

УДК 556.11

МЕТОДОЛОГИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД

© 2021 г. Член-корреспондент РАН В. И. Данилов-Данильян^{1,*,**}, О. М. Розенталь¹

Поступило 02.07.2021 г.
После доработки 02.07.2021 г.
Принято к публикации 05.07.2021 г.

Исследованы источники существенных погрешностей при установлении основных экологических нормативов природных вод – предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Показано, что такие погрешности неизбежны при детерминистской трактовке экологических нормативов. Предложена методика упрощенной оценки и учета совокупности погрешностей при установлении ПДК. В рамках риск-ориентированного подхода разработаны схема вероятностной оценки соблюдения установленных требований водопользования и методика исчисления ущерба из-за нарушения экологических норм.

Ключевые слова: экологический норматив, качество природных вод, загрязняющие вещества, предельно допустимая концентрация, исчисление экологического ущерба

DOI: 10.31857/S2686739721100078

ВВЕДЕНИЕ

Управление охраной окружающей среды зиждется на установлении экологически безопасных предельно допустимых уровней состава и свойств воды, воздуха, почв, других природных объектов. Однако нередки случаи, когда действующие нормативы заведомо завышены или занижены, причем значительно, что неизбежно повлечет ошибки в управлении. Таковы примеры процветания гидробионтов при превышении предельно допустимой концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в воде или их угнетения при водопользовании с соблюдением ПДК [1].

Недостоверность ПДК – результат неадекватности модели, с помощью которой устанавливается этот показатель, объекту и цели моделирования, нечеткой дефиниции измеряемой величины, ее ограниченной, неполной детализации [2] и низкой воспроизводимости результатов и выводов токсикологических экспериментов [3–6]. Согласно ([7], с. 82–103), например, потенциальная опасность воздействия токсичных веществ на организмы и экосистемы может варьировать в 2–3 раза “даже в случае полной сопоставимости условий проведения эксперимента” вследствие влияния многочисленных факторов, “не поддаю-

щихся учету и контролю”. В [8] подобные выводы были получены при гигиеническом нормировании 155 соединений в природной воде.

Недостатки токсикологических исследований приводят к тому, что нормативы систематически корректируются. Так, в новом документе [9] ПДК кремния в воде вдвое повышена, а хлороформа – вдвое понижена. Еще более резкое изменение нормативов случилось при введении правил [10] вместо [11]. За четыре года, разделяющие принятие этих документов, ПДК бенз(а)пирена, цианидов и ряда других веществ увеличилась почти в 10 раз, а ПДК бензола и других – так же уменьшилась. О разбросе значений нормативов свидетельствуют и их заметные межстрановые различия. Так, в США ПДК солей меди и марганца ниже российских, а свинца, алюминия и ряда других металлов – заметно выше.

Известна и несогласованность требований, предъявляемых к составу сточных вод, принимаемых в городскую канализацию (табл. 1).

Далее в рамках риск-ориентированного подхода обосновано, что нормативы (в частности ПДК), будучи характеристиками, устанавливаемыми по результатам статистической обработки исследований токсичности объектов природной среды, не могут быть корректно определены как однозначные детерминированные величины. Тем не менее вопрос о количественном вероятностно-статистическом оценивании нормативов, насколько авторам известно, ранее не ставился, хотя он

¹ Институт водных проблем Российской академии наук, Москва, Россия

*e-mail: vidd38@yandex.ru

**e-mail: vidd@iwp.ru

Таблица 1. Нормативы содержания меди в сточных водах в некоторых городах РФ, мг/л

Москва	Казань	Новомосковск	Дубна	Ижевск	Тюмень	Выборг
0.5	0.08	0.023	0.0095	0.23	0.0718	0.005

должен играть основополагающую роль при регулировании эколого-экономических отношений.

Следует отметить, что ПДК используются для нормирования качества как природных вод, так и антропогенных загрязненных стоков. Во втором случае при управлении водопользованием имеется альтернативный применению ПДК подход – концепция наилучших доступных технологий, переход к которой осуществляется в РФ в настоящее время [12]. В первом случае никаких альтернатив ПДК неизвестно; широко применяемые методы биоиндикации не заменяют нормирования посредством установления ПДК, а являются дополнительными по отношению к нему.

