Very high</i>	> 50

We have estimated the impact of local processes on marine environmental pollution while analysing the data of regular observations of marine environmental pollution in the areas of an exploratory well construction and stationary oil platform location for the several past years. It gives more ground for assessing their impact on the marine environment or to detect the absence of any impact. We also account for the fact that local processes are not necessarily of anthropogenic origin, and they are quite typical of the North Caspian with its active dynamics of water masses and bed silts.

Figs. 5 and 6 show the results of the analysis of local processes contribution to zinc pollution of the shallow Volga estuarine area in 2001-2012. The impact of local anomalies (E_s) is subject to temporal (seasonal and inter-annual) variability and in most cases is estimated as low, although its maximum impact is estimated as high. The contribution of short-term anomalies (E_l ,%) is subject to spatial variability. In most cases, it is estimated as very low, though in its maximum as average.

Zinc, E_s , %	Water layer	
	surface	bottom
Mean	10.14	9.64
Max	28.98	24.23
Min	0.48	0.65
Median	8.31	6.24
Quartile 0,25	3.42	2.62
Quartile 0,75	15.21	15.40

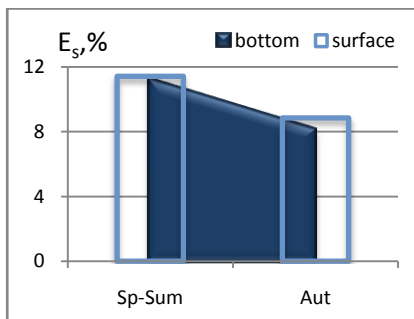
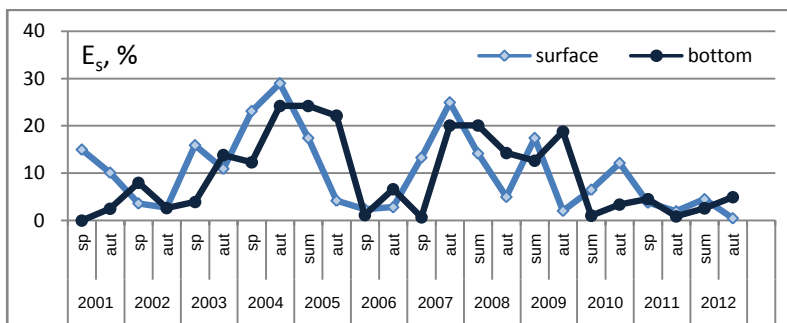
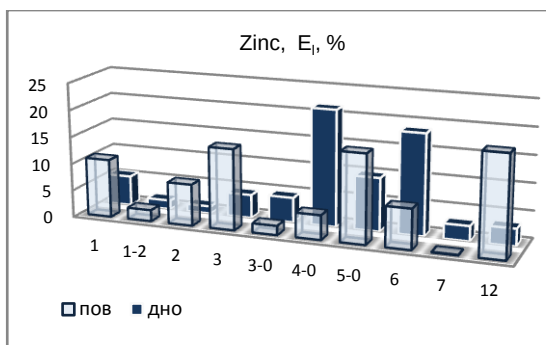


Fig. 5 The contribution of local processes to zinc pollution in the shallow area of the Volga estuary in 2001 - 2012

The table shows the contribution of local anomalies (E_s , %) The diagram shows the contribution of short-term anomalies (E_i , %) at different points of water area (see note to Fig. 4). The closer row of the diagram shows surface layer, and the farther row shows the bottom layer

Fig. 6 Inter-annual (top) and seasonal (left) changes in contribution of local anomalies (E_s , %) to zinc pollution of the shallow Volga estuary in the license area "North - Caspian Field" in 2001-2012

1.3 The distribution of pollutants in physical and parametric spaces

The analysis of pollutants distribution in the four-dimensional physical space (X, Y, Z are spatial coordinates and T is time) made it possible to establish two geoenvironmental pollution indices (background concentration and the contribution of local processes), which were discussed above. However, the list of the indices of the same kind is not restricted to them. The analysis of pollutants distribution in an n-dimensional parametric space gives more opportunities to search for geoenvironmental pollution indices, as it helps trace the connection of their transformation in a natural ecosystem with the changes in its state.

Sometimes, the joint analysis of pollutants distribution in physical and parametric spaces can be helpful. Therefore, the list of geoenvironmental pollution indices has been completed with the gradient index, or, as we more often refer to it, the index of pollution origin.

Gradient is the increase (decrease) in a substance concentration along the specially selected direction of physical space. Gradient points to the source of the substance entry and distribution. For instance, the decrease in concentration of oil products in the direction from the river to the sea points to their entry with the river runoff.

However, the water dynamics in the estuarine area (especially if alongshore currents are present) does not always make it possible to identify the specific pollution source and the ways of pollutant distribution using the map only. This task can be solved with help of the analysis of the pollutant distribution in a salinity field, the minimum value of which is the property of the riverine water, and maximum value of water.

The salinity space is not an ideal environment to determine pollutants origin, the behaviour of which is non-linear, as they disappear in one salinity "window" and reappear in others. However, the joint analysis of pollutants behaviour in physical and parametric spaces makes it possible to judge with more certainty the pollutants origin than does the analysis of their behaviour in any of these spaces.

The interrelation of water salinity and the pollutants content can be traced by means of correlation and regression analysis, but this is not always possible because of the non-linear behaviour of pollutants. In this connection, we have offered a method for the diagnosis of pollutant gradient in a salinity space with the help of the *K* index, further referred to as the index of pollutants origin.

K estimation is quite simple. The data series describing the pollutant content in mixed riverine and sea waters is ranged by salinity and smoothed by a moving average. Then, the extreme mean value located at the "marine" edge of the modified series is divided by the extreme mean value located at the "riverine" edge. This ratio is the *K* index. In the North

Caspian, which can be considered the Volga estuary, a K value exceeding 1.1 points to the marine pollutant origin. If K is less than 0.9, the origin of pollutants is more likely to be riverine. If the K value ranges from 0.9 to 1.1, the pollutant origin cannot be identified.

Let us set a specific example. The origin index was calculated for 18 surveys carried out in the shallow area of the Volga estuarine zone in 2001-2009 for a group of priority pollutants (i). Temporal K_i series were statistically analysed, and the results were represented by means of diagrams, which are commonly called box-and-whiskers diagrams. Fig. 7 shows that the mean K value calculated for the whole observation period points either to riverine or identified origin of pollutants. The exception is lead, which is obviously of marine origin.

However, a big peak-to-peak value and a wide space between the "top" (quartile $\frac{3}{4}$) and the "bottom" (quartile $\frac{1}{4}$) of the "boxes" displayed in Fig.7 show that at any specific moment of time (year, season), pollutants as a rule have a certain origin - marine or riverine.

