

В.Е. Лотош

Единица ПДК как универсальный инструмент оценки суммарного загрязнения окружающей среды *

Выполнена статистическая обработка величин ПДК одноимённых веществ и анализ применения методик оценки степени загрязнения моноагрегатных фаз. Полученные данные позволили экспериментально подтвердить идею автора об использовании единиц ПДК в качестве универсального инструмента оценки суммарного загрязнения окружающей среды. Появляется ближняя перспектива единообразного вычисления коэффициентов А агрессивности загрязнителей в различных средах, унификации расчетов приведённых масс поллютантов, равной платы за их условную тонну.

Maximal allowable concentration unit as a universal instrument of total assessment of environment contamination

By d.t.s. prof. V.E. Lotosh

Statistical processing of maximal allowable concentration (MAC) values of the same substance, as well as analysis of methods of evaluation of monoaggregate phases' contamination degrees are performed. The data acquired allowed to verify experimentally the author's idea of using MAC units as the universal tool for the integrated evaluation of an environment contamination. The article describes the near-term outlooks for implementing the uniform calculation of A coefficient of pollutants aggressiveness in various media, as well as unification of calculations of their equivalent masses, for equal payments for one conditional ton of pollutant.

* Работа подготовлена при поддержке РГНФ (проект 02-02-00366А)

1. Состояние проблемы

Осознание обществом необходимости предотвращать разрушение окружающей среды привело к возникновению нового вида его взаимодействия с ней в форме охраны природы. Одно из направлений здесь – разработка нормативов и законодательных актов. К их числу относятся стандарты качества природной среды, которые устанавливают ее оптимальные характеристики, достигаемые при существующем уровне технического прогресса и обеспечивающее сохранение здоровья населения, развитие животного и растительного мира. Стандарты являются обязательными для использования на всей территории страны.

Стандарты подразделяют на экологические и эмиссионные. Экологические устанавливают предельно допустимые нормы антропогенного воздействия на природную среду, превышение которых угрожает здоровью человека, пагубно для растительного и животного мира. Такие нормы оформляют в виде предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ и предельно допустимых уровней (ПДУ) энергетического воздействия, т.е. шумовых и электромагнитных загрязнений. Эмиссионные стандарты (нормативы) качества природной среды регламентируют экологически безопасные количества загрязнителей, выделяющихся при работе производственных, коммунально-бытовых и аналогичных объектов. К ним относятся предельно допустимые выбросы (ПДВ) в атмосферу и предельно допустимые сбросы (ПДС) в водный бассейн. В эту же группу входят нормативы размещения отходов, нормативы (лимиты) водопользования (водоотведения) и некоторые другие.

Из рассмотренных стандартов наиболее разработаны экологические, прежде всего ПДК. Эмиссионные стандарты являются функцией ПДК, обеспечивая выполнение последних при соблюдении предельно допустимых выбросов и сбросов.

Понятие ПДК в настоящее время широко используется в различных эколого-экономических расчетах: оценке степени загрязнения окружающей среды, платежей за использование природных ресурсов, процессов рассеивания выбросов и сбросов, выявления зон с неблагоприятной экологической ситуацией и др. Оно универсально, что вытекает из его развернутого определения: предельно допустимая концентрация вещества – это такая его концентрация, при воздействии которой на организм человека и окружающую среду периодически или в течение всей жиз-

ни, прямо или опосредствованно через экологические системы или через возможный экологический ущерб, не возникает ни прямого, ни косвенного воздействия, обнаруживаемого современными методами исследования сразу или в отдаленные сроки жизни настоящего и последующих поколений.

Под прямым воздействием имеется в виду нанесение организму временного раздражения, вызывающего кашель, головные боли, ощущение запаха и т.п., которое наступает при превышении пороговой величины концентрации вещества. К прямому воздействию относится также влияние тех вредных веществ, которые, накапливаясь в организме, при превышении определенной дозы могут вызывать патологические изменения.

Под косвенным воздействием предполагаются такие изменения в окружающей среде, которые, не оказывая вредного влияния на организм человека, ухудшают обычные условия обитания, в частности увеличивают число туманных дней, поражают зеленые насаждения и т.п.

Величины ПДК устанавливаются главным образом на основании изучения влияния веществ на человеческий организм без постановки специальных испытаний. Последние допускают лишь в отдельных случаях, например для обнаружения порогов восприятия запахов. Значительная часть ПДК определяется в опытах на животных (белых крысах, морских свинках и др.). С определенной степенью корректности полученные данные интерпретируют применительно к человеческому организму.

Поскольку люди по-разному реагируют на загрязнения, то пороговая концентрация вредных веществ определяется по реакциям наиболее восприимчивых индивидов. Величины ПДК обычно устанавливают с двухкратным запасом по отношению к пороговым величинам. В отдельных случаях для особо опасных веществ ПДК берут с еще большим запасом. Так, для бенз(а)пирена, дающего канцерогенный эффект, принят десятикратный запас ПДК.