ИСТОЧНИКИ ПОГРЕШНОСТИ НОРМИРОВАНИЯ

Перечень источников и причин завышения/занижения ПДК широк. Среди наиболее очевидных – погрешность измерений, несоблюдение условий репрезентативности выборок тест-организмов, участвующих в трофических системах, репрезентативности уровней токсичности среды обитания этих организмов, округление результатов нормирования и т.д.

Действующими правилами [13] установлены шесть отдельных стадий при обосновании ПДК загрязняющих веществ в воде: 1) принятие предварительного решения, 2) ускоренная оценка, 3) экспресс-эксперимент, 4) проведение хронического опыта, 5) специальные исследования, 6) эпидемиологические исследования. На каждой стадии неизбежны некоторые ошибки. Например, уже на первой предусмотрен “расчет DL_{50} , $ПД_{хр.}$ ($ПК_{хр.}$), $МНД$ ($МНК$) по физико-химическим и известным токсиметрическим параметрам, по ПДК в других объектах окружающей среды”¹ ([13], раздел 3.2), и все эти величины определяются неточно. В лучшем случае на каждой стадии можно ограничиться уровнем ошибки 0.05, регламентированным документами [13, 14]. Обозначим p_i , $i = 1, 2, \dots, 6$, ошибку на стадии i . Накопленную вероятность ошибки p_{Σ} легко оценить

¹ Здесь DL_{50} – доза, вызывающая гибель 50% подопытных животных при определенном способе введения в течение двух недель, $ПД_{хр.}$ – пороговая доза при хроническом воздействии, $ПК_{хр.}$ – пороговая концентрация при хроническом воздействии, $МНД$ – максимальная недеятельная доза, $МНК$ – максимальная недеятельная концентрация.

из соотношения: $(1 - p_{\Sigma}) = (1 - p_1)(1 - p_2)\dots(1 - p_6)$, откуда при $p_i = 0.05$ следует $p_{\Sigma} = 0.265$.

Таким образом, даже при строгом следовании правилам [14] более четверти установленных нормативов не гарантируют, что их выполнение обеспечит экологическую безопасность или что их нарушение окажется опасным. Удовлетворительное же установление норматива в данном случае равно $1 - p_{\Sigma} = 0.735$, поэтому число случаев m успешного нормирования при проведении n независимых исследований определяется биномиальным распределением:

$$p[m/n, (1 - p_{\Sigma})] = \frac{n!}{m!(n - m)!} (1 - p_{\Sigma})^m (p_{\Sigma})^{n - m}.$$

В частности, при $n = 5, 10, 16$ наиболее вероятное количество удовлетворительных результатов нормирования $M = n(1 - p_{\Sigma})$ возрастает в последовательности (округлено): 4; 7; 12 (рис. 1). Одновременно среднеквадратическое отклонение $\sqrt{np_{\Sigma}(1 - p_{\Sigma})}$ для этих значений n увеличивается: 0.97; 1.95; 2.34, снижая эффективность повышенного количества измерений.

Из представленных токсикологами данных следует, что среднеквадратическое отклонение σ при определении максимально допустимой концентрации (МДК) для отдельных популяций достигает $\pm 20\%$ и более. В частности, МДК антисептического средства “метиленовый синий” для дафний *Daphnia magna Straus* составляет 0.02 мг/дм^3 при среднеквадратическом отклонении $\sigma = \pm 10\%$, т.е. норматив для данной популяции $C_N = 0.02 \pm 0.002 \text{ мг/дм}^3$. Эта величина вызывает доверие потому, что ее значение совпадает с величиной допустимого отклонения массы навески отдельных лекарственных средств из документа [15].

Таким образом, погрешность измерения МДК в данном случае $\Delta_{\text{МДК}} = \pm \sigma u_p \approx \pm 0.004 \text{ мг/дм}^3$, поскольку квантиль u_p гауссовой функции при доверительной вероятности 0.95 равен 1.96.

ПДК обычно устанавливаются как наиболее низкую МДК для двух–четырех тест-организмов (продуцентов, редуцентов, зоопланктона, зообентоса, рыб, индексы 1, 2, ...), вследствие чего погрешность измерения ПДК возрастает: $\Delta_{\text{ПДК}} = \pm \sqrt{\Delta_{\text{МДК},1}^2 + \Delta_{\text{МДК},2}^2 + \dots}$.

