

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ МЕТОДИК РАСЧЕТА СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД С УДАЛЕНИЕМ АЗОТА

Данилович Д.А.^{1,2}
канд. техн. наук,
руководитель Центра
технической политики
и модернизации в ЖКХ;
эксперт-директор

Эпов А.Н.³
главный
технический
специалист

1 - Ассоциация ЖКХ «Развитие»
2 - Журнал «Наилучшие Доступные Технологии водоснабжения и водоотведения»
3 - ООО «Домкострой»

Корректный расчет сооружений биологической очистки с удалением азота и фосфора является важнейшим условием их эффективной работы. Однако, в РФ сложилась неудовлетворительная ситуация с используемыми расчетными алгоритмами. Статья содержит аргументированную критику одной из предлагаемых методик расчета, основанной на использовании скоростей нитрификации и денитрификации, взятых по данным объектов-аналогов, и применяемых без учета доли бактерий-нитрификаторов в общей биомассе активного ила. Предлагается, в ситуациях, когда использование специальных программных продуктов, основанных на моделях семейства ASM, невозможно или нецелесообразно, применять методику расчета, основанную на возрасте ила как важнейшем факторе, определяющем состав и свойства биомассы. На основе исследований ведущих специалистов показано, что возраст ила определяет качество очищенной воды вне зависимости от содержания загрязнений в поступающей сточной воде. На этом принципе основан расчет сооружений по методике ATV-131 (Германия). Приведены критические замечания к методике ATV-131 и предложены пути ее адаптации к применению в условиях РФ.

Ключевые слова: биологическая очистка сточных вод; методика расчета объема аэротенков; удельная скорость; нитрификация; денитрификация; уравнение Моно.

Биологическая очистка городских сточных вод с удалением азота и фосфора является современным стандартом при строительстве и модернизации очистных сооружений. И, если для удаления фосфора существует выбор между биологическими и реагентными решениями, то биологическое удаление азота в процессе нитри-денитрификации является практически безальтернативным. Эта технология применяется в России в промышленном масштабе уже более 25 лет, однако, до настоящего времени отсутствует определенность с инженерными методиками расчета биологического удаления азота.

Старый СНиП 2.04.03-85 [1], срок действия которого, к сожалению, недопустимо затянулся, был разработан в период, когда удаление азота при очистке городских сточных вод еще не требовалось и вообще не содержал формул

для этого процесса. Тем не менее, в конце 80-х/начале 90-х годов процессы нитри-денитрификации уже внедрялись в практику очистки стоков. Разработка проектов в этот период осуществлялась на основании рекомендаций научно-исследовательских организаций [2].

В актуализированном СНиП – Своде правил 31.13330.2012 [3] содержится целый ряд положений, посвященных биологическому удалению азота и фосфора, в частности:

9.2.7.7 При использовании технологий совместного биологического удаления азота и фосфора объемы анаэробной, аноксидной и аэробной зон (либо периоды с аноксидными и аэробными условиями), а также конфигурацию расположения зон рекомендуется определять при помощи методов математического моделирования.

9.2.7.9 При расчете аэротенков следует определять, как минимум:

для всех типов технологий – время нахождения сточной жидкости в различных технологических зонах и объемы этих зон, расходы технологических рециклов, необходимое количество кислорода и расход воздуха с учетом характеристик используемой аэрационной системы, прирост избыточного активного ила;

для всех технологий, предусматривающих окисление аммонийного азота – аэробный возраст ила (отношение массы сухого вещества ила в аэрируемых зонах к ежесуточной массе сухого вещества выводимого избыточного ила).

В соответствии с положениями федерального закона – технического регламента от 30.12.2009 №384 «О безопасности зданий и сооружений» практически не содержит расчетных формул, оставляя возможность применения альтернативных методик расчета, в том числе, как записано в п. 9.2.7.7 – математических моделей. Выбор того или иного метода расчета определяется проектировщиком под его ответственность.

Такое положение позволяет использовать современные методы расчета, в первую очередь математическое моделирование, программы и модели для которого быстро совершенствуются.

Процесс нитрификации-денитрификации достаточно хорошо описан на уровне математических моделей (семейство Моделей Активного Ила, Activated Sludge Models, ASM1 – ASM3), развиваемых рабочей группой Международной водной Ассоциацией IWA. В основе всех ASM лежат фундаментальные уравнения ферментативной кинетики, т.е зависимости скорости потребления субстрата (в нашем случае – скорости удаления загрязняющего вещества) от концентрации субстрата и ряда констант, характерных для данного процесса и данного типа биомассы. Модели учитывают виды и свойства загрязнений сточных вод, используемых бактериями как субстрата для роста (включая фазовое состояние органических загрязнений и процессы их гидролиза), влияние всех основных условий среды (концентрация растворенного кислорода, pH, щелочность, температура). При расчете модели определяют равновесные концентрации различных функциональных групп биомассы (гетеротрофы, нитрификаторы и др.), формирующиеся в

активном иле. На базе моделей ASM разработан ряд коммерческих программных продуктов (включающих в себя не только расчет сооружений биологической очистки), таких как GPS-X, BioWin, SIMBA, STOAT, «Биосим»).

Наряду с математическими моделями при проектировании сооружений с биологическим удалением азота и фосфора используется ряд более простых методик расчета, которые не относят к математическим моделям и расчетным программам (хотя, строго говоря, такой моделью и программой может именоваться любая расчетная система, запрограммированная даже в Excel), а также, по-прежнему, рекомендации специализированных организаций (в том числе зарубежных).

Из методик расчета сооружений биологической очистки сточных вод с удалением биогенных элементов, используемых в России, не относящихся к математическим моделям, следует выделить:

- упрощенную кинетическую методику (далее – УКМ), разработанную в ОАО «ВНИИ ВОДГЕО» [4] (далее будут даны аргументы, объясняющие это данное нами определение методики);
- методику ATV-DWVK-A 131E, 2000 [4], далее ATV-131. Это одна из наиболее применяемых в Европейских странах методик расчета, разработанная немецким отраслевым инженерным обществом. В России используется в виде неофициальных неавторизованных переводов различного качества.

Эта статья посвящена анализу теоретических и практических основ обеих методик. Она рассчитана на широкого читателя, не погруженного в теорию процессов биологической очистки, но занимающегося проектированием таких сооружений. Поэтому мы постарались в статье обойтись практически без формул, и изложить все максимально простым языком.

УКМ является развитием зарекомендовавшей себя, хорошо проверенной и научно обоснованной методики расчета аэротенков на удаление органических загрязнений (БПК), разработанной специалистами «НИИ ВОДГЕО», содержащейся в СНиП 2.04.03-85, связывающей между собой характеристики исходной и очищенной воды, концентрацию растворенного кислорода, концентрацию активного ила и его прирост [1].