Из изложенного явствует, что ПДК, по определению, являются безопасными концентрациями, хотя их величины для различных соединений, естественно, разные. Например, для сернистого ангидрида среднесуточные концентрации его в воздухе населенных мест (ПДК_{с.с.}) составляют $0,05 \text{ мг/м}^3$, а для марганца и его соединений – $0,001 \text{ мг/м}^3$. По мнению автора, это означает, что $0,05 \text{ мг/м}^3 \text{ SO}_2$ по воз-

действию на человека эквивалентны концентрации в $0,001 \text{ мг/м}^3$ соединений марганца. Можно полагать, что концентрации в 1 ПДК различных веществ по своему воздействию на окружающую среду и человека равны, или

$$1 \text{ ПДК}_i = 1 \text{ ПДК}_j, \quad (1)$$

где i, j – индексы произвольно выбранных веществ, независимо от различий в их классах опасности, агрегатном состоянии и других факторах.

Следовательно, ПДК может быть принята как универсальная единица измерения суммарной загрязненности совокупности различных сред: воздушного и водного бассейнов, почв [1]. Исходя из последнего, автором введено в частности понятие токсической экологической опасности (ТО), позволяющей аналитически определять общую степень загрязнения различных сред [1-4]:

$$TO_{\text{ж,л}} = \sum_{i=1}^n \left[\left(\frac{C}{\text{ПДК}_{\text{ж,л}}} - 1 \right) \cdot m \right], \quad (2)$$

$$TO_{\text{газ}} = \sum_{i=1}^n \left[\left(\frac{C}{\text{ПДК}_{\text{с.с.}}} - 1 \right) \cdot V \right], \quad (3)$$

где: ТО – безразмерная величина;

C – концентрация i -го компонента в почве, жидкой или газовой фазах загрязнителя;

$\text{ПДК}_{\text{ж,л}}$ – предельно допустимая концентрация i -го компонента в жидкой фазе или почве;

m – масса загрязнителя в почве или жидкой фазе, единиц;

$\text{ПДК}_{\text{с.с.}}$ – предельно допустимая среднесуточная концентрация i -го компонента в газовой фазе;

V – объем газовой фазы загрязнителя, единиц;

n – число загрязнителей.

Формула (2) предназначена для оценки токсической опасности жидких и твердых загрязнителей, а формула (3) – газообразных. Суммирование ТО по агрегатным состояниям дает общую степень токсического загрязнения окружающей среды.

Отметим особенность использования $\text{ПДК}_{\text{с.с.}}$ в качестве счетной единицы для оценки токсической опасности газообразных загрязнителей. Поскольку произведение концентрации газа на его объем при неизменной температуре есть величина постоянная, то для расчета можно принимать любые концентрации i -го компо-

нента в соответствующем ему количестве единиц V объема газа. Из уравнения (3) следует, что по мере снижения C газа (разбавления) его токсичность уменьшается (увеличивается относительный вклад единицы) и при концентрации компонента, равной или ниже $ПДК_{с.с.}$, он становится безвредным. Естественно, что в расчетах необходимо учитывать известные эффекты суммации веществ, влияющие на величины $ПДК$ индивидуальных соединений.

Понятие о ГО положено в основу критериального анализа (ранжирования) процессов природопользования по степени опасности загрязнения ими окружающей среды и по экологической эффективности мероприятий. К настоящему времени выполнен критериальный анализ эколого-экономической эффективности мероприятий по защите воздушного и водного бассейнов, показывающий его высокую практическую значимость [5-8]. В частности установлено, что реализация только наиболее эффективных мероприятий позволяет в несколько раз (на порядок) снизить капитальные вложения. При этом экономический эффект достигает 95% от всей совокупности запланированных мероприятий. Одновременно показана практическая несостоятельность экспертных методов, базирующихся на балльных системах оценки. Последние настолько невосприимчивы к различиям в экономической эффективности проектов, что могут объединить в одной программе мероприятия с размахом варьирования показателей экологической эффективности до 40 млн раз [8].

Вместе с тем идея о возможности использования $ПДК$ в качестве общей единицы измерения загрязненности различных сред до сих пор не отражена в официальных документах по защите и охране окружающей среды. Так, в одной из базовых работ [9] принято, что величина K , равная $C_{95}/ПДК_{М.Р.}$, зависит от класса опасности загрязнителя (здесь C_{95} – концентрация загрязнителя в воздухе, которая в 95% случаев находится на уровне или ниже средней его концентрации). При этом полагают, что для зоны экологического бедствия, например, справедливо следующее:

Класс опасности загрязнителя	I	II	III	IV
K	5	7,5	12,5	20

Такая зависимость противоречит рассматриваемым далее экспериментальным данным Г.И. Румянцева и С.М. Новикова и смыслу выражения (1).