Если принять все погрешности измерения МДК равными вышеприведенному значению

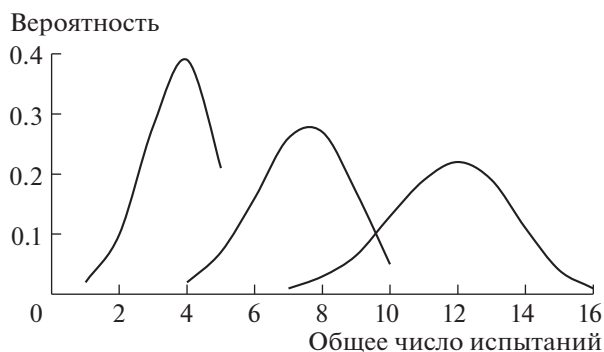


Рис. 1. Вероятность удовлетворительного нормирования при проведении 5 (левая линия), 10 (средняя), 16 (правая) испытаний.

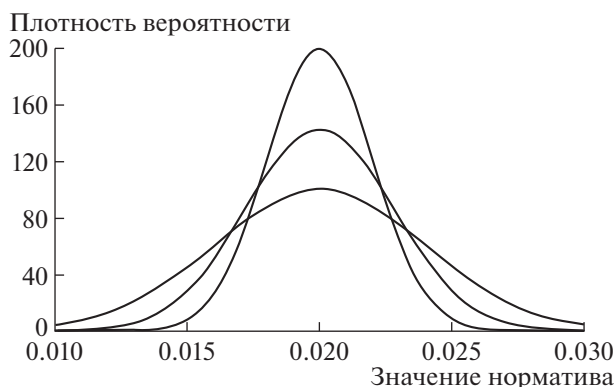


Рис. 2. Функция распределения норматива в случае погрешности токсикометрии ± 0.002 (высоковершинная кривая), 0.0028 (промежуточная), 0.004 мг/дм³ (низковершинная).

$\Delta_{\text{МДК}} = \pm 0.004$ мг/дм³, то для 2 или 4 видов тест-организмов погрешность повысится в 1.4 и в 2 раза, а статистический разброс норматива C_N увеличится. Это иллюстрирует рис. 2, предусматривающий нормальную функцию распределения вероятностей $p_{\Sigma} = \Phi\left(\frac{C_N - \bar{C}_N}{\sigma}\right)$, где $\bar{C}_N = 0.02$ мг/дм³ – среднеарифметическое значение исследуемого норматива.

Приведенную на рис. 2 функцию распределения вероятностей трудно принять за окончательную вследствие отмечаемого токсикологами неучтенного влияния многочисленных факторов [3–8]. Поэтому представляется актуальной задача упрощения учета разнообразных составляющих погрешности измерений.

УПРОЩЕННАЯ ОЦЕНКА СУММАРНОЙ ПОГРЕШНОСТИ НОРМИРОВАНИЯ

Риск ложно завышенных/заниженных нормативов зависит от всех составляющих погрешности, накапливающейся в процессе установления норматива, но не в одинаковой степени. Те составляющие, которые обусловлены недостаточной четкостью дефиниций части измерительных токсикологических операций, нередко можно считать пренебрежимо малыми по сравнению с другими, по меньшей мере на уровне регламентированного уровня значимости 0.05 [13]. Конечно, при этом и результат токсикометрии не может рассматриваться как “единственное истинное” значение искомой величины [16].

Пусть, например, имеются две неравные погрешности: вышеприведенная $\Delta_{\text{ПДК}}$ и погрешность измерения токсичности лабораторных растворов Δ_M , так что $\Delta_{\text{ПДК}} = k\Delta_M$, где $0 < k < 1$. Тогда общая погрешность $\Delta = \sqrt{\Delta_M^2 + \Delta_{\text{ПДК}}^2}$, при

этом $\frac{\Delta}{\Delta_{\text{ПДК}}} = \sqrt{1 + \frac{1}{k^2}}$. Очевидно, отношение $\frac{\Delta}{\Delta_{\text{ПДК}}}$ резко увеличивается при снижении k , что свидетельствует о возможности пренебречь погрешностью $\Delta_{\text{ПДК}}$, если она заметно меньше Δ_M .

