

ВЕРОЯТНОСТНО-ОБОСНОВАННОЕ НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД: ИНТЕГРАЦИЯ ОЦЕНКИ МОДЕЛЕЙ, ОПЕРАТИВНОГО ПРОГНОЗА И ИИ-ПРОЕКТИРОВАНИЯ СТАНДАРТОВ

PROBABILITY-BASED STANDARDIZATION OF NATURAL WATER QUALITY: INTEGRATING MODEL EVALUATION, OPERATIONAL FORECASTING, AND AI-DRIVEN STANDARDS DESIGN

Самбурский А.Г., аспирант, Институт водных проблем РАН (Москва, Россия)

Розенталь О.М., главный научный сотрудник, Институт водных проблем РАН (Москва, Россия)

Действующая система нормирования качества природных вод, опирающаяся на детерминированные предельно допустимые концентрации, не учитывает ни природной variability гидрохимических показателей, ни погрешности их измерения, ни экономических последствий ошибочных решений о соответствии. В работе обоснован переход к вероятностно-обоснованному, риск-ориентированному нормированию, которое опирается на доверительные интервалы измерений и допустимый уровень экологического риска вместо жестких порогов. Методологической основой такого перехода служат три разрабатываемые авторами концепции национальных стандартов – общей оценки качества гидрологических и гидрохимических прогнозов, краткосрочного оперативного прогнозирования на горизонт 6 часов и проектирования водно-экологических стандартов с применением методов искусственного интеллекта. Показано, что их интеграция позволяет одновременно повысить достоверность контроля, снизить необоснованные эколого-экономические издержки природопользователей и сформировать правовую основу для перехода к обслуживанию водоочистных устройств по фактическому состоянию. Внедрение предложенного подхода создает условия для гармонизации отечественной практики с международными документами WMO, ISO и EU WFD при сохранении национальной специфики.

Ключевые слова: стандартизация качества воды, ПДК, экологический риск, неопределенность измерений, искусственный интеллект, временные ряды, объяснимый ИИ, обслуживание по состоянию, водно-экологический стандарт.

Для цитирования: Самбурский А.Г., Розенталь О.М. Вероятностно-обоснованное нормирование качества природных вод: интеграция оценки моделей, оперативного прогноза и ИИ-проектирования стандартов // Информационно-экономические аспекты стандартизации и технического регулирования. 2026. № 4(91). С. 79–87.

Благодарности: Работа выполнена в рамках темы «Исследования процессов формирования качества поверхностных и подземных вод, природных и антропогенных механизмов изменения экологического состояния водных объектов, разработка методов и технологий управления водными ресурсами и качеством вод» (FMWZ-2025-0002).

Samburskiy A.G., postgraduate student, Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russia)

Rozental O.M., chief researcher, Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russia)

The current system of natural water quality standardization, based on deterministic maximum permissible concentrations, accounts neither for the natural variability of hydrochemical indicators, nor for measurement uncertainty, nor for the economic consequences of erroneous compliance decisions. The paper substantiates a transition to probability-based, risk-oriented standardization that relies on confidence intervals of measurements and an acceptable level of environmental risk instead of rigid thresholds. The methodological basis for this transition is provided by three national standard concepts being developed by the authors: general quality assessment of hydrological and hydrochemical forecasts, short-term operational forecasting with a 6-hour horizon, and the design of water-environmental standards using artificial intelligence methods. It is shown that their integration makes it possible to simultaneously improve the reliability of control, reduce unjustified environmental and economic costs incurred by water users, and form a legal basis for the transition to condition-based maintenance of water treatment facilities. The implementation of the proposed approach creates conditions for harmonizing national practice with international documents of the WMO, ISO, and the EU WFD while preserving national specificity.

Keywords: water quality standardization, maximum permissible concentration (MPC), environmental risk, measurement uncertainty, artificial intelligence, time series, explainable AI, condition-based maintenance, water-environmental standard.

For citation: Samburskiy A.G., Rozental O.M. Probability-Based Standardization of Natural Water Quality: Integrating Model Evaluation, Operational Forecasting, and AI-Driven Standards Design. Information and economic aspects of standardization and technical regulation. 2026;4(91): 79–87. (In Russ.)

Gratitude: This work was carried out as part of the research topic “Studies of the processes shaping the quality of surface and groundwater; natural and anthropogenic mechanisms affecting the ecological status of water bodies; and the development of methods and technologies for managing water resources and water quality.”

ВВЕДЕНИЕ

Принятая в Российской Федерации и значительной части других государств система оценки качества природных вод опирается на концепцию предельно допустимых концентраций (ПДК) – числовых порогов, фиксированных для отдельных веществ и единых для всего разнообразия водных объектов и условий водопользования^{1,2}. Эта концепция возникла в середине XX века как ответ на запрос санитарно-гигиенической службы и была выстроена под технические возможности своего времени: единичные плановые отборы проб, лабораторный анализ с многослойной задержкой, отсутствие непрерывного мониторинга. За прошедшие десятилетия технологическая база радикально изменилась – появились автоматические станции с часовым шагом дискретизации, методы анализа временных рядов и машинного обучения, вычислительные мощности для построения цифровых двойников водных объектов, однако сама концепция нормирования осталась прежней. Это создало накапливающийся разрыв между технической готовностью к адаптивному управлению и нормативной базой, фиксирующей статичную картину³.