Добавим, что и в первой, остающейся до сих пор лучшей по фундаментальности, методике определения экономической эффективности природоохранных мероприятий [10], и в одной из последних разработок [11], претендующей на роль восприимчивости [10], также отсутствуют представления о равновеликом воздействии ПДК веществ в различных средах. Так, методика [10] предусматривает разные выражения для вычисления коэффициента A агрессивности веществ в воздушном и водном бассейнах, необходимого для определения приведенной массы выбросов. В частности A веществ-загрязнителей воздушного бассейна принимают пропорциональным показателю α относительной опасности их присутствия и определяют по формуле:

$$\alpha = \left(\frac{\text{ПДК}_{\text{сум.СО}} \cdot \text{ПДК}_{\text{р.з.СО}}}{\text{ПДК}_{\text{сум.,i}} \cdot \text{ПДК}_{\text{р.з.,i}}} \right)^{1/2}, \quad (4)$$

где $\text{ПДК}_{\text{сум.,i}}$ – среднесуточная предельно допустимая концентрация i -й примеси в атмосферном воздухе;

$\text{ПДК}_{\text{р.з.,i}}$ – предельно допустимое значение концентрации i -й примеси в воздухе рабочей зоны;

$\text{ПДК}_{\text{сум.СО}}$ и $\text{ПДК}_{\text{р.з.СО}}$ – соответствующие среднесуточная и рабочей зоны концентрации оксида углерода: 3,0 и 20 мг/м³.

Показателю A присваивается размерность усл. m/m .

В то же время $A_{\text{в.б.}}$ для загрязнителей водного бассейна:

$$A_{\text{в.б.}} = \frac{1}{\text{ПДК}_{\text{р.х.,i}}}, \quad (5)$$

где $\text{ПДК}_{\text{р.х.,i}}$ – предельно допустимое значение концентрации i -й примеси в водоеме рыбохозяйственного назначения.

Из выражений (4) и (5) следует, что представленные в них виды ПДК оценивают состояние окружающей среды применительно к различным биологическим объектам. В частности $\text{ПДК}_{\text{р.з.}}$ и $\text{ПДК}_{\text{с.с.}}$ характеризуют вещества, поступающие в организм человека с вдыхаемым воздухом, а $\text{ПДК}_{\text{р.х.}}$ определяют состояние водного бассейна, безопасное для рыб.

В столь же явной форме отсутствие представлений о равноценности ПДК веществ в различных средах характерно для системы платежей за загрязнение воздушного и водного бассейнов. Одной из её основных особенностей является назна-

чение цены за 1 усл. т выброса/сброса. При этом стоимость 1 усл. т сбросов принимается почти на два порядка более высокой, чем выбросов. Так, в Свердловской области в 2002 г. соотношение цен сбросов/выбросов в пределах допустимых нормативов достигало 202,98/2,34, или 87 раз.

Соотношения типа С/ПДК или их аналогов (формулы 2 и 3) как мера оценки воздействия загрязнителей на окружающую среду и здоровье человека в настоящее время допускаются только для её моноагрегатного состояния. Обстоятельной работой в этом направлении являются исследования Г.И. Румянцева и С.М. Новикова [12]. Так, их анализ статистических данных показал, что опасность R_i для здоровья находится в логарифмической зависимости от уровня энергетического воздействия или степени превышения ПДК_{с.с.}:

$$R_i = \alpha + b^l \cdot \lg \frac{C_i}{\text{ПДК}_{с.с.,i}}, \quad (6)$$

где α, b^l - константы;

C_i – концентрация загрязнителя.

Достоверна также зависимость опасности для здоровья населения от концентрации загрязнителя:

$$R_i = \alpha + b \cdot \lg C_i, \quad (7)$$

Коэффициенты корреляции формул (6) и (7) в ряде случаев близки к единице. В частности для сероводорода в формуле (6) такой коэффициент составляет 0,972. Следует отметить, что зависимости (6) и (7) выведены на основе анализа воздействия более 1 тыс. химических веществ на здоровье.

Г.И.Румянцев и С.М.Новиков особенно подчеркивают, что опасность для здоровья, обусловленная превышением концентрации загрязнителя по отношению к его ПДК, не зависит от опасности вещества

Величина R_i следующим образом определяет степень тяжести возможных заболеваний:

R	Степень тяжести возможных заболеваний
1,0 – 0,9	смертельные
0,8 – 0,6	тяжелые, острые
0,6 – 0,5	пороговые острые
0,5 – 0,2	тяжелые хронические

0,2 – 0,1	пороговые хронические
Менее 0,1	рефлекторные и эмоциональные реакции
То же	отсутствие вредных эффектов
0,05 (ПДК и их аналоги)	уровни минимального риска

Результаты и выводы исследований Г.И.Румянцева и С.М.Новикова подтверждаются данными других авторов [13].

При необходимости оценки суммарного загрязнения окружающей среды в различных средах применяются субъективные подходы, основанные на использовании балльных систем («весовых» коэффициентов). Недостатки этих систем хорошо известны [1].