В основе УКМ применительно к процессам нитри- и денитрификации лежит использование величин скоростей этих процессов, которые определяются по формуле (применительно к нитрификации):

$$T_{\text{нитрификации}} = \frac{\text{Количество общего азота, которое необходимо удалить}}{\text{Удельная скорость нитрификации} \times \text{Концентрация беззольного вещества ила}} \quad (1)$$

Значение удельной скорости нитрификации (УСН) предлагается определять по графику, отражающем ее зависимость от концентрации аммонийного азота в очищенной сточной воде (рис. 1), построенному по усредненным показателям ряда очистных сооружений городов РФ [4], либо формуле, соответствующей данному графику. Рассматриваемый график, как видно из рисунка 1, демонстрирует плавное снижение скорости от максимального практического значения 2,2 мг/г беззольного вещества ила (БВ) сразу после концентрации аммонийного азота 2 мг/л. Также предложена соответствующая формула, описывающая график. В этом графике многое вызывает вопросы, к которым мы вернемся ниже.

Вначале рассмотрим, насколько такой параметр, как УСН активным илом, вообще может использоваться при расчете процесса.

Для гетеротрофного активного ила, потребляющего органические загрязнения, удельная скорость окисления, определенная для данного вида сточной воды – объективный параметр

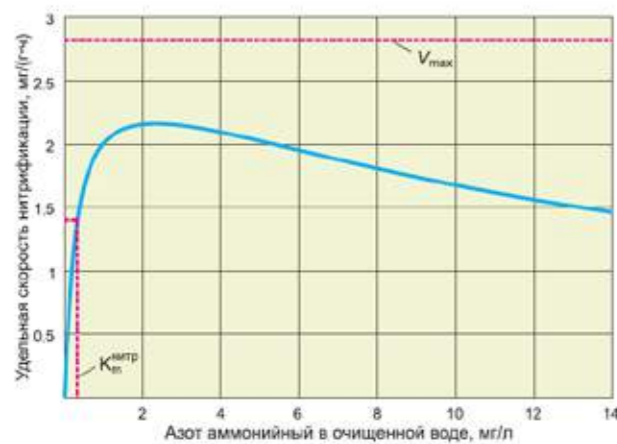


Рисунок 1
Кинетика нитрификации (по [4]).

для расчета. Скорости окисления, используемые в формулах, не являются строго обусловленными ферментативной кинетикой по уравнению Моно, так как расчет базируется на том, что процесс окисления осуществляется единой по функциональному назначению биомассой активного ила, которая окисляет некий единый условный субстрат (характеризуемый в единицах БПК), без учета фазового состояния загрязнений и процессов гидролиза. Тем не менее, такой подход позволял относить зафиксированное снижение концентрации БПК ко всей массе БВ ила, описывать процесс уравнениями ферментативной кинетики и достигать точности расчетов, удовлетворительной для практики в 70-80-х годах.

В современных моделях процесс гидролиза описывается отдельно, что позволяет существенно уточнить расчёт, используя уравнения ферментативной кинетики не только по форме, но и по сути процессов.

В случае процесса нитрификации применительно к городским сточным водам мы имеем дело с другой структурой биомассы активного ила. Большая его часть также представлена бактериями-гетеротрофами, окисляющими органику с использованием как кислорода, так и нитратов. И лишь незначительная часть этого ила является автотрофами-нитрификаторами (рис. 2), не использующими органический углерод загрязняющих веществ, а потребляющих его из неорганического источника – углекислого газа.

Для условий очистки обычной городской сточной воды (концентрация взвешенных веществ 150 мг/л, БПК₅ 150 мг/л, аммонийный азот 35 мг/л) процесс нитрификации потребляет примерно половину кислорода от потребности на окисление органики, но при этом прирост биомассы нитрификаторов составляет в 15-25 раз меньше, чем гетеротрофной части биомассы. Таково же и соотношение биомассы в активном иле, отражающее скорость их прироста при потреблении этих субстратов (рис. 2).

Поскольку микроорганизмы нитрификации составляют только часть биоценоза ила, основные зависимости концентрации аммонийного азота в очищенной воде от скорости нитрификации и дозы ила следует рассматривать с использованием теории роста смешанных культур микроорганизмов. В такой системе концентрации биомассы отдельных видов определяются



Рисунок 2
Распределение состава биомассы ила для типичной городской сточной воды (по данным расчета на модели GPS-X).

так называемыми мощностями трофических ниш, в нашем случае, в первую очередь – количеством используемого субстрата в поступающей воде, и пропорциональны приросту отдельных видов [6-7].

Может ли быть к такому илу применено понятие удельной скорости нитрификации? Да, может и должно. Однако, в первую очередь, для контроля процесса и верификации моделей. Проще всего эту скорость определить в известном респирометрическом тесте, когда отбирается проба иловой смеси и окисление продолжается с точным контролем потребления кислорода, с определением общей скорости окисления и скорости окисления только органических веществ [7]. Разница этих величин, отнесенная к концентрации БВ ила, дает значение УСН. Но только для данных канализационных очистных сооружений (КОС) и в данный момент времени (а для аэротенка-вытеснителя – и в данной точке по длине). Для других КОС, на которые поступает городская сточная вода иного состава, или для этих же КОС, но через значимый промежуток времени, это значение может оказаться существенно иным.

Важно понимать смысл понятия УСН (также как и скоростей других окислительных процессов) для аэротенка-вытеснителя. Очевидно, что, поскольку концентрация аммонийного азота в таком сооружении снижается с 20-25 мг/л в начале до минимальных значений (1-2 мг/л и ниже) на выходе, то понятие УСН для этого сооружения является интегральным по его длине.

С учетом приведенных выше рассуждений очевидно, что доля нитрификаторов в иле зависит, прежде всего, от соотношения БПК/азот (C/N) в поступающей сточной воде. Чем это

соотношение выше (по той или иной причине, например, в результате сбросов промстоков, богатых органикой), тем ниже доля нитрификаторов в иле и тем ниже потенциальная максимальная УСН. Очевидно, что значение УСН для ила, очищающих стоков с БПК₅ 400 мг/л и азотом 40 мг/л будет в два раза ниже, чем для ила, «работающего» на стоке с БПК₅ 200 мг/л и азотом 40 мг/л, потому что в первом случае в грамм БВ ила «поместится» в два раза меньше нитрификаторов.