Наиболее существенные внутренние противоречия детерминированного нормирования сводятся к следующим:

– **природная вариабельность игнорируется по построению.**

Концентрации растворенного кислорода, аммония, нитратов, мутность являются нестационарными случайными процессами с выраженной суточной, сезонной и паводковой динамикой [1]. Сравнение единичного измерения с фиксированной ПДК не учитывает, что в иной момент времени тот же показатель того же объекта мог бы быть ниже норматива в несколько раз;

– **погрешность измерения не входит в правоприменительное решение.** В судебной и контрольной практике измеренная концентрация принимается как истинное значение. При типовой относительной погрешности $\delta = 30\text{--}50\%$, характерной для гидрохимических измерений⁴, это допущение приводит к систематическому завышению вероятности признания нарушения там, где истинное значение находится в пределах норматива;

– **цель «нулевого вреда» технически недостижима.**

Любая хозяйственная деятельность сопряжена с ненулевым риском воздействия на водную экосистему, и попытка достичь абсолютной безопасности приводит либо к экономически нереализуемым требованиям, либо – что наблюдается на практике – к систематической недоказуемости нарушений в суде.

Совокупность этих противоречий иллюстрируется простым численным примером. Пусть для некоторого загрязняющего вещества X (железо, марганец) установлен норматив ПДК = 50 мг/л, а измеренная по методике с относительной погрешностью $\delta = 50\%$ концентрация составила $C = 70$ мг/л. Нижняя граница доверительного интервала для истинной концентрации составляет тогда $70 \times (1 - 0,5) = 35$ мг/л, то есть оказывается ниже норматива. Вероятность того, что решение о признании нарушения окажется ошибочным, достигает 27%, иными словами, примерно каждое четвертое такое решение лишено достаточного метрологического обоснования. На макроэкономическом уровне это означает значительный объем необоснованных платежей за сверхнормативные сбросы при одновременной систематической недоказуемости реальных нарушений в делах со слабой метрологической базой.

КОНЦЕПТУАЛЬНЫЙ ПЕРЕХОД ОТ ЗАПРЕТНОГО ПОРОГА К ПРИЕМЛЕМОМУ РИСКУ

В теории надежности технических систем понятие приемлемого риска используется не одно десятилетие – это уровень вероятности нежелательного события, признаваемый оправданным с учетом экономических, технологических и социальных факторов [2]. Применительно к природопользованию риск-ориентированный подход формализован в стандартах серии «Менеджмент риска» (ГОСТ Р ИСО 31000)⁵, однако в практике экологического нормирования он применяется ограниченно и преимущественно декларативно.

Содержательное наполнение перехода от ПДК к риску предложено в работе [3] и состоит во введении явной вероятностной интерпретации соответствия. В сущности, при учете погрешности измерения, истинное значение показателя находится в диапазоне, обусловленном аналитической погрешностью измерения. Тогда математическое выражение выглядит следующим образом: пусть C_m – измеренная концентрация, δ – относительная погрешность измерения, n – число измерений. Истинное значение (*Сист*) с соответствующей погрешностью средства измерения доверительной вероятностью P лежит в интервале:

$$C_{ист} \in [C_m(1 - \delta / \sqrt{n}); C_m(1 + \delta / \sqrt{n})].$$

Решение о нарушении ПДК принимается только в случае, если нижняя граница доверительного интервала превышает норматив. В противном случае фиксируется недоказанность нарушения, что соответствует принципу презумпции экологической невиновности и распространяет на

¹ Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды».

² Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 № 74-ФЗ.

³ ГОСТ Р ИСО 14001–2016 Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению. – М.: Стандартинформ, 2016. – 39 с.

⁴ ГОСТ 33044–2014. Принципы надлежащей лабораторной практики. – М.: Стандартинформ, 2015. – 16 с.

⁵ ГОСТ Р ИСО 31000–2019. Менеджмент риска. Принципы и руководство. – М.: Стандартинформ, 2020. – 19 с.

природоохранные правоотношения общую правовую логику доказывания.

Для равномерного распределения концентрации на интервале неопределенности риск ошибочного решения r выражается формулой:

$$r = \left[C - \text{ПДК} + \frac{C\delta}{\sqrt{n}} \right] / \left[\frac{2C\delta}{\sqrt{n}} \right].$$

Численные значения риска для различных соотношений измеренной концентрации и норматива при двух типовых уровнях погрешности приведены в табл. 1.