Примером весьма ограниченных возможностей балльного метода являются результаты работы [14]. В ней делается попытка определить промышленные предприятия России, оказывающие наиболее негативные воздействия на состояние природной среды. Для этого, используя данные государственной отчетности 2 – ТП (воздух) и 2 – ТП (водхоз) за 1992 г., В.И.Шеховцев с соавторами составил отдельные списки основных предприятий-загрязнителей воздушного (142 объекта) и водного (69 объектов) бассейнов, расположив предприятия в порядке убывания объемов их выбросов и сбросов. Последние составили более 50% от всероссийских. Далее был выделен общий приоритетный список, включающий 25 предприятий, входивших в число основных загрязнителей и водного, и воздушного бассейнов. Более высокая позиция (ранг) в общем списке присваивалась объекту с меньшей суммой мест в отдельных списках. Ясно, что, наряду с известными недостатками балльного метода, использованная методология не позволила внести в общий приоритетный список предприятия, не попавшие в число 25, т.е. входившие только в один из двух отдельных списков.

Методология «весовых» коэффициентов использована, например, в обширной работе [15] для определения вклада воздушного и водного бассейнов, почв в общее загрязнение окружающей среды. «Весовые» коэффициенты по своей сути являются произвольно выбираемыми, т.е. не полученными в измерениях, числами, сумма которых принимается равной единице.

Нетрудно представить, что значения «весовых» коэффициентов, присваиваемые конкретной среде в одной и той же проблеме различными экспертами, могут колебаться в широких пределах (теоретически от нуля до единицы). Имеется в виду то обстоятельство, что все без исключения оценки суммарного загрязнения окружающей среды в различных средах, использующие балльные системы или «весовые» коэффициенты, квазинаучны, создают лишь видимость решения исследуемых проблем. Это было хорошо известно нашим великим предшественникам. Гениальный физик лорд Кельвин писал в частности: «Если Вы можете *измерить* то, о чем говорите, и результат выразить числом, то это означает, что Вы кое-что знаете о предмете разговора; но если Вы не можете охарактеризовать этот предмет числом, то из этого следует, что Ваши знания скудны и неудовлетворительны и они могут быть только отправной точкой процесса познания» [16].

Таким образом, анализ способов определения загрязненности окружающей среды однозначно указывает на то, что равенство (1) экологией природопользования как очевидная идея в целом не освоено, а единицы ПДК различных веществ не рассматриваются как универсальный инструмент ее суммарной оценки. Последнее в некоторых случаях допускается только для моноагрегатной среды. Подчеркнем, что равенство (1) не распространяется даже на одноименное (одно и то же) вещество (элемент), находящееся в различных агрегатных фазах.

Из изложенного следует: если к известному в настоящее время экспериментальному подтверждению равенства (1) для всех веществ в моноагрегатных фазах добавить доказательства того, что оно справедливо и для одноименных веществ в различных средах, то это позволит в целом принять ПДК концентраций и указанное равенство в качестве универсального инструмента оценки загрязнения ОС. Можно полагать, что современная база данных по ПДК веществ достаточна для такого доказательства.

2. Экспериментальное обоснование равенства (1)

В настоящее время разработаны различные виды ПДК веществ, находящихся в моноагрегатных состояниях. Для характеристики допустимых концентраций веществ в атмосфере обычно используют ПДК_{р.з.} (рабочей зоны) и ПДК_{с.с.} (среднесуточные). Для оценки состояния водного бассейна служат ПДК_в (водоемов хозяйст-

венно-питьевого и культурно-бытового назначения) и ПДК_{р.х.} (водоемов рыбохозяйственного назначения). Соблюдение ПДК_{р.з.} гарантирует допустимый уровень загрязнения воздушной среды выбросами на рабочих местах. Соответственно не превышение ПДК_{с.с.} веществ обеспечивает благоприятную атмосферу на селитебных территориях. Выдерживание нормативов ПДК_в позволяет снабжать население качественной питьевой водой, а ПДК_{р.х.} создает необходимые условия для сохранения ихтиофауны водных бассейнов. В свою очередь, ПДК водного бассейна, а также почв (ПДК_п) устанавливаются с учетом нескольких лимитирующих показателей (ЛП). При этом для конкретного вещества в качестве ПДК выбирают ЛП, имеющий наименьшее значение.

Численные значения различных нормативов ПДК в пределах одного моноагрегатного состояния не совпадают даже для одноименных веществ. В частности применительно к водному бассейну в настоящее время достигнуто понимание того, что экологические гигиенические (ПДК_{р.х.}) и экологические рыбохозяйственные критерии (ПДК_{р.х.}) – это две самостоятельные биологически несходные системы нормативов, так как человек слишком удален на биологической лестнице от форм водной биоты (дафний, молодь или икра рыб, одноклеточные водоросли и др.), используемых при разработке ПДК_{р.х.}. Последние обычно более жесткие, коэффициенты их корреляции с гигиеническими критериями не превышают 0,38 [17]. Тем более далеки по своей сути ПДК_{р.х.} от ПДК воздушного бассейна. Последние, как уже отмечено, характеризуют состояние воздушного бассейна на рабочих местах и на селитебной территории. Как следствие, ПДК_в нередко превышают ПДК_{р.х.} на 1-2 порядка, а ПДК_{р.з.} обычно больше ПДК_{с.с.} в несколько раз. Представляется очевидным, что для расчета уровня загрязнения, воздействующего на человека, необходимо использовать гигиенические экологические нормативы ПДК_{с.с.}, ПДК_в, ПДК_п, определяющие качество постоянной среды человеческого обитания и потребления. Для расчета нагрузки, загрязняющей окружающую среду, целесообразнее взамен ПДК_в использовать ПДК_{р.х.}. Привлекать к расчетам среднего уровня загрязнения, воздействующего на человека или окружающую среду, ПДК_{р.з.}, характеризующие среду временного пребывания только здоровых людей трудоспособного возраста, очевидно, нет необходимости.