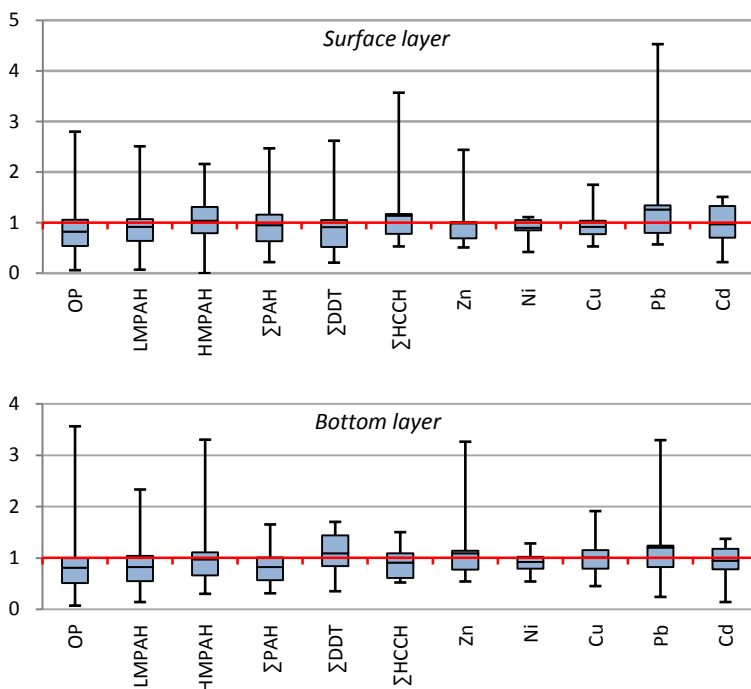


Fig. 7 The dynamics of K coefficient describing the origin of pollutants in the shallow water of the Volga estuary in 2001 - 2009. OP - oil products; PAH- polycyclic aromatic hydrocarbons; DDT, HCCH - organochlorine pesticides

We have used the index of pollutants gradient (origin) for several years to describe the environmental conditions in the North Caspian. The results of pollutants origin diagnosis are used to determine the direction of the trans-boundary transfer of pollutants in the water areas crossed by delimitation lines.

1.4 Deviation from background: inter-phase and external mass exchange

Speculations on what has caused the deviation of point concentration from background concentration have brought forward some other geo-environmental indices of marine environmental pollution. One might guess that one of these indices is the deviation itself, which we denote by D (earlier we referred to it as lability and denoted it by L).

In accordance with the suggested definition, deviation can be calculated by a simple formula (3):

$$Df_j = P_j - F, \quad (3)$$

where Df_j is the actual deviation at a given point of the water area, P_j is the instant point concentration of the pollutant (see above), and F is the instant background concentration of this substance within the specified water area (see above).

The numerical expression of Df_j depends on concentration measurement units. To avoid this dependence where it is an obstacle (e.g., if we compare the deviation of different substances, whose concentration is expressed in different units), we suggest using normal deviation (Dn_j), calculated by (4):

$$Dn_j = Df_j / C_m, \quad (4)$$

where Dn_j is the normal deviation at a given point of the water area, and C_m is the mean concentration of the pollutant within the specified water area.

For this purpose we can use the standard deviation (Ds_j) instead of normal deviation. It is calculated by (5):

$$Ds_j = Df_j / s, \quad (5)$$

where Ds_j is the standard deviation at a given point of the water area, and s is the standard deviation of the pollutant concentration within the specified water area.

In our opinion, the deviations of point concentration from background are caused mainly by inter-phase and external mass exchange.

The inter-phase exchange is the exchange of pollutants between different components of the marine environment: water and plankton, water and suspended matter, suspended matter and bottom sediments, etc.

A typical example of the inter-phase mass exchange is the adsorption and desorption of pollutants by suspended matter. We offer to refer to the ability of pollutants for inter-phase exchange as to biogeochemical activity and to denote it by A (in previous publications other symbols were used).

The external mass exchange includes the processes of pollutants' entry to the specific water area and their outflow beyond its borders, including decomposition and irreversible disposal of pollutants. We offer to refer to the pollutants' involvement in the external mass exchange as mobility and denote it by M.

In accordance with the statement presented above, deviation should be considered the sum of activity and mobility (6):

$$Df_j = Af_j + Mf_j, \quad (6)$$

where Af_j is the actual activity of the pollutant at a given point of the water area, and Mf_j is the actual mobility of the pollutant at a given point of the water area.

To solve equation (6) in terms of numbers one must know the values of at least two of its members. Taking into account the fact that Df_j can be calculated by formula (3), only one equation member must be known. Activity is more suitable for this, as it can be considered as an opposite of conservative behaviour of pollutants, when their concentration is determined by homogeneous processes exclusively, an example of which is mechanical water mixing.

It follows that a pollutant activity is expressed in the deviation from its conservative behaviour. This deviation can be determined by the comparison of the pollutant dynamics with the dynamics of the conservative substance within the considered water area.

We now describe the procedure (calculation) we use to solve this task. The procedure involves the introduction of some new parameters and symbols. The concentration of the pollutant (active) substance at the specified station at a given moment of time is denoted by P_j , and the concentration of the conservative substance measured at the same time and at the same station is denoted by C_j .

At the first calculation stage, P_j values are ranged by C_j in the direction of increasing C_j values. The results of simultaneous measurements of P_j and C_j at the same stations during the quasi-synchronous survey of the water area are used as source data. At the second stage, the expected values (P_{jw}) are calculated for every point of the ranged P_j series (with the exception of two extreme points) on the basis of the assumption that the pollutant behaviour is of conservative nature. The calculation is carried out by (7):

$$P_{jw} = P_{j-1} + [(C_j - C_{j-1}) / (C_{j+1} - C_{j-1})] \times (P_{j+1} - P_{j-1}), \quad (7)$$

where P_{j-1} is the actual concentration of the active substance at a previous point of the ranged series, P_{j+1} is the actual concentration of the active substance at a following point of the ranged series, C_j is the actual concentration of the conservative substance at a given point of the ranged series; C_{j-1} is the actual concentration of the conservative substance at a previous point of the ranged series, and C_{j+1} is the actual concentration of the conservative substance at a following point of the ranged series.

At the third stage, the actual activity of pollutants (Af_j) is calculated for every point of the ranged series (it corresponds to the specified station within the water area). It is calculated by (8):

$$Af_j = P_j - P_{jw}, \quad (8)$$

where P_{jw} is the expected pollutant concentration at the specified station (water area point), and P_j is the actual concentration of the pollutant at this station.

In its numerical expression, Af_j (as well as Df_j) depends on the concentration dimension. To avoid this dependence, we suggest using normal activity (An_j), calculated by (9):

$$An_j = Af_j / C_m, \quad (9)$$

where An_j is the normal activity at a given point of the water area, and C_m is the mean concentration of the pollutant within the specified water area.