Таблица 1

Вероятность (риск r) ошибочного решения о соответствии нормативу в зависимости от измеренной концентрации и погрешности измерений (при $n = 1$)

Концентрация загрязняющего вещества в долях ПДК	Вероятность ошибки r , % ($\delta = 30\%$)	Вероятность ошибки r , % ($\delta = 40\%$)
1,00	50,0	50,0
0,95	41,0	43,0
0,90	31,0	36,0
0,85	21,0	28,0
0,80	8,0	19,0
0,78	3,0	14,7
0,75	–	8,0
0,72	–	1,4

Пояснение к табл. 1. Расчет выполнен для случая, когда измеренное значение концентрации находится ниже ПДК, но верхняя граница доверительного интервала с учетом погрешности δ может превышать норматив. Риск r – это вероятность того, что вынесенное решение о «соответствии нормативу» окажется ошибочным, то есть истинная концентрация фактически превышает ПДК. При $C/\text{ПДК} = 0,80$ и $\delta = 30\%$ риск составляет 8%, а при $\delta = 40\%$ – уже 19%. При $C/\text{ПДК} = 0,95$ риск превышает 40% независимо от погрешности. Учет погрешности существенно меняет правоприменительную практику – зона недоказанности нарушения простирается значительно ниже формального норматива, и игнорирование этой зоны эквивалентно произвольной оценке доказательств.

СТАНДАРТИЗАЦИЯ МОДЕЛЕЙ И ПРОГНОЗОВ КАЧЕСТВА ВОДЫ

Реализация риск-ориентированного нормирования на начальном этапе требует трех взаимодополняющих нормативных документов: общего стандарта оценки качества прогнозных моделей, отраслевого стандарта оперативного контроля и стандарта проектирования адаптивных

нормативов на основе данных. В ИВП РАН разработаны три соответствующие концепции национальных стандартов, образующие взаимосвязанную серию и охватывающие полный цикл – от методологической рамки оценки моделей до их применения в режиме реального времени и до формирования самих нормативных значений.

Общая оценка качества гидрологических и гидрохимических прогнозов

Первая из разработанных концепций устанавливает унифицированный набор статистических метрик для количественной оценки соответствия наблюдаемых и моделируемых величин – расхода, уровня воды, концентраций загрязняющих веществ. Ее область применения охватывает калибровку и валидацию прогнозов, сравнение альтернативных методов, документирование качества прогнозов в научных публикациях и прикладных отчетах, а также установление единых критериев приемлемости прогноза для практического использования.

Обязательный набор метрик включает MAE (средняя абсолютная ошибка), MAPE (средняя относительная ошибка), RMSE (среднеквадратичная ошибка), R^2 , NSE (коэффициент Нэша-Сатклифа), KGE (коэффициент Клинга-Гупты) и PBIAS (процентное смещение) [4]. Принципиально, что ни одна из метрик не используется изолированно: интерпретация качества модели всегда комплексная. Когда значения MAE, MAPE и RMSE позволяют увидеть общую картину качества прогноза, остальные параметры позволяют точнее определить точность модели: высокое значение R^2 при значимом PBIAS указывает на хорошую корреляцию при систематическом смещении; низкий NSE при умеренном KGE – на проблему с воспроизведением дисперсии при сохранении общей формы ряда. Для гидрохимических показателей концепция допускает менее строгие пороги по сравнению с расходом воды, что отражает объективно большую неопределенность измерений концентраций. Шкалы качества по NSE и KGE: значения $\geq 0,4$ –0,5 соответствуют категории «удовлетворительно», $\geq 0,6$ –0,7 – «хорошо», $\geq 0,75$ – «очень хорошо». Для PBIAS типичные пороги составляют ± 10 –20% для расходов и осадков и ± 20 –30% для концентраций [4].

Существенно требование о отдельном расчете метрик по временным масштабам – суточному, месячному, годовому. Модель, удовлетворительная на годовом масштабе, может оказаться непригодной для оперативных решений на суточном; обратная ситуация также встречается. Обязательно и условие синхронизации временных меток наблюдений и прогнозов – при автоматическом сборе данных это нетривиальная задача, поскольку датчики разных производителей могут использовать различные часовые пояса и форматы временных меток.

Практический пример. При моделировании мутности воды по результатам валидации получены MAE = 0,3 мг/л,

MAPE = 7%, RMSE = 0,45 мг/л, $R^2(\text{NSE}) = 0,8$, KGE = 0,84, PBIAS = 2% – модель признается «хорошей». Для расхода воды модель ARIMA дала MAE = 50 м³/с, MAPE = 10%, RMSE = 200 м³/с, NSE = 0,56 – это соответствует категории «удовлетворительно». Принципиально, что одинаковое значение MAPE = 7–10% приводит к разной классификации в зависимости от типа показателя.

Оперативный контроль и краткосрочный прогноз на горизонт 6 часов

Вторая концепция детализирует общие положения применительно к практически наиболее востребованной задаче – краткосрочному прогнозу гидрохимических показателей на горизонт 6 часов при шаге дискретизации 1 час. Выбор горизонта продиктован минимальным технологическим резервом для принятия управленческих решений на объектах водоснабжения и водоподготовки: дозирование реагентов, корректировка схемы обработки, оповещение дежурного персонала, диспетчерское управление водозабором.

Стандарт устанавливает минимальный перечень контролируемых показателей класса I (температура, pH – обратный логарифм концентрации растворенных ионов водорода, растворенный кислород, электропроводность, мутность, окислительно-восстановительный потенциал) и регламентирует периодичность измерений (1 раз в час, при необходимости с агрегацией более частых данных через простое среднее, за исключением pH, для которого агрегация проводится через среднее значение концентрации ионов водорода). Допустимый пропуск данных не должен превышать 5% за любой скользящий период длиной 30 суток.