В качестве базы данных для анализа был использован современный справочник по ПДК веществ [18]. Выяснилось, однако, что данные по ПДК одноименных веществ в различных агрегатных средах не слишком многочисленны. В частности выявлено, что только для 49 веществ определены и ПДК_{с.с.}, и ПДК_в, и ПДК_{р.х.}. Однако и такая выборка, поскольку число её членов больше тридцати, достаточна для статистической обработки [19]. Значительно меньшим оказался список, включающий, помимо перечисленных выше, ПДК_п веществ. Поэтому начальный анализ результатов на соответствие равенству (1) выполнен по указанным 49 веществам. Полный их список, учитывая важность выводов, полученных при обработке этой выборки, представлен в табл. 1

Принято, что равенство (1) будет доказано при соответствии экспериментальных данных условно-категорическому силлогизму, построенному по логически безупречной схеме умозаключения «от утверждения основания к утверждению следствия» [20, 21].

Подлежащий доказательству силлогизм сформулирован следующим образом:

Большая посылка. Если отношение ПДК одноименных веществ в различных агрегатных состояниях в среднем достоверно не отличается от единицы (*основание*), то равенство (1) выполняется (*следствие*);

Малая посылка. Отношение ПДК одноименных веществ в различных агрегатных состояниях в среднем достоверно не отличается от единицы (*утверждение основания*);

Заключение. Равенство (1) выполняется (*утверждение следствия*).

Исходя из изложенного, дальнейший анализ сводится к вопросу, являются ли отношения сравниваемых ПДК, в пределах известной ошибки измерения, одной и той же величиной, не отличимой от единицы.

На соответствие равенству (1) были проверены отношения ПДК_{с.с.}/ПДК_в, ПДК_{с.с.}/ПДК_{р.х.} выборки (табл. 1), а также ПДК_п/ПДК_в, ПДК_{с.с.}/ПДК_п, ПДК_{р.х.}/ПДК_в. Для статической обработки ПДК_п/ПДК_в использована выборка из 32 веществ, которые, в соответствии со справочником [18], имели и те и другие значения ПДК. Отношение ПДК_{с.с.}/ПДК_п и ПДК_{р.х.}/ПДК_в получили соответственно как произведения (ПДК_{с.с.}/ПДК_в)·(ПДК_в/ПДК_п) и (ПДК_{с.с.}/ПДК_в)·(ПДК_{р.х.}/ПДК_{с.с.}).

Отношения ПДК рассматривали как единичные измерения средней величины, проверив их на наличие грубых ошибок (промахов). Наиболее простым способом исключения последних из статистического ряда является правило «трех сигм» [19,21]:

$$x = x' \pm 3\sigma, \quad (8)$$

где x' – среднее арифметическое значение измеряемой величины;

σ - средняя квадратичная ошибка измерения единичного результата x .

К грубым промахам относятся измерения единичного результата, величины которых выходят за интервал значений по выражению (8). Доверительная вероятность (достоверность) нахождения случайных величин измерения единичного результата в доверительном интервале 3σ составляет 99,73%.

Среднеквадратичная ошибка σ' измерения среднего [19,21] определялась по выражению:

$$\sigma' = \pm \sqrt{\frac{\varepsilon_i^2}{n(n-1)}}, \quad (9)$$

где ε_i – отклонение результатов отдельных измерений от их среднеарифметического;

n – число измерений.

Абсолютную ошибку σ' определения отношения ПДК_{с.с.}/ПДК_п рассчитали как произведение абсолютной величины этого отношения на его относительную ошибку. В свою очередь, поскольку, как отмечено, отношение ПДК_{с.с.}/ПДК_п есть произведение (ПДК_{с.с.} / ПДК_в)·(ПДК_в / ПДК_п), то его относительная ошибка равна сумме относительных ошибок сомножителей произведения. Аналогичным образом оценили абсолютную ошибку определения отношения ПДК_{р.х.}/ПДК_в.

Результаты обработки отношений различных видов ПДК представлены в табл. 2. Предварительное рассмотрение её данных показывает, что отличия x' обсуждаемых отношений от единицы находятся в пределах 1-2 порядков. При этом, судя по величинам ПДК_{с.с.}/ПДК_в и ПДК_{с.с.}/ПДК_{р.х.}, без учета ошибок измерения, значения ПДК_{р.х.} меньше ПДК_в почти в 13 раз. Основной задачей далее является ответить на вопрос: отличимы или нет величины x' табл. 2 от единицы, т.е. верен или неверен сформулированный выше условно-категорический силлогизм.