Standard activity (As_j) can also be used instead of normal activity. It is calculated by (10):

$$As_j = Af_j / s, \quad (10)$$

where As_j is the standard activity at a given point of the water area, and s is the standard deviation of pollutant concentration within the specified water area.

In principle, the activity of the pollutant can be identified in any component of the marine environment, but if we want to identify it using the method suggested above we require simultaneous measurements of the concentration of the conservative substance. For water, this substance is definitely the content of dissolved salts, which is expressed in water salinity (mineralization). It is not equally simple to choose the conservative substance for other components (suspended matter, plankton, and bottom sediments). Therefore, at the moment, we restrict our activities to determining the activity of pollutants in water. We also gain experience in determining the activity of pollutants in bottom sediments, using the chemical elements widely spread in the lithosphere (iron, aluminium, calcium) as conservative substances.

Having the numerical value of deviation calculated by formula (3) and the numerical value of activity calculated by formula (8), we can easi-

ly calculate the numerical value of actual mobility at a given point of the water area, converting formula (11):

$$Mf_j = Df_j - Af_j \quad (11)$$

In its numerical expression Mf_j (as well as Df_j and Af_j) depends on the concentration dimension. To avoid this dependence, we suggest using normal mobility (Mn_j), calculated by (12):

$$Mn_j = Mf_j / C_m, \quad (12)$$

where Mn_j is the normal mobility at a given point of the water area, and C_m is the mean concentration of the pollutant within the specified water area.

Standard mobility (Ms_j) can also be used instead of normal mobility. It is calculated by (13):

$$Ms_j = Mf_j / s, \quad (13)$$

where Ms_j is the standard mobility at a given point of the water area, and s is the standard deviation of pollutant concentration within the specified water area.

We regard concentration, activity and mobility of pollutants as basic geoenvironmental indices of environmental pollution for two reasons. First, these indices characterize the state of pollutants for every point of the water area and not for its area as a whole. Due to this fact, activity and mobility can be dealt with as the concentration itself; one can make maps of spatial distribution, draw seasonal graphs, calculate the mean value, etc. This is illustrated by the graphs presented in Fig. 8, which show that the standard activity of oil products in the shallow area of the Volga estuary is lower than their standard mobility. Consequently, external exchange dominated over inter-phase mass exchange. The second reason is that geoenvironmental indices can be used not only to assess the state of pollutants and their movements in the environment, but also to assess and standardize the pollution impact on biological systems (see below).

In conclusion of the first chapter, it is time to discuss philosophical issues. The understatement is that all the suggested geoenvironmental indices of marine environmental pollution and/or methods of their identification are based on the analysis of pollutants distribution in space (physical and parametric). Therefore, two questions arise: 1) what is the correlation of actual differences and measurement errors in this distribution? 2) what is the correspondence between sampling and general distribution? We suppose that geoenvironmental indices of marine environmental pollution are objective enough, as we are trying to reduce subjectivity by increasing sampling series and eliminating obvious measurement errors.

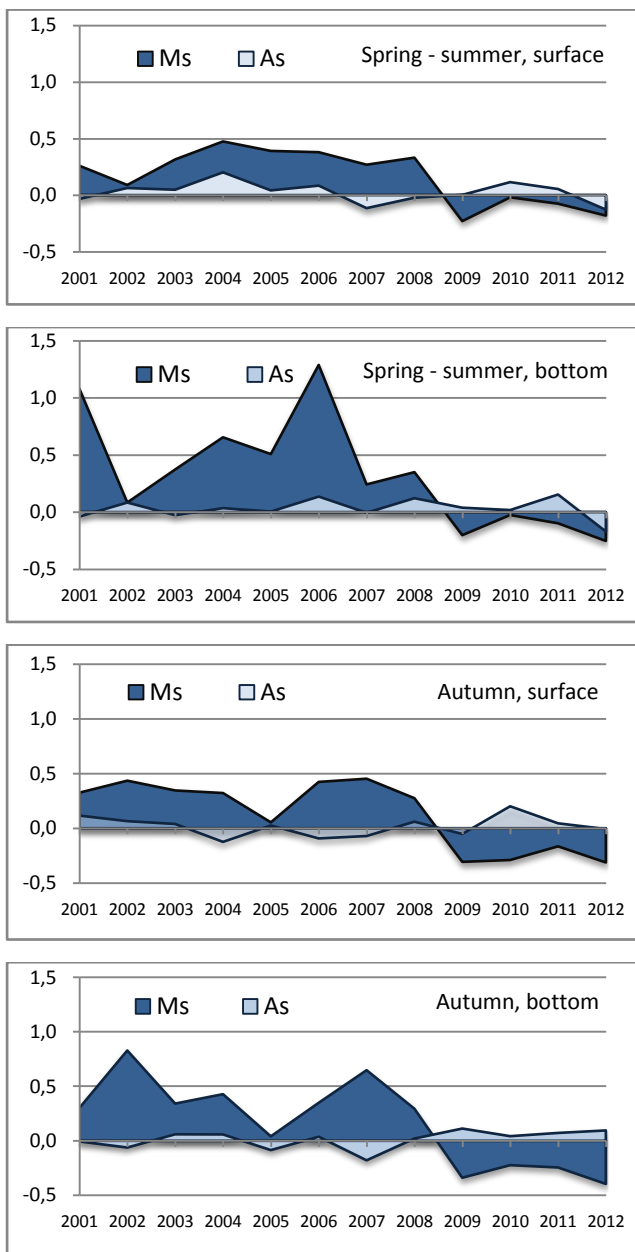


Fig. 8 Changes of mean standard mobility (M_s) and standard activity (A_s) of oil products in the shallow area of the Volga estuary in 2001 - 2012

Table 4 The results of the analysis of the variability in the concentration, activity, and mobility of oil products in water of the Volga estuary