В качестве рекомендуемых статистических моделей концепция называет:

– ARIMA (p – порядок авторегрессии, d – порядок интегрирования, q – порядок скользящего среднего) – для одномерных рядов без выраженной сезонности; рекомендуемые порядки $p = 1-3$, $d = 0-1$, $q = 1-2$ [5];

– SARIMA (p, d, q)(P, D, Q) s с сезонным периодом $s = 24$ для учета суточного цикла; недельная сезонность ($s = 168$) при

$h = 6$ ч практически не улучшает прогноз и не рекомендуется [5];

– ARFIMA – для временных рядов с длинной памятью (ряды, где последующие значения существенно зависят от предыдущих. Примеры в гидрохимии: нитраты, общее органическое вещество);

– метод Хольта–Уинтерса (аддитивная форма) с параметрами α (сглаживание уровня – насколько быстро обновляется оценка текущего скользящего среднего) = 0,3–0,7, β (сглаживание тренда – насколько быстро модель обновляет оценку тренда ряда) = 0,01–0,1, γ (сглаживание сезонной компоненты – насколько быстро модель пересматривает форму сезонного цикла) = 0,1–0,3 [1];

– Prophet – с обязательным включением ежедневной сезонности и отключением годовой и недельной сезонностей при горизонте 6 ч [6].

Принципиальное требование – отдельный расчет метрик качества для каждого из шести шагов $h = 1, \dots, 6$ ч. Это вытекает из объективного нарастания ошибки прогноза с горизонтом, и оценка по среднему значению по всем шагам маскирует существенные различия в применимости модели для оперативных тревог ($h = 1-2$ ч) и превентивного управления ($h = 5-6$ ч). Концепция устанавливает четыре класса качества прогноза с дифференцированными по горизонту порогами (табл. 2).

В режиме штатной эксплуатации концепция предусматривает непрерывный мониторинг качества прогноза с обязательным переобучением модели по триггерам: превышение MAPE на шаге $h = 1$ ч порога 5% за последние 24 ч, превышение MAPE на шаге $h = 6$ ч порога 15%, отклонение R^2 на скользящем окне 48 ч ниже 0,70 для $h = 6$ ч, нарушение условий теста Льюнга–Бокса на остатках ($p\text{-value} < 0,05$). Переобучение выполняется методом скользящего окна (рекомендуемая длина 168–720 ч); полная переидентификация структуры модели – не реже одного раза в 30 суток или при срабатывании двух и более триггеров за 24 ч. Для устойчивости 6-часового прогноза рекомендуется ансамблирование двух лучших моделей с весами, обратно пропорциональными RMSE на соответствующем шаге.

Таблица 2

Классы качества краткосрочного прогноза

Класс качества	MAPE при $h = 1-2$ ч	MAPE при $h = 3-4$ ч	MAPE при $h = 5-6$ ч	R^2 (шаги 1–6)
Отличный	< 3%	< 5%	< 8%	> 0,95
Хороший	3–5%	5–10%	8–15%	0,85–0,95
Приемлемый	5–10%	10–15%	15–20%	0,70–0,85
Неудовлетворительный	> 10%	> 15%	> 20%	< 0,70

Проектирование водно-экологических стандартов с применением искусственного интеллекта (ИИ)

Третья концепция завершает иерархию и регламентирует наиболее сложную задачу – формирование самих нормативных значений на основе данных. Она применима, когда традиционная схема установления ПДК для отдельного вещества по результатам токсикологических испытаний оказывается недостаточной: для водных объектов с выраженной пространственно-временной неоднородностью, для приоритетных загрязнителей нового поколения (антибиотики, микропластик, фармацевтические препараты), для интегральных индексов качества воды (WQI).

Концепция формализует семь принципов, которым должна удовлетворять любая методика проектирования нормативов с применением ИИ:

- **научная обоснованность** – модели и методы должны иметь подтвержденное научное обоснование, а не подбираться эмпирически под желаемый результат;
- **объективность** – параметры моделей и весовые коэффициенты определяются на основе данных, а не экспертного мнения; экспертные оценки допускаются только в качестве дополнения с документальным обоснованием;
- **воспроизводимость** – фиксация версий программного обеспечения, значений случайного начального состояния (random seed), полного набора гиперпараметров, процедуры разделения данных на выборки; для стохастических моделей – указание доверительных интервалов на основе не менее 10 запусков с разными значениями случайного состояния;
- **прозрачность** – методология и исходные данные должны быть доступны для независимой верификации;
- **объяснимость (XAI – объяснимый искусственный интеллект)** – применение моделей типа «черный ящик» при проектировании водно-экологических стандартов не допускается; обязательны методы локальной интерпретации прогнозов, количественно оценивающие вклад каждого входного фактора в результат, а также анализ важности признаков, частичные зависимости, для нейросетевых моделей – анализ внимания;
- **адаптивность** – плановый пересмотр стандарта не реже одного раза в 5 лет; внеплановый – при существенных изменениях состояния водного объекта, появлении новых научных данных или выявлении систематических расхождений между прогнозами модели и фактическими данными мониторинга;
- **риск-ориентированность** – установление нормативов исходя из приемлемого уровня экологического риска, дифференцированного по назначению водного объекта (питьевое водоснабжение, рыбохозяйственный объект, рекреационная зона) и по экологической ценности участка.