Количественную оценку условия незначимости меньшей погрешности по сравнению с большей нетрудно сделать, если, например, общая их сумма округляется до двух значащих цифр. Тогда изменение $\sqrt{\Delta_M^2 + \Delta_{\text{ПДК}}^2}$ менее чем на 5% вообще не повлияет на округленное значение Δ . Отсюда получаем $\sqrt{\Delta_M^2 + \Delta_{\text{ПДК}}^2} < 1.05\Delta_{\text{ПДК}}$. Следовательно, $\Delta_M^2 < 0.1025\Delta_{\text{ПДК}}^2$, так что $\Delta_M < 0.32\Delta_{\text{ПДК}}$.

Таким образом, если две погрешности измерения отличаются более чем в 3 раза, меньшей из них можно пренебречь, что практически не отразится на суммарной погрешности. Таков критерий ничтожных погрешностей [17], позволяющий упростить результаты достоверного нормирования.

В задаче оценки риска ложно завышенных/заниженных нормативов могут сравниваться не 2, а большее число различных погрешностей. Представим сумму их квадратов в виде $\Delta_{\Sigma}^2 = \Delta_1^2 + \Delta_2^2 + \dots + \Delta_n^2 = \Delta_1^2(1 + \alpha_2 + \dots + \alpha_n)$, полагая $\alpha_i = \frac{\Delta_i^2}{\Delta_1^2}$. Примем, что погрешность Δ_1 больше других, так что $\alpha_2, \alpha_3, \dots, \alpha_n < 1$. Тогда $\frac{\Delta_{\Sigma}}{\Delta_1} = \sqrt{1 + \alpha_2 + \dots + \alpha_n}$, это показано на рис. 3 для случая $\alpha_2 = \alpha_3 = \dots = \alpha_n$. Из рис. 3 видно, что предельное значение малых (по сравнению с Δ_1) погрешностей, которые можно отбрасывать, снижается от $0.3\Delta_1$ до $0.2\Delta_1$ и да-

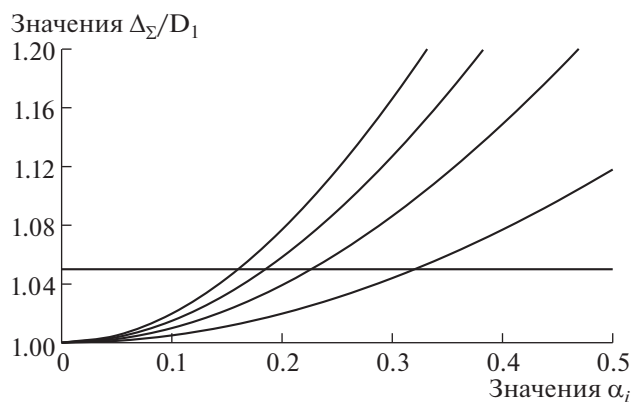


Рис. 3. Зависимость $\frac{\Delta_{\Sigma}}{D_1} = \sqrt{1 + \alpha_2 + \dots + \alpha_n}$, представленная восходящими линиями: снизу вверх при $n = 2, 3, 4, 5$ и условия $\alpha_2 = \alpha_3 = \dots = \alpha_n$. Горизонтальная прямая – граница условия ничтожности погрешностей.

лее при увеличении учитываемых источников погрешности до трех и более.

ИСЧИСЛЕНИЕ ВОДНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВРЕДА ПРИ НЕДЕТЕРМИНИРОВАННЫХ НОРМАТИВАХ

Пусть отклонение $|C_N - \bar{C}_N|$ результата нормирования C_N от его реального значения \bar{C}_N – нормально распределенная случайная величина со средним значением 0 и дисперсией σ^2 . Тогда C_N , скорее всего, находится в границах доверительного интервала:

$$C_{N,H} = \bar{C}_N - \frac{t_{1+\gamma}}{2} S \leq C_N \leq \bar{C}_N + \frac{t_{1+\gamma}}{2} S = C_{N,B},$$

где γ – доверительная вероятность, $S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_N - \bar{C}_N)^2}$ – оценка среднеквадратичной погрешности.