Statistical parameters	Concentration mcg/l		Activity mcg/l		Mobility mcg/l	
	S	B	S	B	S	B
Mean value, X_m	50.2	15.0	4.5	2.2	20.5	3.8
Median, Me	26.0	9.0	-12.1	-2.0	10.7	2.4
Asymmetry coefficient, As	1.83	1.97	0.86	1.44	1.17	1.39
Maximum, Max	230	62.0	191	53.6	117	26.4
Minimum, Min	0.0	0.0	-85.2	-30.1	-15.5	-7.8
Quartile 0,25; q1	12.5	5.5	-48.9	-9.4	-8.0	-3.0
Quartile 0,75; q3	88.0	21.0	66.0	6.0	32.9	7.1
Absolute peak-to-peak value, $R = \text{Max} - \text{Min}$	230	62.0	276	83.8	133	34.2
Quartile peak-to-peak value, $Rq = q3 - q1$	75.5	15.5	115	15.4	40.9	10.1
Mean linear deviation, d	41.9	11.3	53.8	12.5	26.0	6.0
Standard deviation, σ	54.1	15.9	73.5	19.6	35.7	9.1
Oscillation coefficient, $Vr = R / X_{cp}$	4.6	4.1	60.9	38.7	6.5	9.0
Relative linear deviation, $Vd = d / X_{cp}$	0.8	0.7	11.9	5.8	1.3	1.6
Variation coefficient, $V\sigma = \sigma / X_{cp}$	1.1	1.1	16.2	9.0	1.7	2.4
Relative quartile deviation, $Vq = Rq / X_{cp}$	1.5	1.0	25.4	7.1	2.0	2.7

Note: S – surface layer of water, B – near-bottom layer

This is the reason why we start the assessment of marine environmental pollution with the analysis of the variability in the concentration, activity, and mobility of pollutants using a wide range of statistical parameters. Table 4 shows the results of the analysis of variability of concentration, activity, and mobility of pollutants in the shallow area of the Volga estuary in the spring of 2006. The assessment variability is important not only to answer "philosophical" questions. Variability also reflects the energy and intensity of processes occurring with the pollutants in the environment.

At this point we complete the first part of our overview, devoted to the methods of calculation of geoenvironmental indices of marine environmental pollution and shift to the second part where we shall describe their practical application.

2. PRACTICAL APPLICATION OF THE GEOENVIRONMENTAL INDICES FOR MARINE ENVIRONMENT POLLUTION ASSESSMENT

2.1 Ensemble assessment of marine environmental pollution

The strive for the reduction of environmental pollution means that regular environmental assessment must be carried out to lay the basis for the planned activities and to assess the efficiency of the implemented activities.

To assess marine environmental pollution by chemical parameters, one of the following criteria is normally used: maximum permissible concentration (C_1); background concentration (F); and maximum permissible load (C_p). The following formula is applied to calculate the maximum permissible load (14):

$$C_p = C_1 - F \quad (14)$$

The list of the pollutants used to assess marine environmental pollution is normally restricted to several parameters. For instance, the official method of sea water pollution assessment adopted in Russia uses C_1 as a criterion, and the list of chemical parameters comprises 4 substances, including dissolved oxygen.

The suggested method of the integrated assessment of marine environmental pollution is multi-criterial (all the mentioned criteria are used) and multi-parametric (all the identified pollutants, which maximum permissible concentration is standardized, serve as the parameters).

We suggest referring to the multi-criterial and multi-parametric pollution assessment as the ensemble assessment, which is a complex (ensemble) of three estimates: quality estimate (C_1 criterion); accumulation estimate (F criterion); load estimate (C_p criterion).

The ensemble assessment (E) technique comprises several stages. At the first stage the numerical estimate for every point of the spatial series resulting from quasi-synchronous survey is calculated.

The numerical value of quality estimate (E_i), which criterion is maximum permissible concentration (C_1) is calculated by (15):

$$E_{li} = P_i / C_i, \quad (15)$$

where P_i – is the concentration of pollutant i at a specified point of the spatial series.

The numerical value of accumulation estimate (E_f), which criterion is background concentration (F) is calculated as follows (16):

$$E_{fi} = P_i / F \quad (16)$$

The numerical value of load estimate (E_p), which criterion is maximum permissible load (C_p) is calculated by (17):

$$E_{pi} = P_i - F / C_p \quad (17)$$

The mean estimate for every pollutant i is calculated at the following stage for the whole water area (spatial series). Pollution estimate is calculated as an arithmetic mean of E_{li} series, accumulation estimate - as an arithmetic mean of E_{fi} series, and load estimate - as an arithmetic mean of E_{pi} series. To make the estimates (E_{ji}), obtained through different criteria (j), comparable with each other they are converted into scores with help of the unified scale presented in Table 5 and Figure 9.

Table 5 The unified scale for the conversion of mean numerical values of single-criterion estimates (E_{ji}) into scores

Score estimate	Quality estimate, E_{li}	Accumulation estimate, E_{fi}	Load estimate, E_{pi}	
			if $C_l > F$	if $C_l < F$
0	$E_{li} \leq 1.0$	$E_{fi} \leq 2.0$	$E_{pi} \leq 0$	$E_{pi} \geq 1.0$
1	$1.0 < E_{li} \leq 2.0$	$2.0 < E_{fi} \leq 3.0$	$0 < E_{pi} \leq 1.0$	$0 \leq E_{pi} < 1.0$
2	$2.0 < E_{li} \leq 3.0$	$3.0 < E_{fi} \leq 4.0$	$1.0 < E_{pi} \leq 2.0$	$-1.0 \leq E_{pi} < 0$
3	$3.0 < E_{li} \leq 5.0$	$4.0 < E_{fi} \leq 5.0$	$2.0 < E_{pi} \leq 3.0$	$-2.0 \leq E_{pi} < -1.0$
4	$E_{li} > 5.0$	$E_{fi} > 5.0$	$E_{pi} > 3.0$	$E_{pi} < -2.0$

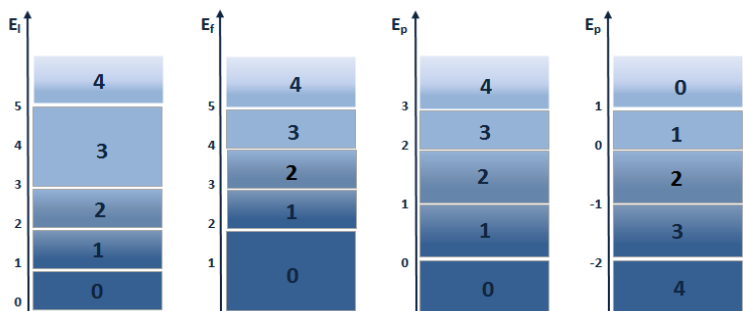
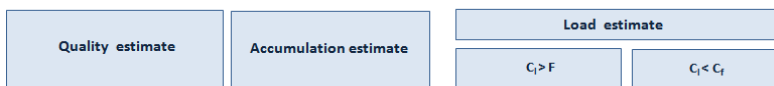


Fig. 9 The illustration of the unified scale for the conversion of mean numerical values of single-criterion estimates (E_{ji}) into scores. The latter are denoted with figures located to the right of the concentration axes, split into segments depending on the estimate criterion

The following operation is to calculate the single-parametric estimate of the water area pollution with every pollutant i in particular (E_{ki}). Different estimates (of quality, accumulation and load) expressed in scores are summed up and divided by the number of the criteria used. At the final stage single – parametric and multi-criteria estimates E_{ki} are averaged into the multi-parametric and multi-criteria (or ensemble) estimate. The calculation results are used to classify and describe marine pollution in accordance with Table 6.