Концепция также предписывает многокомпонентную структуру водно-экологических стандартов, в которой физико-химические показатели дополняются гидробиологическими (характеристики сообществ бактерий, водорослей, беспозвоночных, рыб), молекулярно-генетическими на основе анализа экологической ДНК (eDNA) и гидродинамическими характеристиками. Соотношение значимости компонентов определяется методами машинного обучения по данным мониторинга, а не задается априорно.

Рекомендуемый набор методов машинного обучения дифференцирован по классам задач: для классификации экологического статуса – Random Forest, XGBoost, LightGBM, нейронные сети; для прогнозирования временных рядов – LSTM/GRU, Transformer, гибридные физико-статистические модели; для анализа ландшафтных связей и переноса загрязнителей – графовые нейронные сети (GNN, GCN); для определения весов показателей – методы на основе SHAP-значений и перестановочной важности [2]. Валидация проводится на независимой тестовой выборке с метриками OA, F1, AUC и матрицей ошибок для классификации; MAE, RMSE, R^2 , NSE, PBIAS, RSR – для регрессии [4].

Иллюстративный пример. Поясним механику применения ИИ при проектировании норматива на упрощенной задаче – пространственной дифференциации норматива по сульфатам для участка реки протяженностью около 200 км, разбитого на четыре створа (C1–C4: верхнее течение, среднее течение выше промышленного узла, среднее течение ниже промышленного узла, устьевая зона). Исходные данные – пятилетний ряд измерений по 12 физико-химическим показателям (температура, расход, мутность, электропроводность, концентрации основных ионов, биогенных элементов), данные о землепользовании в водосборе и о сезонных колебаниях уровня.

На первом этапе модель Random Forest обучается классифицировать «хорошее» и «удовлетворительное» состояние гидробиоценоза (целевая переменная – независимо измеренный индекс ЕРТ таксонов) по перечисленным предикторам. На втором этапе для обученной модели рассчитываются SHAP-значения, которые показывают индивидуальный вклад каждого предиктора в предсказание для каждого створа.

Допустим, при единой ПДК по сульфатам 500 мг/дм³ SHAP-анализ показал следующее распределение чувствительности (значения иллюстративные): C1 – вклад сульфатов в риск перехода в категорию «неудовлетворительно» составляет 0,05; C2 – 0,12; C3 – 0,41; C4 – 0,18. Это означает, что в створах C1 и C4 биоценоз малочувствителен к сульфатам в наблюдаемом диапазоне (риск ограничен другими факторами – кислородом и температурой), тогда как в C3 сульфаты являются доминирующим фактором риска. Калибровка норматива на приемлемый риск $r = 0,1$ дает пространственно дифференцированные значения: C1 – 800 мг/дм³, C2 – 600 мг/дм³, C3 – 350 мг/дм³,

C4 – 550 мг/дм³ вместо единой ПДК 500 мг/дм³. При этом каждое значение сопровождается интерпретацией: «в створе C3 норматив ужесточен до 350 мг/дм³ ввиду высокого индивидуального вклада сульфатов в риск; в створе C1 норматив смягчен до 800 мг/дм³ ввиду отсутствия значимого вклада в риск».

Принципиальные отличия от классического подхода: (а) норматив получен не из лабораторных токсикологических испытаний на модельных организмах, а из статистической связи с фактическим состоянием биоценоза; (б) значения дифференцированы по створам, а не унифицированы; (в) каждое значение сопровождается количественной мерой чувствительности (SHAP), что обеспечивает требование объяснимости; (г) повторное применение методики на новых данных при сохранении версии модели, random seed и гиперпараметров приводит к воспроизводимым результатам. Аналогичные процедуры применяются для проектирования нормативов по другим показателям и в других классах задач; например, GNN используются для совместного нормирования сети связанных водных объектов с учетом переноса загрязнителей вниз по течению.

ОБСЛУЖИВАНИЕ ВОДООЧИСТНЫХ УСТРОЙСТВ ПО ФАКТИЧЕСКОМУ СОСТОЯНИЮ

Параллельно с реформированием подхода к нормированию качества воды стандартизация открывает возможности для пересмотра правил эксплуатации водоочистных устройств (ВУ). Ресурс ВУ зависит от скорости деградации v – потери эффективности в процентах за час. При нормативном (статистическом) подходе обслуживание производится по средним показателям партии, и дисперсия скорости σ^2_v оказывается велика. Это вынуждает закладывать значительный коэффициент запаса и приводит к существенному занижению фактического ресурса. При обслуживании по состоянию, то есть по результатам измерений на конкретном устройстве, остается только метрологическая погрешность, которая, как правило, на порядок меньше дисперсии партии [3].

Количественные результаты для типового водоочистного устройства:

- при детерминированном подходе расчетный ресурс $t_p = 400$ час;
- при нормативном (статистическом) подходе для вероятности безотказной работы $R = 0,99$ ресурс падает до 207 час – почти двукратное снижение по сравнению с детерминированной оценкой;
- при обслуживании по состоянию ресурс сохраняется на уровне 381 час, то есть выигрыш относительно нормативного подхода составляет около 84%.