В качестве еще одного примера рассмотрим две крайние ситуации. При верхнем предельном значении отношения БПК/азот, около 20, содержание азота будет минимально достаточным для прохождения биологической очистки, т.е. процесс гетеротрофного окисления будет поглощать весь азот на прирост биомассы, не оставляя места для процесса нитрификации. В этом случае ил не будет содержать нитрификаторов, т.к. для них не окажется субстрата. Нижнее предельное значение отношения C/N, около нуля, соответствует очистке производственных сточных вод, содержащих только аммонийный азот и почти не содержащих органики. В этом случае сформируется ил, представляющий собой обогащенную культуру бактерий-нитрификаторов.

Низкий прирост автотрофов-нитрификаторов делает возможным следующее важное следствие из сказанного выше: одни и те же аэротенки, работающие с нитрификацией, способны адаптироваться к значительным изменениям входной нагрузки по азоту, как минимум в 2-3 раза. Рассмотрим пример: если в аэротенке, работавший при дозе ила 3 г/л на сточной воде с БПК₅ 200 мг/л и аммонийным азотом 30 мг/л, например в 2 раза, до 60 мг/л, возрастет поступление аммонийного азота, то в первые дни произойдет резкий рост его концентрации на выходе. Однако, при наличии избыточного субстрата будет происходить рост биомассы нитрификаторов с увеличением их доли в иле. Этот процесс переведет биомассу в иное стационарное состояние (по известной закономерности – через период времени не менее трех значений возраста ила), в котором доля нитрификаторов будет выше в два раза, а прирост собственно нитрификаторов увеличится всего на 6 мг/л. Таким образом, величина УСН удвоится, а доза ила в результате этого увеличится всего на 3-5% (в зависимости от содержания взвешенных веществ), например, с 3 до 3,15 г/л.

Или, если поддерживать дозу ила ровно на одном уровне (скорее теоретически, чем практически, т.к. изменение концентрации взвешенных веществ будет существенно ниже ошибки их определения), то возраст ила уменьшится всего на эти же 3-5%. Таким образом, сооружение само, за счет адаптации структуры биомассы к набору субстратов, обеспечит сохранение качества очистки.

Если же аналогичный эксперимент проделать в отношении БПК, увеличивая концентрацию вдвое, то из формулы СНиП 2.04.03-85 вытекает, что для сохранения качества очистки необходимо увеличить дозу ила также вдвое. При этом скорость окисления БПК останется неизменной. Очевидно, что на практике в классической системе аэротенки-отстойники неизменного объема это будет возможно лишь путем резкого увеличения выноса ила, что недопустимо.

Таким вот образом величина УСН может изменяться до 5 раз при почти неизменном качестве очистки в зависимости от состава сточных вод, даже относящихся к одному типу.

Другой пример из практики показывает, что адаптация ила – не единственный фактор, который воздействует на величину УСН для конкретных КОС. Допустим, из двух секций аэротенков, работавших как минимум с нитрификацией, в работе осталась только одна. В результате нагрузка на ил как по БПК, так и по азоту вырастет вдвое. А также, что очень важно, вдвое вырастет нагрузка по взвешенным веществам. Удаление их активным илом никак не подчиняется законам ферментативной кинетики (окисление подчиняется, а удаление из жидкой фазы – нет), поэтому даже в условиях подобной перегрузки ил ухудшит качество очистки по БПК, но сорбирует всю взвесь, поступающую со сточными водами). А, как следует из известной формулы СНиП, для городских сточных вод прирост ила более, чем на 2/3 определяется удалением взвеси. Таким образом, в результате перегрузки резко возрастет скорость фактического прироста ила (выраженная в г/м³ в сутки). Так как для сохранения выноса взвеси в норме необходимо поддерживать дозу ила на заданном уровне, то возраст ила резко снизится. Если это снижение окажется ниже критического возраста для нитрификаторов, то скорость оборота биомассы превысит скорость роста нитрификаторов, в результате чего произойдет вымывание значительной части нитрификаторов

из системы. Т.е. аэротенк перейдет из режима очистки с нитрификацией (полного окисления) в режим полной биологической очистки. Такие ситуации хорошо известны практикам. Нитрификация в таких ситуациях, как правило, полностью не прекращается, но происходит примерно наполовину, давая на выходе 10-15 мг/л аммонийного азота и 10-15 мг/л нитратов (для обычных аэротенков, без денитрификации).

Что же произойдет в такой ситуации с величиной УСН? Она останется почти неизменной, так как уменьшенная вдвое масса ила будет окислять примерно вдвое меньше аммонийного азота. Однако, при этом сооружение будет чрезвычайно далеко от желаемых расчетных параметров.

Таким образом, величина УСН даже при прочих равных условиях может как меняться в зависимости от состава сточных вод, так и демонстрировать нечувствительность к серьезнейшим изменениям в процессе очистки.

Также следует отметить отсутствие в УКМ учета влияния температуры, которая критична для процесса нитрификации и других, не менее важных для этого процесса, факторов – pH и щелочность.

Таким образом, приведенные выше несложные рассуждения и расчеты показывают, что применительно к процессу нитрификации городских сточных вод показатель удельной скорости окисления, который надежно характеризует удаление БПК, оказывается, во-первых, неэффективным при «ручных» методиках расчета, и, во-вторых, недостаточным, так как должен использоваться вместе с определением возраста ила, как важного параметра, обеспечивающего саму возможность глубокой нитрификации.

Означает ли это, что уравнения ферментативной кинетики неприменимы к процессу нитрификации? Конечно, никак не означает, эти уравнения являются универсальными, и в моделях ASM нитрификация описывается с помощью именно этих моделей. Но, в отличие от рассматриваемой УКМ, в ASM как раз рассчитывается и учитывается биомасса именно нитрификаторов, и кинетические уравнения рассчитывают УСН на основе констант процесса, характерных для чистой культуры нитрификаторов. Модель также учитывает все вышепоименованные параметры среды, влияющие

на рост нитрификаторов, и, разумеется, возраст ила. Т.е., проблема упрощенной кинетической методики не в некорректности ее уравнений, а в их неполноте по учету факторов и отнесении их результатов ко всему БВ активного ила, что и объясняет данное ей определение.

Рассмотрим теперь детальнее график, отражающий влияние остаточной концентрации аммонийного азота на УСН, приведенный на рисунке 1.