Table 6 Classification of marine water area pollution in accordance with the ensemble assessment

<i>Class of pollution</i>	<i>Verbal assessment</i>	<i>Numerical estimation</i>
First	Clean	less or equal 0.50
Second	Moderately polluted	ranging from 0.51 to 1.50
Third	Polluted	ranging from 1.51 to 2.50
Fourth	Dirty	ranging from 2.51 to 3.50
Fifth	Very dirty	more or equal 3.51

The ensemble assessment technique is completed with the construction of a matrix which columns are estimation criteria and rows are pollution parameters (Table 7). It helps combine the integral and differential approaches to the assessment of marine environmental pollution. The integral approach is reflected in the final ensemble estimate (w), and the differential approach - in the analysis of the final matrix by columns (y) and rows (z).

Table 7 Matrix representation of the ensemble pollution estimation

Index	Pollution estimate, E			
	Estimate of quality, E_l	Estimate of accumulation, E_f	Estimate of load, E_p	Multi-criterial estimate, E_k
i_1	x	x	x	z
i_2	x	x	x	z
i_3	x	x	x	z
i_n	x	x	x	z
E_1	y	y	y	w
E_2	y	y	y	w
E_3	y	y	y	w

Note: i – pollutant, x – single-parametric and single-criterion estimate; y – multi-parametric and single-criterion estimate; z – single-parametric and multi-criterial estimate; w – multi-criterial and multi-parametric (ensemble) estimate

We recommend presenting multi-parametric estimation, including ensemble estimate (i.e. each of the matrix columns, see Table 6) as follows: 1) as a generalized estimate ($E_1 = E/n$); 2) as a priority estimate ($E_2 = E/N$); 3) as an extreme estimate ($E_3 = E_{\max}$). Here n is the total number of pollution parameters; N is the number of parameters which $E > 0$; $E_{\max}$ – is the maximum E value.

The data obtained in the course of surveys in different parts of the Caspian Sea were used to test this method. The ensemble assessment of marine water pollution in "X" area in the autumn of 2012 is presented below (Table 8).

Table 8 The results of the ensemble assessment of marine water pollution in "X" area in the autumn of 2012

Index	Estimate of quality, E_l	Estimate of accumulation, E_f	Estimate of load, E_p	Multi-criterial estimate, E_k
BOC ₅ *	0	0	0	0
N-NH ₄	0	0	0	0
Oil products	1	0	1	0.67
Fe	2	0	1	1
Zn	0	0	0	0
Ni	3	0	1	1.33
Cu	1	0	1	0.67
Pb	0	0	0	0
Cd	0	0	0	0
E₁	0.8	0.0	0.4	0.41
E₂	1.8	-	1.0	0.92
E₃	3.0	0.0	1.0	1.33

*BOC₅: 5-Day biochemical oxygen consumption

As it follows from the data presented in Table 8, sea water in area "X" in the autumn of 2012 was assessed as "clean" ($E_{k1} = 0.41$) in accordance with the generalized ensemble estimate (by the complex of parameters comprising 9 pollutants). The content of 4 pollutants didn't correspond to the criteria set for pollution assessment. According to ensemble priority estimation the water was also assessed as moderately polluted ($E_{k2} = 0.92$). Nickel showed the highest pollution level ($E_{k3} = 1.33$), but in accordance with the extreme ensemble estimation the water was assessed as moderately polluted.

In accordance with generalized load estimation, sea water in "X" area in the autumn of 2012 was assessed as clean ($E_{p1} = 0.4$). The content of 4 pollutants did not meet the criteria set for pollution assessment. Ac-

cording to priority and extreme load estimates the sea water was assessed as moderately polluted ($E_{p2} = E_{p3} = 1.0$)

In accordance with the generalized accumulation estimate, sea water in "X" area in the autumn of 2012 was assessed as clean ($E_{f1} = 0$). According to the extreme accumulation estimate, sea water was also characterized as clean ($E_{f3} = 0$).

In accordance with the generalized quality estimate, sea water in "X" area in the autumn of 2012 was assessed as moderately polluted ($E_{11} = 0.8$). The content of 4 pollutants did not meet the criteria set for pollution assessment. According to priority quality estimate the water was assessed as polluted ($E_{k2} = 1.8$). Nickel showed the maximum concentration in water among all the pollutants ($E_{13} = 3.0$). Thus, in accordance with the extreme quality estimate, the water was assessed as dirty.

The comparison of generalized estimates of quality and accumulation shows that the main contribution to the pollution of the water area was made by sources located outside its borders, as $E_{11} > E_{f1}$. The same fact becomes obvious when we compare extreme estimates of quality and accumulation ($E_{13} > E_{f3}$).

By the moment we have a sufficient experience of using the ensemble method to assess marine environmental pollution. This experience shows that the benefit of this method is the combination of the integral and differential approaches to the assessment of marine environmental pollution, where the first approach describes total pollution, and the second approach describes the contribution of separate factors, including local and external sources, different pollutants etc. Virtually, the generalized ensemble assessment can be expressed in one figure or verbal expression. Alongside with this, matrix representation of the ensemble assessment results makes it possible to differentiate it not only by separate parameters and criteria, but also by different types.

In the description presented above the ensemble method is used to assess the pollution of the water area on the basis of the results of a single quasi-synchronous survey. Consequently, F in formulae 14, 16 and 17 is the instant background concentration. To analyse the dynamics of marine environmental pollution according to the data of a number of surveys separated by certain time periods we recommend using the interval and/or stable background concentration instead of the instant one.

The ensemble assessment usually completes the analysis of water pollution, which also comprises variability assessment and the diagnosis of marine environmental pollution by geoenvironmental indices. This analysis results give a complete coverage of both general and specific features of the water area pollution. Therefore we refer to it as the "image of pollution".

2.2 Identification and assessment of local pollution

The control of environmental pollution sources can be implemented in two ways. The first case implies monitoring of the sources directly, which is not always efficient. The second case implies monitoring of the pollution-affected area. This type of control is focused on identification and assessment of local pollution.

We normally start solving this problem with the assessment of the contribution of local processes to marine environmental pollution, which is carried out with help of the method described above. After it we turn to mathematical, statistical and graphic-analytical methods, which application is described below.

If the source data are limited to spatial series only, then we recommend using standard deviation (quadratic mean deviation) of the whole data series as a criterion to identify and assess anthropogenic changes.

This method can have two modifications depending on the location of the stations, which can be either radial (inside radius in the impact area, and outside radius beyond the borders of the impact area) or non-radial (some of the points are to be located within the impact area, the others are located outside its borders).