Экономический эффект достигается одновременно по двум направлениям: за счет полного использования ресурса (отказ от преждевременных регенераций, проводимых ради

соблюдения нормативного срока) и за счет предотвращения работы с просроченным ресурсом (избежание штрафов за сброс некондиционной воды). Алгоритм принятия решения опирается на кусочно-линейную аппроксимацию кривой деградации и правило перехода через квантиль нормального распределения, что согласуется с общей логикой риск-ориентированного нормирования.

Принципиально, что переход к обслуживанию по состоянию становится возможным только при наличии всех трех элементов предлагаемой системы стандартизации: общая оценка качества модели деградации, оперативный прогноз остаточного ресурса и формализованный риск-ориентированный критерий принятия решения о замене.

ИНТЕГРАЦИЯ С СИСТЕМАМИ МЕНЕДЖМЕНТА (ИСО 9000, ИСО 14000)

Современные стандарты качества и экологического менеджмента требуют учета изменений климата (поправка ISO 9001:2015/Amd 1:2024) и соблюдения законодательных требований. Предлагаемая система вероятностно-обоснованного нормирования встраивается в эту рамку без необходимости ее ревизии, причем наиболее естественным образом:

- вопросы климата и экологической эффективности целесообразно включать в систему экологического менеджмента (СЭМ) по ГОСТ Р ИСО 14001–2016, а не дублировать в системе менеджмента качества;
- в документах СМК следует ограничиться ссылками на СЭМ, что позволяет избежать дублирования и упростить ведение документации;
- программа повышения экологической эффективности и план природоохранных мероприятий разрабатываются в рамках единого риск-ориентированного подхода, опирающегося на количественные оценки неопределенности из стандартов.

Предлагаемая система также соответствует требованиям международных документов: ISO 5667-1:2006 (отбор проб воды), ISO/IEC 25012:2008 (модель качества данных мониторинга), WMO Technical Regulations Vol. III – Hydrology (WMO-No. 49) [7], EU Water Framework Directive 2000/60/EC [8], а также рекомендациям ASABE / Moriasi et al. [4] по метрикам качества гидрологических моделей. Это создает условия для последующей гармонизации отечественных стандартов с международными при сохранении национальных особенностей правоприменительной практики.

ПРАВОВЫЕ И ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ

Внедрение вероятностно-обоснованного нормирования и стандартизованных методов с применением ИИ меняет распределение ролей основных участников водохозяйственной деятельности:

– **Природопользователи** получают возможность снижать необоснованные штрафы за счет доказательства недоказанности нарушения. Так, в рассмотренном выше примере с веществом X плата за сверхнормативный сброс при корректном учете погрешности измерения уменьшается примерно на 27%, что согласуется с приведенной выше численной оценкой вероятности ошибочного решения.

– **Контролирующие органы** переходят от практики «наказания по факту» к управлению рисками и профилактике, что соответствует и общей риск-ориентированной направленности контрольно-надзорной деятельности, закрепленной в современном законодательстве о государственном контроле.

– **Судебная система** получает возможность опираться на метрологически обоснованные доверительные интервалы вместо произвольной оценки доказательств.

– **Разработчики стандартов** получают обязательство указывать не только числовое значение ПДК, но и допустимую вероятность его превышения с учетом совокупной неопределенности (например, в формулировке: «ПДК не должна превышать с вероятностью более 0,95 при $\delta = 30\%$ ») [3].

– **Разработчики и операторы моделей, разработанных с помощью ИИ**, принимают на себя новый класс обязательств – обеспечение воспроизводимости, объяснимости и регулярной актуализации модели, документальную фиксацию ее паспорта и независимый аудит при существенных пересмотрах норматива.

Ответственность за ошибки алгоритмического нормирования

Внедрение методов искусственного интеллекта в процедуру установления нормативов ставит вопрос, симметричный обсуждавшейся выше проблеме погрешности измерения: какова цена ошибки самого алгоритма и кто несет материальную ответственность, если установленный с использованием ИИ норматив окажется в долгосрочной перспективе либо чрезмерно мягким (что приведет к экологическому ущербу), либо неоправданно жестким (что приведет к необоснованным расходам природопользователей)? Без явного ответа на этот вопрос требование объяснимости (XAI) остается декларативным.

Авторы исходят из следующих принципов распределения ответственности, согласованных с общей риск-ориентированной логикой работы:

– **ИИ-модель не является самостоятельным субъектом ответственности.** Окончательное значение норматива утверждается уполномоченным органом, который принимает решение с учетом результатов модельных расчетов, экспертной оценки и общественных слушаний. Принцип объективности не означает автоматизма утверждения: модель готовит обоснование, человек принимает решение.

– **Ответственность операторов модели формализуется через паспорт модели.** По аналогии с метрологическим обеспечением средства измерений паспорт фиксирует версию ПО, обучающую выборку, гиперпараметры, метрики качества на тестовой выборке и доверительные интервалы прогнозов. При выявленных существенных расхождениях между прогнозами модели и фактическими данными мониторинга оператор обязан инициировать переобучение или замену модели, что соответствует механизму триггеров переобучения.