Весь почти вертикальный участок кривой располагается в диапазоне концентраций аммонийного азота 0,0-0,7 мг/л. Полученные из него величина $K_{т\text{ нитр}}$, равная 0,35 мг/л и значение концентрации аммонийного азота, при котором достигается максимальная скорость нитрификации (1,5 мг/л) не противоречат величинам, используемым в моделях семейства ASM (соответственно, диапазоны 0,3-0,7 мг/л и 1,2-2,8 мг/л). Однако, учитывая, что график на рисунке 1 заявлен как результат обработки данных промышленных установок, возникает вопрос, а можно ли таким путем вообще получить данные такой точности. Ведь, кроме погрешности определения, на концентрацию аммонийного азота на выходе значительно (в рассматриваемом диапазоне!) влияет неравномерность входной нагрузки по азоту. Для того чтобы получить точное значение УСН на промышленных сооружениях, необходимо как минимум отбирать 24 часовых пробы на входе и выходе пропорционально притоку в каждый час, т.е. использовать для этого автоматические пробоотборники, обладающие соответствующей функцией. Авторам, к сожалению, не известно об использовании таких методик пробоотбора на отечественных КОС. Как правило, используется отбор разовых проб в момент времени, удобный работникам лаборатории. Очевидно, что погрешность данных, полученных в результате такого пробоотбора, будет превосходить рассматриваемый диапазон, не превышающий 1 мг/л.

Далее, на графике заметно снижение скорости нитрификации сразу после максимума при увеличении концентрации в очищенной воде свыше 2 мг/л, из чего делается вывод о наличии ингибирования процесса субстратом. Факт ингибирования субстратом при концентрациях, всего лишь в 5 раз превышающих константу полунасыщения, вызывает существенные сомнения. Кинетика нитрификации при ингибировании ионом аммония не используется ни в одной

модели применяемой для очистки городских стоков. Согласно [8], ингибирование нитрификации аммиаком начинается с концентрации азота аммонийного выше 10 г/л, а второй фазы нитрификации при концентрации от 100 мг/ до 1 г/л (в зависимости от pH), причем речь идет о концентрации непосредственно в аэротенке. С этой информацией согласуется собственный опыт авторов по наладке и эксплуатации промышленных очистных сооружений, где концентрации азота на входе достигали 1000 мг.

Однако, возможны более простые и менее дискуссионные объяснения показанного на графике снижения. Необходимо понимать, что все сооружения нитри-денитрификации рассчитаны, по крайней мере, на остаточную концентрацию аммонийного азота 1 мг/л. При этом подавляющее большинство известных авторам таких сооружений недогружено. В таких условиях показанные на графике концентрации аммонийного азота около 2-4 мг/л свидетельствуют о недостаточно удовлетворительном протекании процесса нитрификации, а свыше 4 мг/л – о серьезном срыве или торможении процесса. Причина этого, однако, может лежать совсем не в области кинетических закономерностей. Одной из наиболее простых причин может быть недостаточная подача воздуха в сооружения, по техническим или банальным экономическим причинам (специалистам-практикам известно, что при нынешнем уровне ставок платы за сброс загрязнений дешевле заплатить за сброс аммонийного азота, чем за электроэнергию на его окисление). В результате в том же объеме аэротенков окислится меньше аммонийного азота, а останется больше, т.е. рассчитанная удельная скорость снизится при повышенной концентрации на выходе. Аналогично может влиять и не учитываемая при проведенной обработке (и полученной формулой) температура. Т.е., возможна иная причинно-следственная связь: не потому низкая скорость, что высокая концентрация на выходе, а потому высокая концентрация на выходе, что процесс тормозится недостатком кислорода или иными факторами.

Обратимся теперь к процессу денитрификации, который в рассматриваемой методике также предлагается рассчитывать по формуле, аналогичной (1). Величину удельной скорости денитрификации (УСД) предлагается брать по графику, полученному также в результате обработки ряда производственных данных – рисунок 3 А (по [4]).

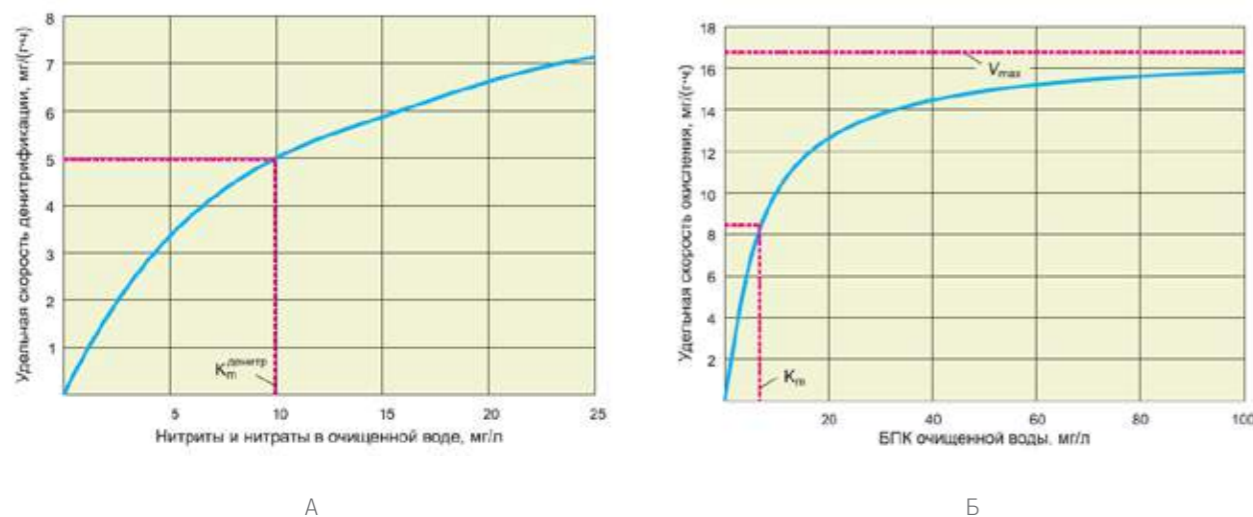


Рисунок 3
А – кинетика денитрификации. Б – кинетика окисления органических загрязнений (приводится по [4]).