To identify and assess the anthropogenic changes H index is used. If it is used to denote the standard deviation criterion, it will be referred to as H_S . In the case of radial location two ways are used to calculate H_S value. In the first case the following formula is used (18):

$$H_{S1} = |X_{RN} - X_{RD}|/S, \quad (18)$$

where X_{RN} is the arithmetic mean of the X parameter at the short range points; X_{RD} is the arithmetic mean of the X parameter at the long range points; S is the standard deviation of X series.

Instead of X_{RD} in formula (18) one can use the background value (F) of X series, denoted as F_X . In this case (19):

$$H_{S2} = |X_{RN} - F_X|/S \quad (19)$$

If the points are located non-radially, the spatial data series is ranged by the distance between the stations, and the smoothed by the moving average (with the window width normally equal to 3). In this case:

$$H_{S3} = |X_F - X_L|/S, \quad (20)$$

where X_F is the first value of the ranged and smoothed series; X_L is the last value of the ranged and smoothed series; S is the standard deviation of X series.

Instead of X_L in formula (20) one can use the background value (F) of X series, denoted as F_X . In this case:

$$H_{S4} = |X_F - F_X|/S \quad (21)$$

H_S value points to the presence and the nature of anthropogenic changes. $H_S > 1$ points to the presence of anthropogenic changes in the marine environment. If $1 < H_S < 2$, the changes are assessed as slight, if $2 < H_S < 3$, then the changes are moderate, if $3 < H_S < 5$ they are big and if $H_S > 5$ the changes are very big.

Our experience shows that H_{S2} и H_{S4} indices, which are calculated with the help of background concentration (instant background concentration), better react to anthropogenic changes than H_{S1} и H_{S3} indices. Thus, in the course of drilling of an exploratory well in the North Caspian, H_{S4} index helped identify the slight impact of drilling operations on the content of coarse sand in the bottom sediments, the concentration of phenols in the water, synthetic surfactants and lead in the bottom sediments and the moderate impact on barium content in the near-bottom water layer.

To illustrate anthropogenic changes in the case of radial location of the stations around the impact source we recommend using pie charts (Fig. 10). If the stations are not located radially, we should use the data curve ranged by the distance from the impact source (Fig. 11). For better visualization, these graphs can be approximated by a linear trend.

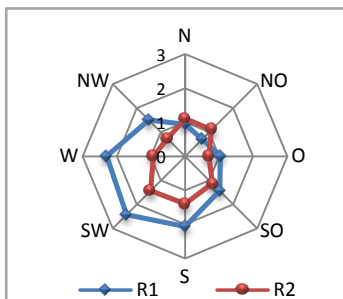
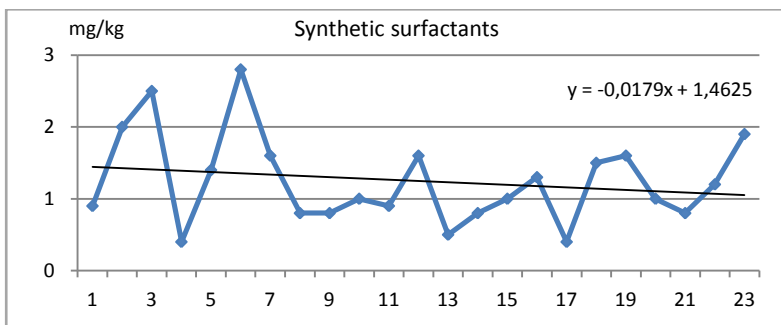


Fig. 10 (left) Spatial distribution of synthetic surfactants in the bottom sediments (mg/kg) within the short (RN) and long (RD) ranges from the drilling point

Fig. 11 (down) The ranged and approximated by a linear trend series of synthetic surfactants concentration values in the bottom sediments (mg/kg) in the area of X well construction after the drilling operations



To identify and assess local pollution from a known source, the balance method should be used alongside with the methods described above. This method implies the comparison of the pollutant mass dynamics in the impact area with the dynamics of its entry to the environment (both actual and probable discharges of pollutants should be taken into account).

2.3 Elaboration of the local standards of marine environment quality

Man and wildlife pose a threat to each other, though they try not to cross the borderline, as they need each other as well. For environmental protection, this borderline is the maximum permissible concentration of pollutants (MPC). MPC can be set to protect human health (sanitary MPC), natural resources (economic MPC) or natural ecosystems (environmental MPC). In case there is no environmental MPC, it is de facto substituted for by sanitary and/or economic MPC (which can sometimes completely cope with this task).

It is the state which is responsible for setting MPCs, and the standard, as a rule, covers all the area without regard of ecosystem biodiversity. This rule refers to sanitary and economic MPCs only. In setting of the MPCs, the diversity must be accounted for, as different ecosystems respond to pollution in different ways, and the aggressiveness of pollutants depends on their environment.

Three approaches can be used to develop environmental MPCs. We should note that an environmental MPC becomes a must when sanitary and/or economic standards can no longer protect natural ecosystems.

The first approach consists in the identification of the biological species which is the most sensitive to pollution (among those playing an important role in the functional organization of the population), determination of the MPC for the species and its application to the whole ecosystem.

The second approach presupposes the study and identification of the "dose - effect" dependence at the supra-organism level, which is more correct from the theoretical viewpoint, but can be implemented practically in exceptional cases, as every such case requires the mobilization of all the available resources.

In the third approach, the environmental mission goes to the sanitary or economic MPC, which is to be modified by means of amendments, which take into account the characteristic features of pollution of a specific area and the ecosystem responsiveness to pollutants. The pollution peculiarities are characterized by geoenvironmental indices, and the responsiveness - by structural and functional ecosystem parameters, which determine its response and resilience to pollution.

It should be noted, that any of the above mentioned approaches can result in the value of environmental MPC being not only lower, but also sufficiently higher than the value of the sanitary and/or economic MPC. As a rule, if there is a discrepancy between the values of MPCs having different designation, the one which has the least value is applied.

Sea water areas are used both for cultural and fishery purposes, so fishery MPC can be set for marine pollutants alongside with the sanitary MPC. As a rule, the values of the fishery MPC (MPC_{fish}) are lower than those of sanitary ones.

For this reason and for the reason that fish are constant marine inhabitants, MPC_{fish} formed the basis for the elaboration of environmental MPC. As environmentally modified MPCs (hereinafter referred to as MPC_{env}) can be applied to a limited water area, they are also called local standards of marine water quality.

If the pollution of a certain water area could be described by means of geoenvironmental pollution indices, then the correction factor for the environmental modification of the MPC should be identified among them or their combinations.