Проверку на достоверность различий между числами, в соответствии с [19], выполнили по выражению:

$$\frac{\Delta\delta}{\sigma'} = t, \quad (10)$$

Где $\Delta\delta$ – разница средних значений проверяемых на достоверность величин;

σ' – средняя квадратичная ошибка измерения среднего (результата) δ ;

t – доверительный интервал.

Покажем, на примере ПДК_{с.с.}/ПДК_{в.}, расчет на достоверность различий между экспериментальным значением отношения этих видов ПДК и их значением, соответствующим формуле (1), т.е. равным 1, или, конкретно, между ПДК_{с.с.}/ПДК_{в.} выборки и единицей.

В данном случае оценивается разница $\Delta\delta = /0,16/ - /1,0/ = 0,84$, где 0,16 принято по табл. 2. Ошибка σ'_0 измерения [19]:

$$\sigma'_0 = \sqrt{\sigma'_1 + \sigma'_2}, \quad (11)$$

где σ'_1 и σ'_2 – соответственно абсолютные ошибки измерения ПДК_{с.с.}/ПДК_{в.} при значениях в выборке и равных единице.

Примем, что относительные ошибки сравниваемых величин равны. Тогда, в соответствии с данными табл. 2, абсолютная ошибка определения σ'_2 для ПДК_{с.с.}/ПДК_{в.} составит $1,0 \cdot (0,04/0,16)$, или 0,25. Следовательно:

$$\sigma'_0 = \sqrt{0,04^2 + 0,25^2} = \sqrt{0,641} = 0,253$$

Таким образом, $\Delta\delta/\sigma'_0 = 0,84/0,253 = 3,32$.

Расчет показывает, что сравниваемые величины находятся в доверительном интервале $3,32\sigma$. Доверительная вероятность p_0 (достоверность) их присутствия в этом доверительном интервале составляет 99% [19], т.е. они достоверно не отличимы.

Вывод: отношение ПДК_{с.с.}/ПДК_{в.} может быть принято равным единице.

Результаты выполненного и аналогичных расчетов представлены в табл. 3. Из нее следует, что все исследованные комбинации отношений ПДК достоверно не отличимы от единицы. Следовательно:

доказываемый силлогизм экспериментально подтвержден;

равенство (1) выполняется;

ПДК может быть принято как универсальная единица измерения общей загрязненности окружающей среды (суммарно воздушного и водного бассейнов, почв).

Общие выводы:

1. Рассмотрен ряд методик оценки степени загрязнения окружающей среды в пределах моноагрегатных фаз с использованием ПДК поллютантов в качестве единицы измерения.

2. Статистическая обработка значений ПДК для одноименных веществ, находящихся в различных агрегатных фазах, позволила обосновать также применение ПДК в качестве универсальной единицы измерения суммарного загрязнения окружающей среды в совокупности различных агрегатных состояний.

3. Устранен основной недостаток используемых в настоящее время методик: необходимость субъективного назначения квазинаучных «весовых» коэффициентов вкладу конкретных сред (воздушного и водного бассейнов, почв) в общее загрязнение. Величины загрязняющих нагрузок по методологии автора вычисляются по формулам (2), (3) для каждого агрегатного состояния окружающей среды в отдельности с последующим их суммированием.

4. Подчеркнуто существование двух самостоятельных биологически несходных систем экологических нормативов, соответственно для оценки уровня загрязняющего воздействия на человека в среде его постоянного обитания и потребления (ПДК_{с.с.}, ПДК_{в.}, ПДК_{п.}) и для расчета поллютантной нагрузки на окружающую среду (ПДК_{с.с.}, ПДК_{р.х.}, ПДК_{п.}). Более ранимой является окружающая среда, для оценки воздействия на которую используют более жесткие, чем ПДК_{в.}, рыбохозяйственные нормативы.

5. Поскольку отношение ПДК_{р.х.}/ПДК_{в.} не отличимо от единицы, то при отсутствии одного из этих ПДК приемлема его замена другим.

6. Выявляется ближняя перспектива применения инструмента ПДК для единообразного вычисления коэффициентов агрессивности A загрязнителей в различных средах с использованием выражения (5) в виде $1/\text{ПДК}_i$ (i -тот или иной вид ПДК для конкретной загрязняемой фазы). Это влечет за собой унификацию расчета приведенных масс поллютантов и равную плату за одну их условную тонну независимо от агрегатного состояния загрязняемой среды (воздушный или водный бассейн, почвы).