До 10 мг/л азота нитратов (надо полагать, именно азота, хотя в подписи рисунка дано «Нитриты и нитраты», но это бы дало очень низкие концентрации азота как минимум в левой половине графика) приведена практически прямая пропорциональная зависимость скорости от итоговой концентрации. Такой вид графика существенно отличается от аналогичного, приведенного для БПК. А ведь процесс денитрификации, как известно, по сути, является тем же окислением БПК, причем теми же микроорганизмами, только не кислородом, а нитратами. Показано, что лимитирующие процесс концентрации азота нитратов находятся в гораздо более низком диапазоне 0,8-2 мг/л ($K_{SNO_3} = 0,2-0,5$ мг/л) [9], чем величина $K_m^{денитр}$, выведенная из графика на рисунке 3 А, равная 10 мг/л. Не ставя под сомнение данные, использованные при построении данного графика, можно, как и для графика на рисунке 1, предложить иное, некинетическое, объяснение его виду. Хорошо известно, что в большинстве промышленных установок процесс денитрификации существенно лимитирован концентрацией органического субстрата, который может быть в нем использован. Это вызвано невысоким соотношением БПК/азот, и/или конфигурацией процесса биологической очистки. Как известно, фактор эффективности использования органического вещества $f_{C/N}$, т.е. такое соотношение C/N , которое обеспечивает необходимую денитрификацию для данного типа сточных вод, сильно зависит от конфигурации процесса [9]. При теоретической ситуации когда

все 100% органического вещества расходуются на денитрификацию, фактор $f_{C/N} = 1$, и его величина снижается по мере роста части органики, окисляемой кислородом в аэробном процессе. Значение $f_{C/N}$ для наиболее часто применяемых конфигураций денитрификации изменяется в диапазоне 0,3-0,6 [9].

Таким образом, на практике кислородом воздуха окисляется 40-70% органического вещества. В ряде ситуаций количество органики, приходящейся на долю денитрификации, является недостаточным. В результате на российских ОСК, практически повсеместно характеризующихся изначально невысоким C/N в поступающих сточных водах, очень мало где достигаются концентрации нитратов ниже 7 мг/л. Так, из 12 современных ОСК, данные по которым приведены в ИТС 10-2105 [10], это достигается лишь на 4-х. По этим же данным только на 2-х крупных ОСК в стране концентрация азота нитратов ниже 4 мг/л.

Таким образом, на глубину денитрификации, кроме кинетических закономерностей (зависимости скорости процесса от остаточной концентрации), весьма существенно влияет внекинетический фактор – обеспеченность процесса органическим субстратом, который для него доступен.

Также важны свойства этого субстрата. Поскольку денитрификация есть процесс окисления органики, то принято подразделять проведение этого процесса на легкоокисляемом

субстрате (растворенные органические вещества), трудноокисляемом (взвешенные вещества), а также эндогенную денитрификацию. Скорости этих процессов, разумеется, отличаются многократно. При переходе к использованию для денитрификации взвешенных веществ скорость процесса обуславливается гидролизом и снижается в 2-2,5 раза, а при переходе на эндогенное дыхание – в 4-6 раз относительно использования растворенных субстратов. Для обсуждаемого вопроса очень важно, что при использовании в качестве субстрата органических веществ ила (т.е. при эндогенном дыхании) необходимое оптимальное соотношение C/N в поступающем стоке примерно в 2 раза ниже, чем при денитрификации на загрязнениях, содержащихся в сточных водах [9]. Благодаря этому возможно достижение глубокой денитрификации в низконагружаемых технологиях глубокого окисления с чередующейся аэрацией. Получаемый в них низкий прирост соответствует развитому эндогенному дыханию и высвобождает органику для денитрификации. Естественно, в таких ситуациях (а они могут формироваться, в том числе, в результате недогрузки аэротенков), УСД будет существенно ниже, при достигаемых малых величинах нитратов. Что мы и видим на обсуждаемом графике (рис. 3 А) [4]. Таким образом, опять можно говорить о нарушенной причинно-следственной связи: не потому низкая УСД, что процесс тормозится низкой концентрацией нитратов, а наоборот: низкая концентрация нитратов в принципе достижима благодаря низкой нагрузке на сооружение, обеспечивающей возможность для, в том числе, эндогенного дыхания, и, разумеется, при низком значении УСД.

Можно сделать вывод, что оперирование понятием УСД в отрыве от соотношения C/N и конфигурации процесса, определяющей $f_{C/N}$, практически лишено смысла. Опять же, расчетные программы на основе моделей ASM учитывают эти факторы и, в результате, получают корректные значения УСД.

В то же время следует согласиться, что результаты расчета по рассматриваемой упрощенной кинетической расчетной модели в ряде случаев могут быть близки к фактическим. Это возможно при относительном совпадении результирующего действия факторов, не учитываемых данной расчетной системой, на совокупности промышленных сооружений, для которых получены коэффициенты этой модели и их фактического результирующего действия на рассчитанном сооружении.

Таким образом, проделанный анализ показал неприменимость упрощенных уравнений ферментативной кинетики и основанных на них моделей (при самом глубоком личном и профессиональном уважении со стороны авторов к специалистам, их предложивших) к процессам нитриденитрификации ввиду недопустимых искажений, вызванных влиянием факторов, которые эти уравнения не учитывают.

Но являются ли сложные расчетные модели (ASM-2 состоит из 21-го основного уравнения) безальтернативными для применения в практике проектирования?

Кроме очевидного факта, что это достаточно сложные (и дорогостоящие) программные продукты, требующие для работы с ними достаточно глубокого понимания сути процессов и структуры этих программ, существует ряд объективных ситуаций, когда их применение малоэффективно. Это определяется тем, что для получения достаточно точных результатов расчетов необходимо верифицировать для местных условий целый ряд коэффициентов, используемых моделями. О практическом значении многих из них говорилось выше, при анализе УМК. Такая задача вполне решаема (хотя и требует довольно дорогостоящих специальных определений, не входящих в программу контроля ОСК) для существующих сооружений с производительностью свыше 20-50 тыс. м³/сутки, однако, с уменьшением масштаба ОСК она становится все сложнее. Кроме того, при строительстве ОСК для новых районов и ряда подобных ситуаций сточная вода вообще недоступна для исследования. Также весьма актуальны предварительные расчеты на различных предпроектных стадиях, экспертизе проектов и др., когда верификация коэффициентов невозможна.

На практике неоднократно доказано, что использование самых совершенных расчетных программ без верификации коэффициентов, с осредненными их значениями, никак не точнее, чем расчет по методике, лишенной вышеперечисленных недостатков. Приведем мнение одного из специалистов, работающего с такой программой: «Но самые критические ошибки возникают из-за несоответствия вводимых кинетических (скоростных) параметров рассмотренных выше биохимических процессов биологической очистки (окисление органических соединений, нитрификация, денитрификация, удаление фосфора)

реальным показателям конкретных сточных вод (или конкретному типу сточных вод). Зачастую значения кинетических констант берутся из заложенной в программу таблицы значений «по умолчанию». В итоге полученные результаты (прежде всего, объемы сооружений) могут отличаться в разы от правильных» [11].