As it follows from theoretical background, we can suppose that – the ability of pollutants for inter-phase exchange, including the exchange with the "living matter" is directly linked to their toxic impact on the biota. Thus, the higher is the absolute activity value, the lower must be the MPC. On the other hand, one can suppose that the mobility – which is the ability of pollutants for external exchange is directly linked to the decrease of pollutants impact on the biota. Thus, the higher is the absolute mobility value, the higher should be the MPC. Therefore, the activity and mobility are opposite to each other: the activity of pollutants is hazardous for the biota, while their mobility is beneficial.

Thus we have offered the following formula to modify fishery MPCs taking into account geoenvironmental indices of marine environmental pollution (22):

$$MPC_{env} = MPC_{fish} (m/a)^{a/m} \quad (22)$$

In formula (22), a – is the mean standard activity of the pollutant for the whole water area calculated by (23):

$$a = \sum A's_j / n-2, \quad (23)$$

where $A's_j$ – is the absolute value of the standard activity at every point of the water area calculated by formula (10); n – is the number of points (stations) where samples were taken throughout the survey.

In formula (22) m – is the mean standard mobility of the pollutant for the whole water area calculated by (24):

$$m = \sum M's_j / n-2, \quad (24)$$

where $M's_j$ is the absolute value of the standard mobility at every point of the water area calculated by formula (13); n – is the number of points (stations) where samples were taken throughout the survey.

The mobility and activity of pollutants in sea water varies throughout time (Fig. 8). It means that the environmental MPCs calculated by means of the data of geoenvironmental indices will also be subject to temporal variability. It can be clearly seen on the graphs presented in Fig. 12, where MPC_{env} , calculated by formula (22) is smoothed by moving three-year periods.

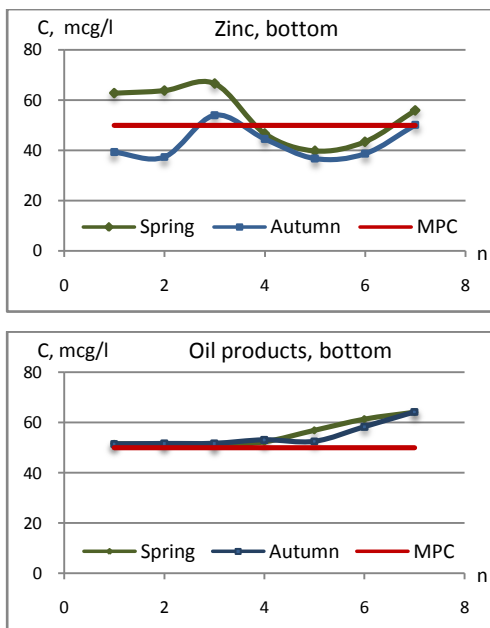


Fig. 12 Smoothed by moving average series of MPC_{env} of zinc and oil products (OP) in the sea water of the deep Volga estuarine zone, calculated by data of 1998-2010. The green horizontal line is the – MPC_{fish} of zinc and oil products in the sea water (which equals to 50 mcg/l for both substances); n –smoothing step

Thus the environmental MPC calculated by geoenvironmental pollution indices is a "floating" value. However, it doesn't prevent us from using it to assess the pollution ("quality") of the marine environment, including the use of the ensemble method presented above.

MPC is a basic parameter to calculate the maximum permissible discharges (MPD) of pollutants to water and the maximum permissible impact (MPI) on water bodies. MPCs are set for pollution sources, and MPIs - for water bodies as a whole and/or for separate sectors of the water area.

It is not always convenient to use the "floating" MPCs to solve these tasks, though it is possible. The application of these standards is facilitated by the fact that both MPIs and MPIs have a limited validity term and must be regularly revised.

It should be noted, that the use of the "maximum permissible impact" term as applied to water bodies in general, as defined by the existing regulatory documents in Russia, has introduced some confusion in the accepted range of terms. In accordance with it, nature protection standards were subdivided into quality standards (set for separate environmental components), impact standards (set for separate pollution sources) and load standards (set for certain areas and natural sites).

Of all the three types of nature protection standards, quality standards are the basic ones, and the other standards ensure the compliance with these standards throughout the period of environmental impact. When this impact is the pollution, we can speak about a unified standard, expressed in units of mass (quality standard) or units of flow (load and impact standards). Thus, the task of impact and load standard-setting can be presented as the task of transition from units of mass to units of flow. The ways to solve this task will be described in the following section of our review.

2.4 The assessment of the assimilation capacity

The concept of maximum permissible load almost completely corresponds to the concept of assimilation capacity (A_m), which refers to the maximum speed of pollutants flow, which passes through the marine ecosystem without damaging its integrity, which is calculated for the unit of the sea area.

A_m estimation always starts with the estimation of the actual speed of the pollutants flow, passing through the ecosystem. The available data on marine water pollution as a rule are measured in units of mass (concentration) in contrast to flow. A balance method is usually used to shift from units of mass to units of flow (the change of mass in a unit of time). A pre-requisite for the use of this method is the availability of long-term regular observations.

The assessment of the assimilation capacity of the water area consists of several stages. The first stage implies the preparation of the source data of observations of the pollutants concentration in sea water. This stage includes data grouping by the date of observations taking into account natural cyclicity of the processes, ongoing in the marine environment. For instance, we chose observation data for April (the end of winter low-water period - the start of spring flood), June (the end of flooding period - the start of summer low-water period), August (the end of summer and the beginning of autumn low-water period) and September (the

end of autumn and the beginning of winter low-water period) for the Volga estuary.

At the second stage, we estimate the instant load of the pollutant i on the water area under study. Changes of the water volumes conditioned by seasonal and long-term fluctuations of the sea level were accounted for in the course of the estimation of the pollutants mass in the shallow-water North Caspian. The instant load of the pollutant substance (L_{it}) is calculated by formula (25):

$$L_i = \frac{V}{S} C_i, \quad (25)$$

where S is the area of the water area under consideration, V is the volume of the underlying water column, C_i – is the mean concentration of pollutant i in the water column at a certain moment of time.

The speed of load change (R_i) is calculated at the third stage by (26):

$$R_i = \frac{L_{it} - L_{i(t-1)}}{T}, \quad (26)$$

where L_{it} is the instant load at a certain moment of time; $L_{i(t-1)}$ is the instant load at a previous moment of time; T is the time interval between these two moments in days.

Further on, maximum and minimum values are selected from the obtained R_i series for every season. The former is the water pollution potential (P_{pi}), and the latter (its absolute value) corresponds to water purification potential (P_{mi}).

At the fourth stage, the assimilation capacity of the water area (A_{mi}) is calculated for substance i by means of the following formula (27):

$$A_{mi} = q_i P_{mi}, \quad (27)$$

where P_{mi} is the water purification potential, q_i is the assurance factor.

The assurance factor q_i in its turn is calculated by (28):

$$q_i = \frac{L_{li}}{L_{\max i}}, \quad (28)$$

where L_{li} is the maximum permissible load; $L_{\max i}$ is the maximum load.