10.10.2004

Лотош Валерий Ефимович, д.т.н., профессор

Таблица 1

Предельно допустимые концентрации веществ воздушного и водного бассейнов

№№ п/п	Вещество	ПДК _{с.с.} мг/м ³	ПДК _в		ПДК _{р.х.}		ПДК _{с.с.} /ПДК _в	ПДК _{с.с.} /ПДК _{р.х.}
			мг/л	ЛП	мг/л	ЛП		
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Акриловая кислота	0,01	0,5	с. т.	0,0025	токс.	0,02	4,0
2	Акрилонитрил	0,03	2	с. т.	0,01	токс.	0,015	3,0
3	2-Аминоэтанол	0,02	0,5	с. т.	0,01	с.т.	0,04	2,0
4	Аммиак	0,04	2	с. т.	0,05	токс.	0,02	0,8
5	Анилин	0,03	0,1	с. т.	0,0001	токс.	0,3	300
6	Барий	0,004	0,1	с. т.	2,0	орг.	0,04	0,002
7	Бензолтетракарбоновый диангидрид	0,01	0,06	общ.	0,1	токс.	0,17	0,1
8	Бор аморфный и кристаллический	0,01	0,5	с. т.	0,1	токс.	0,2	0,1
9	1-Бутанол	0,1	0,1	с.т.	0,03	токс.	1,0	3,33

1	2	3	4	5	6	7	8	9
10	Бутилметакрилат	0,01	0,02	о. зап.	0,001	токс.	0,5	0,1
11	γ-Бутиролактон	0,1	5	с. т.	2,3	токс.	0,2	0,04
12	Декандиовая кислота	0,08	1,5	с. т.	0,1	с.т.	0,05	0,8
13	5,6-Диамино-2-(4-аминофенил)бензимидазол	0,01	1	с. т.	0,0001	токс.	0,01	100
14	Дитетиламин	0,0025	0,1	с. т.	0,005	токс.	0,025	0,5
15	N,N-Диметилацетамид	0,006	0,4	с. т.	1,2	с.т.	0,015	0,005
16	Диметилилизофталаат	0,01	0,1	общ.	0,4	токс.	0,1	0,025
17	Диметилтерефталаат	0,01	1,5	о. зап.	0,3	токс.	0,007	0,033
18	Диметилформаид	0,003	10	общ.	0,25	токс.	0,0003	0,012
19	Дипропиламин	0,2	0,5	о. привк.	0,01	токс.	0,4	20,0
20	Дифторхлорметан	10	10	с. т.	1	токс.	1,0	10,0
21	3,4-Дихлоранилин	0,005	0,05	о. зап.	0,001	токс.	0,1	5,0
22	Диэтиламин	0,05	2	с. т.	0,01	токс.	0,025	5,0
23	Железо и его соединения (в пересчете на Fe)	0,04	0,3	о. цв.	0,1	токс.	0,133	0,4
24	Кобальт	0,001	0,1	с. т.	0,01	токс.	0,01	0,1
25	Магний хлорат	0,3	20	общ.	0,35	токс.	0,015	0,86

1	2	3	4	5	6	7	8	9
26	Метакриловая кислота	0,01	1	с. т.	0,005	токс.	0,01	2,0
27	Метанол	0,5	3	с. т.	0,1	с. т.	0,17	5,0
28	Метиламин	0,001	1	с. т.	0,05	с. т.	0,001	0,02
29	Метилметакрилат	0,01	0,01	с. т.	0,001	токс.	1,0	10,0
30	Метилформиат	3	0,2	с. т.	0,1	токс.	15	30,0
31	Мобильтерм-605 (смесь очищенных парафинов)	0,01	0,1	о. зап.	0,001	токс.	0,1	10,0
32	Молибден	0,02	0,05	с. т.	0,0012	токс.	0,4	16,7
33	Муравьиная кислота	0,05	3,5	общ.	1	токс.	0,014	0,05
34	2-Нафтол	0,003	0,4	с. т.	0,05	токс.	0,008	0,06
35	Никель	0,001	0,1	с. т.	0,01	токс.	0,01	0,1
36	Свинец	0,0003	0,01	с. т.	0,1	токс.	0,03	0,003
37	Свинца неорганические соединения (в пересчете на Pb)	0,003	0,01	с. т.	0,1	токс.	0,30	0,03
38	Сероуглерод	0,005	1	о. зап.	1	токс.	0,005	0,005
39	Скипидар	1	0,2	о. зап.	0,2	с. т.	5,0	5,0
40	Стирол	0,002	0,1	о. зап.	0,1	орг.	0,02	0,02

1	2	3	4	5	6	7	8	9
41	Терефталевая кислота	0,001	0,1	общ.	0,05	с. т.	0,01	0,02
42	Трихлорметан	0,03	0,06	с. т.	0,005	токс.	0,5	6,0
43	Триэтиламин	0,14	2	с. т.	0,01	токс.	0,07	14,0
44	Уксусная кислота	0,06	1	общ.	0,01	токс.	0,06	6,0
45	Фенол	0,003	0,001	о. зап.	0,001	р. х.	3,0	3,0
46	Формальдегид	0,003	0,05	с. т.	0,1	токс.	0,06	0,03
47	2-Фуральдегид	0,04	1	орг.	0,01	токс.	0,04	4,0
48	Хром	0,0015	0,05	с. т.	0,02	токс.	0,03	0,08
49	Этоксиэтан	0,6	0,3	о. привк.	1	токс.	2,0	0,6

Примечание. лп – лимитирующий показатель; с. т. – санитарно-токсикологический; общ. – общий; о. зап. – органолептический, запах; о. привк. – органолептический, привкус; о. цвет – органолептический, цвет, орг. – органолептический; токс. – токсикологический; р. х. – рыбохозяйственный.