Таблица 2. Значения понижающего коэффициента W для антисептика “метиленовый синий” в зависимости от концентрации при ПДК = 0.02 мг/дм³ и различных погрешностях определения норматива

	W	0	0.2	0.5	0.8	1
1*	C_N	0.015	0.017	0.02	0.023	0.025
2*		0.013	0.016	0.02	0.024	0.027
3*		0.011	0.015	0.02	0.025	0.029

Примечание. *Концентрация антисептика “метиленовый синий”, мг/дм³, при $\pm \Delta_{\text{ПДК}} = 0.004$ (строка 1); 0.0056 (строка 2); 0.008 (строка 3).

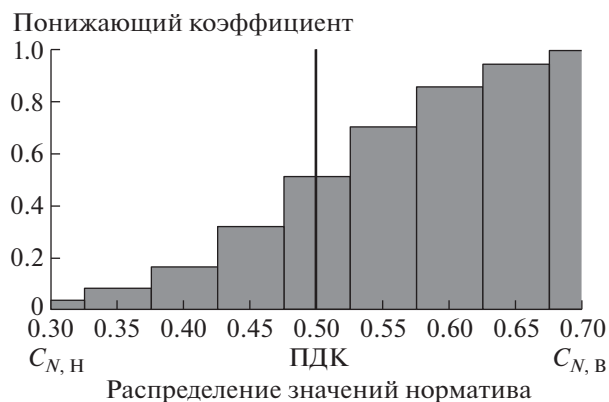


Рис. 4. Зависимость значения коэффициента, понижающего оценку вреда вследствие нарушения ПДК, от вероятности этого нарушения

тического отклонения, t – квантиль t -распределения с числом степеней свободы $n - 1$.

Риск нарушения ПДК определяется вероятностью этого события и его последствиями. Согласно риск-ориентированному подходу, он должен исчисляться как произведение указанной вероятности на оценку ущерба от последствий нарушения ПДК. На практике, как правило, нарушитель-водопользователь выплачивает исчисленную сумму причиненного вреда. Однако, с учетом вероятностной природы норматива, эту сумму следует умножить на вероятность допущенного нарушения, представляющую собой понижающий коэффициент $W \leq 1$, кумулятивная величина которого в простейшем случае задается законом нормального распределения. По мере увеличения накопленной вероятности нарушения установленных требований указанная сумма взысканий увеличивается вплоть до своего максимального значения, приведенного в [18]. В частности, из рис. 4 следует, что при $\bar{C}_N = 0.5$, $\sigma = 0.1$ и концентрации загрязнения на уровне $C_N = 0.3$ полную сумму вреда следует умножить на понижающий коэффициент $W = 0.2$. Если же $C_N = 0.5$, то $W = 0.5$, а при $C_N = 0.7$ имеем $W = 1.0$.

При вышеприведенной погрешности нормирования антисептика “метиленовый синий” в табл. 2 приведены коэффициенты W снижения суммы исчисленного вреда с учетом вероятностной природы норматива.

ВЫВОДЫ

При установлении экологических нормативов в соответствии с общепринятым подходом, трактующим их как детерминистские величины, неизбежна существенная погрешность. Целесообразен упрощенный учет общей погрешности, накапливаемой на всех этапах установления ПДК,

соответствующая методика предложена. Разработана схема учета вероятностной природы экологических нормативов, таких как ПДК. Предложена модель представления результатов нормирования, позволяющая рассчитать вероятностную оценку соблюдения установленных требований водопользования, а также риск-ориентированная схема исчисления вреда за нарушение экологических норм. Показано, что размер взимаемых при этом платежей необходимо корректировать понижающим коэффициентом, учитывающим вероятность нарушения.