– **Запрет на «черные ящики» как процессуальная гарантия.** Если норматив установлен с использованием неинтерпретируемой модели и впоследствии окажется источником ущерба, доказать его обоснованность в суде будет принципиально невозможно. Поэтому требование объяснимости (SHAP, LIME, частичные зависимости) одновременно является и техническим требованием к модели, и юридическим механизмом распределения ответственности: каждое значение норматива должно сопровождаться формализованным обоснованием, проверяемым независимым экспертом.

– **Период моратория и адаптации.** На первом этапе внедрения ИИ в процедуру проектирования нормативов целесообразно устанавливать переходный период (рекомендуемая длительность 3–5 лет), в течение которого новые нормативы действуют параллельно с традиционными ПДК, а штрафные санкции по новым нормативам применяются в ограниченном размере. Это снижает риск систематической ошибки в первоначальной калибровке моделей и согласуется с принципом адаптивности (плановый пересмотр стандарта не реже одного раза в 5 лет).

Численная иллюстрация цены ошибки алгоритма: если ИИ-проектированный норматив отклоняется от оптимального значения на 10% (что укладывается в типовую неопределенность прогнозных моделей класса «хороший»), то в масштабе бассейна крупной реки совокупный годовой ущерб от завышения норматива (экологические потери) или его занижения (необоснованные платежи) может составлять, по экспертным оценкам, единицы – десятки миллионов рублей. Это сопоставимо с экономическими эффектами, связанными с недоучетом ошибок прогноза, и подчеркивает, что внедрение ИИ-нормирования должно сопровождаться столь же тщательной метрологической и процессуальной обвязкой, какую имеют традиционные средства измерений.

Экономическая значимость предлагаемых изменений значительна. Ежегодный ущерб от наводнений в Российской Федерации составляет десятки миллиардов рублей [9], и значительная часть его может быть предотвращена при своевременном и точном прогнозировании. Перерасход реагентов на станциях водоподготовки крупных городов из-за неточного прогноза качества исходной воды достигает 15–25% от общих затрат на реагенты, что в абсолютном вы-

ражении для города с населением порядка 1 млн человек соответствует десяткам миллионов рублей в год. В энергетическом секторе ошибка прогноза притока в водохранилище на 10% может приводить к потерям выработки электроэнергии на миллионы рублей в сутки. Промышленные предприятия – целлюлозно-бумажная промышленность, теплоэнергетика, металлургия, химическая промышленность – несут дополнительные затраты из-за коррозии теплообменников и накипеобразования при неточном прогнозе гидрохимических параметров. Эти оценки указывают, что инвестиции в разработку и внедрение трех предлагаемых стандартов многократно окупаются за счет снижения совокупных потерь.

ИСТОЩЕНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ КАК КОНТЕКСТ РЕФОРМЫ

Стандартизация качества воды напрямую связана с проблемой истощения пресных водных ресурсов. Неэффективная очистка, отсутствие замкнутых циклов водопользования и формальное нормирование, не учитывающее реального состояния водного объекта, ведут к накопительной деградации водных экосистем. Переход на вероятностно-обоснованное нормирование, обслуживание ВУ по состоянию и ИИ-прогнозирование позволяет одновременно решать несколько задач:

- сокращать сброс загрязнителей за счет своевременной регенерации ВУ, опирающейся на фактическое, а не на расчетное состояние;
- уменьшать потребление свежей воды благодаря более надежной работе оборотных систем, в которых надежность обеспечивается прогнозом, а не запасом по нормативу;
- сохранять ресурс водных объектов для будущих поколений в логике общей концепции устойчивого развития.

В этом смысле предлагаемая система стандартизации представляет собой не только техническую реформу, но и инструмент реализации национальных приоритетов в области охраны окружающей среды и рационального природопользования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обобщение трех разрабатываемых концепций национальных стандартов в единую систему вероятностно-обоснованного нормирования качества природных вод позволяет сформулировать следующие основные выводы.

- Детерминированные ПДК, не учитывающие погрешности измерений и природной вариабельности, являются юридически и экономически уязвимыми и при их формальном приме-

нении приводят к систематически ошибочным решениям, доля которых в типовых ситуациях достигает четверти и более [2].

- Вероятностный подход, опирающийся на понятия приемлемого риска и доверительного интервала, должен стать основой нового поколения водно-экологических стандартов и встраивается в действующую систему менеджмента риска по ГОСТ Р ИСО 31000 без ее ревизии [4].

- Унифицированный набор метрик MAE, MAPE, RMSE, R^2 , NSE, KGE, PBIAS, дифференцированных по типу показателя и временному масштабу, обеспечивает количественную сопоставимость прогнозных методов и устраняет произвол в их сравнении [4].

- Для краткосрочного прогнозирования на горизонт 6 часов верифицированы модели ARIMA, SARIMA, ARFIMA, Хольта–Уинтерса и Prophet с пороговыми значениями MAPE от 3% ($h = 1-2$ ч, класс «отличный») до 20% ($h = 5-6$ ч, граница «приемлемого») в зависимости от горизонта [1,5,8].

- Методы искусственного интеллекта (Random Forest, XGBoost, SHAP, GNN, LSTM) позволяют перейти к адаптивным, пространственно-распределенным нормативам при условии обязательной объяснимости результатов и воспроизводимости расчетов [2].