$L_{\max i}$ value is selected from L_{it} series for the months, which come in the beginning of the seasons, and for which A_{mi} is calculated. For instance, to estimate the assimilation capacity of the Volga estuary in the flood season $L_{\max i}$ value was selected from L_{it} April series. The maximum permissible load L_{li} is calculated by formula (25), which uses the environmentally modified MPC value instead of C_i (MPC_{env}).

MPC_{fish} , or background concentration (either interval or stable), or another target water quality index can be used to calculate maximum permissible load instead of MPC_{env} .

In the section devoted to the ensemble assessment, we used the term "maximum permissible concentration" to denote the difference between the MPC and background concentration denoted as C_p in formula (14). In this respect it should be noted that in contrast to L_{ji} expressed in units of flow, C_p is expressed in units of mass (concentration), and, as it follows from formula (14), it describes the load from local sources only.

Consequently, C_p as well as MPC_{env} can be used to calculate L_{ji} by formula (25). The outcome of this calculation is the maximum permissible load from local sources expressed in units of flow. The analogous calculation using MPC_{env} will result in obtaining maximum permissible load from all the sources (local and external).

The accuracy of the balance method depends on the length of the observation data series. It is advisable for these data to cover the years with the highest pollution level. Such data series can be encountered quite rarely. In most cases, we have the data of one or several surveys for one water area, separated by a big time period. The balance method cannot be applied for this type of data.

In these cases we suggest using the synoptic method, which is based on the assumption that uneven distribution of a pollutant in the water mass homogeneous in its physical parameters results from the ongoing self-purification processes, which reference point is the last storm in the water area (that is why the method is called a synoptic method).

In this method the flow of pollutants i passing through a unit of water volume (denoted by U) is calculated by (29):

$$U = (C_{max} - C_{min})/T, \quad (29)$$

where C_{max} – is the maximum, and C_{min} – is the minimum concentration of the pollutant i within the water area under consideration, T is the time in days which passed from the last storm in the water area.

As it has been established before, to determine the speed of pollutants flow which does not cause harm to the ecosystem (this value is the assimilation capacity), U value must be multiplied by MPC_{env}/C_{max} , and calculated per units of area. Correspondingly, to calculate the assimilation capacity (A_{mi}) the following formula should be used (30):

$$A_{mi} = U \frac{MPC_{env}}{C_{max}} 1000h \quad (30)$$

where h – is the thickness of the water layer in metres, for which the assimilation capacity is calculated, or the sea depth if this layer covers the

water column from the bottom to the surface. MPC_{env} and C_{max} must be expressed in mg/dm^3 . Any other target water quality index can be used instead of MPC_{env} .

The main challenge in the application of the synoptic method is to identify a hydrologically homogeneous water body. It is especially challenging in the areas where water masses interact. Such area is the North Caspian Sea. We first tested the synoptic method for the license area of "Caspian Oil Company" Ltd., where relevantly homogeneous water masses were identified according to the data of two surveys (in the autumn of 2005 and in the spring of 2006). The results of assimilation capacity calculation for oil products by means of the synoptic method revealed that it amounted to $20-25 mg/m^2$ a day.

The assimilation capacity for hydrocarbons had been calculated before by means of the balance method for the western part of the North Caspian according to the data of long-term observations. The license area of the "Caspian Oil Company" Ltd. is located in the northern sector of this water area, which assimilation capacity makes $0.5-5.0 mg/m^2$ per day depending on the season.

Thus, the estimate of the assimilation capacity obtained with help of the synoptic method exceeds the estimate obtained with help of the balance method, which we consider as more valid. The higher estimates of the synoptic method can be explained by the fact that no homogeneous water mass could be identified throughout the research.

If we could subdivide maximum permissible pollution of marine ecosystems into two categories - maximum permissible mean load (MPML) and maximum permissible one-time load (MPOL), we could use the estimate of the assimilation capacity obtained by the balance method to establish MPML, and a similar estimate obtained with help of the synoptic method to establish MPOL. The benefit of the latter is a sufficient reduction of time and costs for standardizing of the anthropogenic load on the sea water areas, while drawbacks can be avoided through careful planning of the research.

Conclusion

"Think globally, and act locally"– is the principle which sounds good, but fails to work, as the global level lacks consensus, and the local level lacks the required tools.

All the existing environmental protection institutions are like balloons hanging somewhere between the "floor" and the "ceiling", while most of them should be either here or there.

When we started the elaboration of geoenvironmental indices of the marine pollution, we had no idea that as a result we would get a complete set of tools to manage the quality of the marine environment at the local level.

Environmental feasibility studies for offshore projects can be expanded through the diagnosis and assessment of marine environmental pollution by means of geoenvironmental indices.

The planning stage should require the development of local standards of marine environmental quality and the calculation of maximum permissible load of pollutants on external and local pollution sources.

The implementation stage shall involve the methods of identification and assessment of the local pollution, and the ensemble assessment using the specified values of background pollution and local quality standards, which will require local monitoring of the marine environment.

Throughout the whole project, and in case of the project extension (reconstruction), the local standards of marine environmental quality and the standards of maximum permissible load of pollutants on the water area must be revised and updated taking into account the monitoring data.

Thus, geoenvironmental pollution indices can launch the process of marine environmental quality management at the local level. Once launched, this process can continue on its own and it can easily be managed with help of target quality indices.

An attentive reader might have noticed that there is one thing lacking in the process –the indices of the marine ecosystem responsiveness to pollution, which should be used to determine the local quality standards alongside with the geoenvironmental indices.

We hope to fill in this gap in the nearest future, but the experience of the application of geoenvironmental indices for the protection of the North Caspian Sea ecosystem proves that they can cope with this task on their own and can be applied for other seas.

Научное издание

Сергей Константинович Монахов
Ольга Игоревна Есина
Галина Анатольевна Монахова
Виталий Олегович Татарников

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МОРЕЙ:
МЕТОДЫ РАСЧЕТА И ПРИМЕНЕНИЯ**

На русском и английском языках

Подписано в печать 28.07.2014 Формат 60х90/16. Бумага офсетная.
Печать цифровая. Гарнитура Таймс. Усл. печ. л. 5,13. Тираж 500 экз.

Издатель: Сорокин Роман Васильевич
414040, г. Астрахань, пл. Карла Маркса, 33
Тел. (8512) 54-63-95, 73-40-40, факс (8512) 54-63-95
E-mail: a-d-t@mail.ru

Отпечатано в Астраханской цифровой типографии (ИП Сорокин Р.В.)
414040, г. Астрахань, пл. Карла Маркса, 33
Тел. (8512) 54-63-95, 73-40-40, факс (8512) 54-63-95
E-mail: a-d-t@mail.ru