Также известен ряд методик, использующих более или менее эмпирические зависимости. В частности, можно назвать подход, когда взаимосвязь между качеством очистки и влияющим на нее разнообразными факторами выражается полиномиальным уравнением (типа $C = \sum a_i X_i^{n_i}$, где n_i – расчетное выражение на основе значения i -го фактора) [12]. Однако, подход такого рода, в принципе не опирающийся на математическое описание сути процессов, ограниченно применим лишь для прогноза ситуации на конкретных ОСК, для которых выведены данные полиномиальные зависимости, и то при условии, что не начали действовать факторы, которых не было в период наработки данных, которые легли в основу зависимостей.

Известна также методика расчета по нагрузке на ил, которая может использоваться как самостоятельный параметр во взаимосвязи с качеством очищенной воды, или приниматься во взаимосвязи с возрастом ила. Но, в отличие от ее применения к полной биологической очистке, такая методика не достаточно точна для расчетов нитри-денитрификации и рекомендуется только на стадии предварительных расчетов [13].

Существует подход, непосредственно базирующийся на фундаментальных закономерностях (кинетики) процессов, и позволяющий одновременно обеспечить простоту и достаточную точность: расчет на основе возраста ила. Этот параметр, представляющий собой, как известно, отношение массы ила в сооружении к массе ежесуточно выводимого из системы активного ила, не является только техническим (арифметическим) показателем, как иногда считают, но и имеет объективный биологический смысл и фундаментальный характер. Уже десятки лет, как ведущими американскими специалистами того времени в области биологической очистки, Лоуренсом и Мак-Карти, математически показана зависимость основных параметров процесса (остаточная концентрация субстрата, эффективность очистки в %, прирост ила) от его возраста [14]. Лоуренс и Мак-Карти применили

основные зависимости роста культур в хемостатном реакторе к аэротенку с рециркуляцией ила. В результате, используя уравнение Моно и уравнения материального баланса, они разработали систему расчета аэротенков, которая определяет основные параметры расчёта аэротенка как функции возраста ила и ферментативных коэффициентов уравнения Моно. Зависимости остаточной концентрации загрязнений в графическом виде для различных процессов и значений температуры в данной модели показаны на рисунке 4.

Из уравнений Лоуренса – Мак-Карти следуют практически важные выводы:

- остаточная концентрация вещества не зависит от его исходной концентрации (пояснение – см. ниже);
- расчет аэротенка следует производить для процесса и потребляемого субстрата, требующих наибольшего возраста ила;
- не требуется расчет для других процессов/ субстратов, необходимый возраст ила для которых меньше.

Поясним вывод о независимости остаточная концентрация вещества не зависит от его исходной концентрации. Уравнение Моно

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{k_s + S}$$

представляет собой взаимосвязь наблюдаемой скорости роста микроорганизмов и концентрации субстрата в реакторе, так как остальные его члены, (μ_{max} и k_s) – константы. В рассматриваемом случае реактора-смесителя для очистки сточной воды мы имеем взаимосвязь между концентрацией в очищенной воде и скоростью роста микроорганизмов в реакторе. Если мы устанавливаем заданную скорость роста (левая часть уравнения, μ), то должны получить соответствующую концентрацию S . Поскольку возраст ила обратно пропорционален скорости роста $\frac{1}{\theta} = \mu - Kd$, где Kd также константа (характеризует отмирание биомассы), то задав возраст ила θ , мы определим требуемую концентрацию субстрата в очищенной воде. Безусловно, данное правило работает при соблюдении всех остальных требований к росту микроорганизмов. Для процесса нитрификации это – обеспеченность кислородом, достаточность щелочности и т.д.

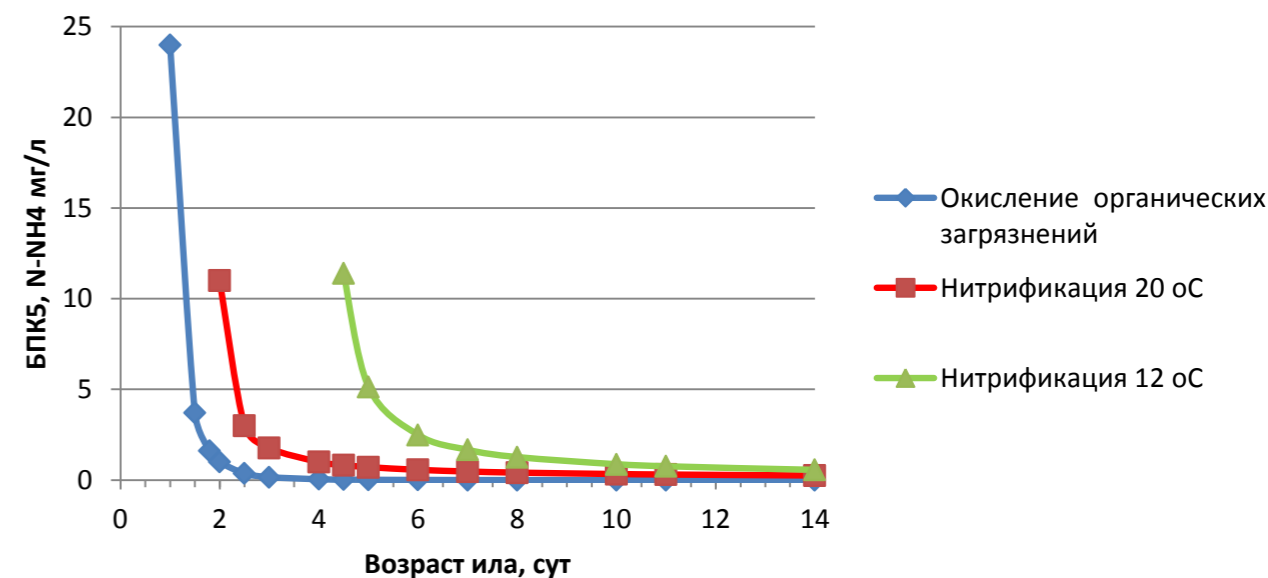


Рисунок 4

Зависимости остаточной концентрации загрязнений от возраста ила для различных процессов.

Система уравнений Лоуренса – Мак-Карти явилась исходной для разработки последующих моделей, где окисление конкретных субстратов определяется ферментативной кинетикой, а возраст ила и удержание соответствующих видов в биоценозе общим приростом ила.