- Обслуживание водоочистных устройств по фактическому состоянию дает выигрыш в ресурсе до 80% относительно нормативного подхода и одновременно снижает риск работы с просроченным ресурсом.

- Внедрение ИИ-проектированных нормативов требует формализованного распределения ответственности между разработчиками моделей, операторами систем мониторинга и регулятором: запрет на «черные ящики», паспортизация моделей и переходный период с параллельным действием традиционных ПДК образуют необходимую процессуальную обязательку.

- Интеграция с ИСО 9000/14000 и принципами риск-менеджмента обеспечивает методологическую согласованность реформы и правовую защищенность природопользователей [3].

Намечаемая программа дальнейших работ предусматривает оформление трех концепций как проектов национальных стандартов (ГОСТ Р) и инициирование их гармонизации с международными документами – ISO 5667, EU Water Framework Directive 2000/60/EC [8], WMO Technical Regulations [7] и ASABE Model evaluation guidelines [4]. Принципиально, что предлагаемая архитектура сохраняет методологическую согласованность даже при поэтапном внедрении: каждый из трех стандартов имеет самостоятельную ценность и может разрабатываться, утверждаться и пересматриваться независимо от двух других.

References

- Hyndman R.J., Athanasopoulos G. Forecasting: Principles and Practice. – 3rd ed. – Melbourne: OTexts, 2021. – URL: <https://otexts.com/fpp3/>
- Hyndman R.J., Athanasopoulos G. Forecasting: Principles and Practice. 3rd ed. Melbourne: OTexts, 2021. URL: <https://otexts.com/fpp3/>

2. Lundberg S.M., Lee S.-I. A Unified Approach to Interpreting Model Predictions // *Advances in Neural Information Processing Systems* 30 (NIPS 2017). – Long Beach, CA, USA, December 4–9, 2017. – Curran Associates, Inc., 2017.
3. Розенталь О.М., Александровская Л.Н. Риск-ориентированный подход к оценке качества воды источников питьевого водоснабжения // *Гигиена и санитария*. – 2019. – Т. 98, № 5. – С. 563–569. – DOI: 10.18821/0016-9900-2019-98-5-563-569.
4. Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations // *Transactions of the ASABE*. 2007. Vol. 50, № 3. P. 885–900. DOI: 10.13031/2013.23153.
5. Box G.E.P., Jenkins G.M., Reinsel G.C., Ljung G.M. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. – 5th ed. – Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 2015. – 712 p. – ISBN 978-1-118-67502-1.
6. Taylor S.J., Letham B. Forecasting at scale // *The American Statistician*. – 2018. – Vol. 72, № 1. – P. 37–45. – DOI: 10.1080/00031305.2017.1380080.
7. Technical Regulations (WMO-No. 49). Volume III: Hydrology. – 2021 edition. – Geneva: World Meteorological Organization, 2022. – URL: <https://library.wmo.int/idurl/4/35631>
8. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Water Framework Directive) // *Official Journal of the European Communities*. – 22.12.2000. – L 327. – P. 1–73.
9. Бирюков Е.С., Терентьев Н.Е. К оценке экономического ущерба от наводнений в России и потенциала адаптации // *Теория и практика общественного развития*. 2024. № 11. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/k-otsenke-ekonomicheskogo-uscherba-ot-navodneniy-v-rossii-i-potentsiala-adaptatsii>
2. Lundberg S.M., Lee S.-I. A Unified Approach to Interpreting Model Predictions. *Advances in Neural Information Processing Systems* 30 (NIPS 2017). Long Beach, CA, USA, December 4–9, 2017. Curran Associates, Inc., 2017.
3. Rozental O.M., Aleksandrovskaya L.N. Risk-oriented approach to the assessment of the water quality of drinking water supply sources. *Gigiena i Sanitariya [Hygiene and Sanitation]*. 2019. Vol. 98, No. 5. P. 563–569. DOI: 10.18821/0016-9900-2019-98-5-563-569. (In Russ.)
4. Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*. 2007. Vol. 50, No. 3. P. 885–900. DOI: 10.13031/2013.23153.
5. Box G.E.P., Jenkins G.M., Reinsel G.C., Ljung G.M. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. 5th ed. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 2015. 712 p. ISBN 978-1-118-67502-1.
6. Taylor S.J., Letham B. Forecasting at scale. *The American Statistician*. 2018. Vol. 72, No. 1. P. 37–45. DOI: 10.1080/00031305.2017.1380080.
7. Technical Regulations (WMO-No. 49). Volume III: Hydrology. 2021 edition. Geneva: World Meteorological Organization, 2022. URL: <https://library.wmo.int/idurl/4/35631>
8. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Water Framework Directive). *Official Journal of the European Communities*. 22.12.2000. L 327. P. 1–73.
9. Biryukov E.S., Terentyev N.E. On the assessment of economic damage from floods in Russia and adaptation potential. *Teoriya i praktika obshchestvennogo razvitiya [Theory and Practice of Social Development]*. 2024. No. 11. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/k-otsenke-ekonomicheskogo-uscherba-ot-navodneniy-v-rossii-i-potentsiala-adaptatsii> (In Russ.)