Результаты обработки статистических рядов отношений ПДК одноимённых веществ в различных агрегатных фазах

n_H/n_Y	Отношение ПДК	x'	σ'_1	№№ промахов по табл. 1
49/45	ПДК _{с.с.} /ПДК _в	0,16	0,04	15, 30, 39, 45
49/43	ПДК _{с.с.} /ПДК _{р.х.}	2,05	0,44	9, 13, 19, 30, 32, 43
32/27	ПДК _п /ПДК _в	10,51	3,18	
	ПДК _{с.с.} /ПДК _п	0,0152	0,0084	
	ПДК _{р.х.} /ПДК _в	0,078	0,0363	

n_H – начальное число выборки

n_Y – число устойчивых членов выборки

Таблица 3

Достоверность отличий экспериментальных отношений ПДК одноименных веществ в различных агрегатных фазах от единицы

Отношение ПДК	$\Delta\sigma$	σ'_1	σ'_2	σ'_0	t	$P_g, \%$	Равенство (1)
ПДК _{с.с.} /ПДК _в	0,84	0,04	0,25	0,253	3,32	99	Выполняется
ПДК _{с.с.} /ПДК _{р.х.}	1,05	0,44	0,215	0,49	2,14	97	то же
ПДК _п /ПДК _в	9,51	3,18	0,30	3,19	2,98	99	- « -
ПДК _{с.с.} /ПДК _п	0,9848	0,0084	0,55	0,55	1,79	92	- « -
ПДК _{р.х.} /ПДК _в	0,922	0,0363	0,465	0,47	1,96	95	- « -

Литература

1. Лотош В.Е. Экология природопользования. – Екатеринбург: УрГЭУ, 2000. – 540 с.
2. Перспективная программа по промышленной экологии г. Екатеринбурга. – Екатеринбург: Администрация города, 1993. – 50 с.
3. Лотош В.Е. Ранжирование проблем промышленной экологии // Экология промышленного производства. – 1996. – № 3. – С. 3-6.
4. Лотош В.Е. Теоретические основы критериального ранжирования процессов природопользования // Экономика природопользования. – 1998. – № 1. – С. 96-100.
5. Лотош В.Е. Критериальный анализ эколого-экономической эффективности мероприятий по защите воздушного бассейна // Экономика природопользования. – 1998. – № 6. – С. 40-53.
6. Лотош В.Е. Критериальный анализ эколого-экономической эффективности мероприятий по защите водного бассейна // Экономика природопользования. – 1999. – № 6. – С. 28-35.
7. Лотош В.Е. Суммарная эколого-экономическая оценка эффективности мероприятий по защите водного бассейна // Экологические системы и приборы. – 2002. – № 1. – С. 2-8.
8. Лотош В.Е. Критериальный анализ регионального плана действий по охране окружающей среды: сенсационные результаты. - Экологическая экспертиза. – 2003. – № 6. – С. 5-15.
9. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды, 1992. – 92 с.
10. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М. : Экономика, 1986. – 93 с.
11. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба. – М. : 1999. – 60 с.

12. Румянцев Г.И., Новиков С.М. Проблемы прогнозирования токсичности и риска воздействия химических веществ на здоровье населения // Гигиена и санитария. – 1997. – № 6. – С. 13-18.
13. Жолдакова З.И., Красовский Г.Н., Сеницина О.О. Оценка опасности загрязнения водных объектов химическими веществами для здоровья населения // Гигиена и санитария. – 1999. – №6. – С. 53-57.
14. Промышленные предприятия России, оказывающие наибольшее негативное воздействие на состояние природной среды / А.А. Шеховцев, С.Г. Чижов, В.И. Звонов и др. // Пробл. окружающей среды и природ. ресурсов. – 1994. – № 8. – С. 1-23.
15. Ибрагимов М.Х. – Г., Куценко В.В., Рачков В.И. Научные основы методологии количественного анализа экологической опасности при техногенном воздействии на окружающую среду // Экологическая экспертиза. – №5. – С. 2-35.
16. Мирцхалава Ц.Е. Деградация почв и стратегия экологического менеджмента // Инж. Экология. – 2003. – №5. – С. 39-55.
17. Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов // Гигиена и санитария. – 2000. – №6. – С. 14-17.
18. Кротов Ю.А., Карелин А.О., Ллойт А.О. Предельно допустимые концентрации химических веществ. – СПб : Мир и Семья, 2000. – 347 с.
19. Основы научных исследований / В.И. Крутов, И.М. Грушко, В.В. Попов и др. – М. : Высшая шк., 1989. – 400 с.
20. Гетманова А.Д. Учебник по логике. – М. : Владос, 1995. – 303 с.
21. В.Е. Лотош. Природопользование (методологические основы). - Екатеринбург : Ур. гос. экон. ун-т, 1996. – 116 с.
22. В.Е. Лотош. Суммарная эколого-экономическая оценка эффективности мероприятий по защите водного бассейна // Экологические системы и приборы. – 2002. – № 1. – С. 2-8.