Расчёт прироста ила является важнейшим условием при применении подобных методов. В рассматриваемой УКМ для расчета предлагается формула, аналогичная содержавшейся в СНиП 2.04.03-85, в которой прирост определяется по сумме взвешенных веществ и БПК_{полн}, взятых с соответствующими коэффициентами. Причем определять коэффициенты рекомендуется экспериментально для данной сточной воды, либо аналогичных объектов. Однако, эта традиционная формула, хорошо известная специалистам для классической биологической очистки, к сожалению, недостаточно точна для современных процессов, так как не учитывает возраст ила. Дело в том, что время гидролиза взвешенных веществ, сорбированных илом, определяется временем нахождения ила в системе, т.е. его возрастом. Чем ниже скорость роста (или чем выше возраст ила), тем больше вклад процесса самоокисления ила в общий баланс его образования, и, следовательно, ниже прирост ила. Это обстоятельство также было отражено в расчете по Лоуренсу

Мак-Карти и обязательно учитывается в современных методиках расчета путем использования при расчёте прироста величин возраста ила или нагрузки на ил.

Важный вывод из сказанного для действующих сооружений, подлежащих реконструкции: полученные фактические значения коэффициентов прироста относятся к используемой на них в настоящее время технологиям и поддерживаемому возрасту ила. Даже при неизменном качестве поступающей сточной воды при внедрении современных технологий с удалением биогенных элементов и существенном изменении возраста ила значения этих коэффициентов изменятся. Таким образом, экспериментальное определение коэффициентов прироста возможно только в опытных установках, полностью реализующих проектируемый процесс. Однако, подобные испытания применительно к хорошо отработанным технологиям являются для подавляющего большинства объектов непозволительной роскошью.

Что касается биологического смысла понятия «возраст ила», то именно он (или математически связанная с ним нагрузка на ил) определяет, каким будет видовой состав и трофическая организация (количество уровней в пищевой пирамиде) биоценоза активного

ила и, соответственно, какими свойствами он будет обладать. При очень малых возрастах (1-2 суток) в аэробном иле сможет удержаться только малое количество видов быстрорастущих гетеротрофы, обладающих высокими скоростями роста и сродством к субстрату. Это будут виды, имеющие сравнительно невысокую эффективность потребления органики как субстрата, а также неспособные окислять многие сложные органические вещества, что и определит высокую загрязненность очищенной воды (так называемая неполная биологическая очистка). При более высоких возрастах ила будет возможна полная биологическая очистка, затем и нитрификация. В целом при более высоких возрастах в составе ила получают преимущество медленнорастущие специализированные микроорганизмы, общий пищевой спектр которых будет шире, глубина очистки выше, а скорость окисления – ниже. Причем, с увеличением возраста ила будет возрастать число видов в биоценозе и увеличиваться, с одного до трех, число трофических уровней биоценоза. Безусловно, видовой состав будет также сильно зависеть от конфигурации процесса, прежде всего гидравлической (смеситель или вытеснитель).

Из этих, хорошо известных специалистам закономерностей, вытекает важный вывод: в основе характеристик биоценоза ила лежит его возраст, а все показатели его жизнедеятельности, в том числе константы уравнения Моно, являются производными от него, т.к. они различны для различных видов (и групп) микроорганизмов. Отметим, что это третий (в дополнение к двум, рассмотренным выше) аргумент против использования упрощенной кинетической модели для расчета нитри-денитрификации. Не надо, впрочем, и слишком преувеличивать описанное влияние возраста ила на его характеристики. Внутри каждого из диапазонов возрастов, используемых для решения той или иной технологической задачи (полная биологическая очистка, или нитрификация), ил обладает составом и свойствами, которые с определенной погрешностью, можно считать постоянными.

Хотелось бы обратить внимание, что понятие возраста ила относится не столько к его среднему времени оборота в сооружениях, сколько к среднему времени активной жизнедеятельности этого ила (потреблению субстрата).

Т.е., учитывать пребывание ила во вторичных отстойниках, что иногда можно увидеть в расчетах, некорректно, т.к. ил там практически не потребляет субстрат, а значит, не прирастает. Применительно к аэробному возрасту, определяющему условия для нитрификации, некорректно засчитывать пребывание в регенераторах в полном объеме, так как процессы нитрификации в них в большинстве случаев заканчиваются гораздо раньше.

На основе определения возраста ила построена вышеупомянутая методика ATV-131 [5], которая предназначена для расчёта сооружений по очистке хозяйственно бытовых и близких к ним по составу стоков со средним соотношением БПК₅/ХПК = 0,5.

Наибольшее внимание в методике уделяется аэробному возрасту ила, необходимому для роста нитрификаторов. При этом для определения возраста ила минимальная рекомендуемая температура 12°C. Эта температура характерна как минимальная в зимний период для принятой в Германии общесплавной системы канализования, с совместным отведением городских и ливневых стоков на очистные сооружения. При расчете аэробного возраста ила концентрация азота аммонийного в очищенной воде принимается равной 1 мг/л. Так как концентрация аммонийного азота в очищенной воде принята постоянной, в расчётной формуле отсутствует член уравнения Моно, описывающий зависимость скорости роста от ее значения. Также принято, что диктующим по времени обработки является нитрификация, окисление органических веществ происходит быстрее, чем окисление азота.

Для обеспечения устойчивой нитрификации вводится коэффициент запаса (инженерный фактор) SF . Величина этого фактора увязана с производительностью сооружений и предлагается в диапазоне 1,45-1,8. Также допускается корректировать величину SF по результатам изучения реальных колебаний нагрузки. Уменьшение SF с увеличением производительности станции отражает как уменьшение колебаний нагрузки, так и, в определённой степени, изменение гидродинамики аэротенков. Для крупных станций конструктивно обычно применяются более длинные сооружения с большим количеством коридоров, т.е. гидродинамика сооружений стремится к вытеснителю.

Для определения общего объема аэротенков, обеспечивающих удаление азота и фосфора к объему аэробной зоны, определяемой на основе аэробного возраста ила, добавляется объем денитрификатора и анаэробной зоны. Объем денитрификатора рассчитывается по отношению удаляемого нитратного азота и поступающего БПК₅. Следовательно, соотношение объема аноксидной и аэробной зоны определяется балансом кислорода, возвращаемого при денитрификации и потребляемого в этом процессе на окисление БПК. Таким образом, это соотношение (с учетом того, что удаляемый азот имеет свой эквивалент в БПК, равный количеству используемой в процессе органики) соответствует (при условии одинаковой дозы ила в этих зонах) соотношению объема зоны денитрификации и суммы объемов зон нитри- и денитрификации. При расчете соотношения в методике учтен ряд поправок, в частности, считается, что в условиях денитрификации скорость процесса составляет 75% от аэробных условий и вводится поправка, определяющая потребление кислорода на 1 мг окисляемого БПК₅. Величина этой поправки зависит от возраста ила и температуры.