ИСТОЧНИКИ ФИНАНСИРОВАНИЯ

Работа выполнена в рамках Государственного задания ФГБУН Института водных проблем РАН (тема № 0147-2019-0004, государственная регистрация № АААА-А19-119040990079-3).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Методология достоверной оценки качества воды. I. Нормирование и оценивание с позиций риск-ориентированного подхода // Экология и промышленность России. 2020. Т. 24. № 8. С. 60–65.
2. РМГ 29-2013 ГСИ. Метрология. Основные термины и определения // <https://docs.cntd.ru/document/1200115154>
3. ГОСТ Р 53022.2-2008. Технологии лабораторные клинические. Требования к качеству клинических лабораторных исследований. Часть 2. Оценка аналитической надежности методов исследования (точность, чувствительность, специфичность) // <https://docs.cntd.ru/document/1200072564>
4. ГОСТ 32428-2013. Метод испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение хронической токсичности для рыб: 14-дневный тест // <http://docs.cntd.ru/document/1200108174>
5. ГОСТ 32541-2013 Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Краткосрочное испытание токсичности на эмбрионах и предличинках рыб // <http://docs.cntd.ru/document/1200108182>
6. ГОСТ 31960-2012 (ISO 10253:2006). Вода. Методы определения токсичности по замедлению роста морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricorneratum* Bohlin и *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve // <http://docs.cntd.ru/document/1200097818>
7. Красовский Г.Н., Рахманин Ю.А., Егорова Н.А. Экстраполяция токсикологических данных с животных на человека. М.: Медицина, 2009. 208 с.
8. Ricos C., Alvarez V., Cava F., Garcia-Lario J.V., Hernandez A., Jimenez C.V., Minchinela J., Perich C., Simon M. Current Databases on Biological Variation: Pros, Cons and Progress // Scand. J. Clin. Lab. Invest. 1999. V. 59. P. 491–500.
9. СанПиН 1.2.3685-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания” // <https://normativ.su/catalog/standart/1001/950531/>
10. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.2280-07. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Дополнение и изменения 1 к ГН 2.1.5.1315-03 // <https://docs.cntd.ru/document/902068765>
11. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования // <https://docs.cntd.ru/document/901862249>
12. Данилов-Данильян В.И., Веницианов Е.В., Аджиевко Г.В., Козлова М.А. Оценка современных подходов к управлению качеством поверхностных вод и к их охране // Вестник РАН. 2019. № 12. С. 1248–1259.
13. МУ 2.1.5.720-98 Водоотведение населенных мест. Обоснование гигиенических нормативов химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно бытового водопользования // <https://www.uv-tech.ru/sanpin/my2.1.5.720-98.pdf>
14. Приказ Росрыболовства от 04.08.2009 № 695 (ред. от 22.12.2016) Об утверждении Методических указаний по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения // <https://legalacts.ru/doc/prikaz-rosrybolovstva-ot-04082009-n-695-ob/>
15. Приказ Министерства здравоохранения РФ от 26 октября 2015 г. N 751н “Об утверждении правил изготовления и отпуска лекарственных препаратов для медицинского применения аптечными организациями, индивидуальными предпринимателями, имеющими лицензию на фармацевтическую деятельность” // <https://normativ.kontur.ru/document?moduleId=1&documentId=272048>
16. ГОСТ Р 54500.3-2011/Руководство ИСО/МЭК 98-3:2008 Неопределенность измерения. Часть 3. Руководство по выражению неопределенности измерения // <https://docs.cntd.ru/document/1200088855>
17. ГОСТ Р 8.736-2011 Государственная система обеспечения единства измерений (ГСИ). Измерения прямые многократные. Методы обработки результатов измерений. Основные положения // <https://docs.cntd.ru/document/1200089016>
18. Методика исчисления размера вреда, причиненного водным объектам вследствие нарушения водного законодательства, утвержденная приказом Минприроды России от 13 апреля 2009 г. № 87 (с изменениями и дополнениями) // <https://base.garant.ru/12167365/>

METHODOLOGY OF ENVIRONMENTAL RATING OF NATURAL WATERS**Corresponding Member of the RAS V. I. Danilov-Danilyan^{a, #, ##} and O. M. Rosenthal^a**^a*Institute of Water Problems of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russian Federation*[#]*e-mail: vidd38@yandex.ru*^{##}*e-mail: vidd@iwp.ru*

The sources of significant errors in the establishment of the main environmental standards for natural waters – maximum permissible concentrations (MPC) of pollutants – have been investigated. It is shown that such errors are inevitable in a deterministic interpretation of environmental standards. A method for a simplified assessment and accounting for the set of errors in the establishment of MPC is proposed. Within the framework of the risk-oriented approach, a scheme for probabilistic assessment of compliance with established water use requirements and a method for calculating damage due to violation of environmental standards have been developed.

Keywords: environmental standard, quality of natural waters, pollutants, maximum permissible concentration, probabilistic assessment, calculation of environmental damage