Количество азота, который необходимо денитрифицировать определяется общим балансом форм азота, для которого используется величина общего азота в поступающей воде. В отечественной практике на большинстве сооружений не определяется общий азот, а также органический азот на выходе. Однако, можно воспользоваться рекомендацией свода правил 31.13330.2012 [3] по коэффициенту пересчета аммонийного азота в общий, а также, по ATV, принять содержание органического азота в очищенной воде, равным 1 мг/л.

Прирост ила в этой модели зависит от соотношения БПК и взвешенных веществ, что отражает разницу в скоростях гидролиза взвеси и самоокисления ила и зависит от возраста ила.

Более детально методика ATV-131, а также ее сравнение с рядом других применяемых в мировой практике методик изложены в работе [13].

Однако, авторы не призывают использовать методику ATV-131 в российских условиях в неизменном виде как минимум по следующим причинам:

- В России до принятия технологических показателей качества очистки сточных вод населенных пунктов на основе ИТС 10-2015 могут предъявляться более жесткие требования по содержанию аммонийного азота (ИТС10-2015 не предусматривает требований жестче, чем 1 мг/л).
- В отечественных условиях предъявлялись и будут предъявляться требования к содержанию нитритов в очищенной воды (хотя ИТС 10-2015 установил их на более мягких уровнях, чем ПДК_{рыбхоз}). Удаление нитритов вообще не учитывается зарубежными требованиями и, соответственно, расчетными системами. По теме нитритов – см. ниже.
- Формула расчета вторичных отстойников из СНиП 2.04.03-85, по нашему мнению, существенно точнее весьма упрощенной формулы ATV-131.

Относительно более глубокого удаления аммонийного азота в СП 31.13330.2012 по предложению авторов данной статьи уже записано требование, что минимальный расчетный аэробный возраст активного ила при необходимости достижения концентраций менее 0,5 мг/л должен составлять не менее 8 суток. Это существенно увеличивает объемы сооружений по сравнению с рассчитанными по ATV-131. Относительно нитритов возможен аналогичный подход, хотя нитрификация как двухстадийный процесс изучена не столь глубоко, как внешне наблюдаемый квазиуединный процесс. По расчетам, выполненным по модели ASM 2d [15], аэробный возраст 8-10 суток обеспечит концентрацию нитритов не более 0,1 мг/л (что авторы считают вполне достаточным результатом), а для достижения ПДК_{рыбхоз} по нитритам (0,02 мг/л) необходимо поддерживать аэробный возраст не менее 13 суток даже при благоприятной температуре и не менее 24 суток для холодных условий. Таким образом, для удаления этих 0,08 мг/л необходимо увеличить объем аэробной зоны аэротенка примерно в 2 раза (!). По нашему мнению, такие значения лишь подтверждают положения ИТС 10-2015 о недопустимости обеспечивать достижение ПДК_{рыбхоз} путем столь значительного завышения стоимости объектов.

Однако, необходимая адаптация методики ATV-131 для российских условий, которой можно и нужно заниматься, не меняет ее

основных принципов и общего вывода об обоснованности расчетных формул, положенных в ее основу.

Выводы

1. Упрощенная кинетическая методика расчета аэротенков с нитри-денитрификацией, основанная на использовании скоростей процессов, не учитывает множество принципиально важных факторов и не должна применяться.

2. Для средних и крупных сооружений рекомендуется выполнять расчеты с использованием современных расчетных программ, привлекая для этого высококвалифицированные специализированные организации, специалисты которых хорошо владеют данными программами.

3. Для «ручного» расчета сооружений более применима немецкая методика, основанная на возрасте ила как главном параметре – ATV-131. Однако, при необходимости достижения более глубокого, чем 1 мг/л, остаточного содержания аммонийного азота, следует вводить поправку к объему аэробной зоны, обеспечивающую аэробный возраст не менее 8 суток.

4. В целом весьма актуальна разработка отечественной методики «ручного» расчета, объединяющая в себе как положения ATV-131, с учетом специфики наших условий и требований, так и результаты научных разработок российских специалистов, прежде всего ГНЦ «НИИ ВОДГЕО». Эту задачу авторы ставят перед собой как весьма актуальную.

Литература:

1. СНиП 2.04.03-85 «Канализация. Наружные сети и сооружения».
2. Загорский В.А., Данилович Д.А., Козлов М.Н., Курятникова И.В., Вандергюхт Л.Е. История и современность отраслевой науки: пример Москвы. Водоснабжение и санитарная техника. 1998. №9.
3. Свод правил СП 32.13330.2012. Канализация. Наружные сети и сооружения / Актуализированная редакция СНиП 2.04.03-85. М. – 2012. – С. 1-92.
4. Швецов В.Н., Морозова К.М. Расчет сооружений биологической очистки сточных вод с удалением биогенных элементов. Водоснабжение и санитарная техника. 2013. №11, С. 42-47.
5. ATV-DVWK-A 131E, 2000.
6. Эпов А.Н., Канунникова М.А. Использование возраста ила и скорости окисления при расчете процесса нитрификации. «Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение», №6, 2015.
7. Эпов А.Н., Николаев В.Н. Интенсификация глубокой очистки сточных вод в аэротенках путем оптимизации возраста ила / Обзорная информация. ИЭЖКХ. – 1989.
8. Эпов А.Н., Канунникова М.А. «Респирометрическое определение кинетических коэффициентов уравнения скорости нитрификации» Водоснабжение и Канализация 4 – 2009.
9. Хенце М. Очистка сточных вод. Биологические и химические процессы / М., Мир. – 2004.
10. ИТС 10-2015 «Очистка сточных вод с использованием централизованных систем водоотведения поселений, городских округов». М., Росстандарт-информ, 2105 http://www.burondt.ru/NDT/NDTDocsDetail.php?UrlId=504&etkstructure_id=1872.
11. Очистка сточных вод от азота и фосфора: оценка корректности предлагаемых технико-коммерческих предложений на строительство (реконструкцию) очистных сооружений Харькина О.В., Харькин С.В. Справочник эколога, №10, 2015.
12. Мишуков Б.Г., Соловьёва Е.А. Удаление азота и фосфора на очистных сооружениях городской канализации. Вода и экология, 2004.
13. Эпов А.Н., Канунникова М.А. Сравнение методик расчета сооружений с биологическим удалением азота и фосфора и применение математического моделирования. Вода и экология 1, 2. 2016.
14. Lawrence A.W. and McCarty P.L. Unified basis for biological treatment design and operation. J. Sanitary Eng. Div. ASCE 757-779(1970).
15. Харькина О.В. Эффективная эксплуатация и расчет сооружений биологической очистки сточных вод, Волгоград, «Панорама», 2015, 433 с.

НОВОСТИ