

Нездойминов В.И., д-р техн. наук*Донбасская национальная академия строительства и архитектуры***ТЕОРЕТИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ МЕТОДА ОДНОИЛОВОЙ НИТРИ-ДЕНИТРИФИКАЦИИ ПРИ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД****Введение**

В настоящее время всестороннее изучение процессов удаления органических загрязнений и соединений азота из сточных вод биоценозом активного ила является одним из самых развивающихся направлений в области совершенствования технологий биологической очистки. Большинство очистных сооружений, в которых очистка осуществляется по традиционной схеме аэротенк-вторичный отстойник, не обеспечивают полное удаление соединений азота из сточных вод. Сброс очищенных сточных вод с повышенным содержанием соединений азота в природные водные объекты приводит к повторному загрязнению воды и ухудшению органолептических показателей. Повышение эффективности биологических процессов очистки сточных вод с одновременной нитрификацией-денитрификацией в присутствии органических загрязнений сдерживается отсутствием кинетической модели, учитывающей развитие в активном иле различных групп гетеротрофных и автотрофных микроорганизмов.

Анализ публикаций, материалов и методов

На сегодняшний день для удаления азота из сточных вод разработано большое количество технологических схем, в которых используются биологические и физико-химические методы очистки. С экономических и экологических соображений наибольшее распространение получили методы биологической очистки сточных вод от органических загрязнений и соединений азота [1 - 3]. Традиционно признано, что биологическое удаление азота из сточных вод включает несколько этапов с культивированием разных групп микроорганизмов. Непременным условием протекания в биологическом реакторе того или иного процесса

азотного изменения связано с развитием в активном иле разнообразных физиологических групп микроорганизмов, которые способны последовательно либо параллельно окислять органические загрязнения и соединения аммония, денитрификации, накопления фосфатов.

При биологическом методе удаления азота используются разнообразные схемы очистки [4 - 6], в которых чередуются зоны с аэробными, анаэробными или анаэробными условиями. Большинство систем имеют в своем составе внешние либо внутренние рециклы между зонами. Для повышения эффективности биореакторов по удалению азота рекомендуется использовать комбинации свободноплавающих и прикрепленных форм микроорганизмов.

Для глубокой очистки сточных вод от органических и биогенных соединений в системах с активным илом широко разработаны следующие методы: пост-денитрификация, рециркуляционный, Bio-Denitro, симультанная денитрификация, реакторы SBR и др. Основные недостатки рассмотренных методов очистки - завышенные объемы денитрификаторов, значительные эксплуатационные затраты на перекачивание больших объемов возвратных вод между сооружениями, установка большого количества контролирующих приборов и т.д.

Совмещение в одном биологическом реакторе процессов нитри-денитрификации в присутствии органических веществ позволяет повысить эффективность очистки, снизить капитальные и эксплуатационные затраты. Наиболее перспективным сооружением для одновременного культивирования биоценоза гетеротрофных и автотрофных микроорганизмов является биореактор, в котором размещена затопленная эрлифтная система аэрации. Достаточно подробное

описание данного сооружения и принцип его работы освещен в работах [12 - 14].

Широкое внедрение этого метода в практику очистки сточных вод сдерживается отсутствием обобщенных теоретических зависимостей сложных процессов развития активного ила с учетом диффузионных ограничений на проникновение кислорода, соединений азота и органического субстрата во внутрь флоккулы ила. Базируясь на известных кинетических моделях развития гетеротрофных и автотрофных микроорганизмов, и учитывая при этом процессы диффузии субстрата и кислорода в жидкой фазе и внутри флоккулы ила, можно обосновано подбирать кислородный режим и объемы зон с различной степенью аэробности.

Цель и постановка задачи исследований

Целью работы является теоретическое обоснование закономерностей роста гетеротрофных и автотрофных микроорганизмов активного ила в аэробных биореакторах при одноиловой нитри-денитрификации в присутствии органических загрязнений.

Для описания биохимических процессов одноиловых систем при окислении органического углерода и нитри-денитрификации используется «Модель Активного Ила № 1» (ASM 1) Международной Водной Ассоциации.

Основной материал

Прирост гетеротрофных микроорганизмов $X_{ГМ}$ в основном формируется от трех разных процессов: аэробного роста, аноксичного роста и распада. Прирост аэробной гетеротрофной биомассы может лимитироваться легкоокисляемым субстратом S_S либо кислородом S_O . Константа полунасыщения гетеротрофов кислородом $K_{O,H}$ зависит от размера флоккул ила и концентрации кислорода. С увеличением размеров флоккул ухудшается диффузия кислорода.

Вклад в общую массу гетеротрофов вносят и денитрифицирующие микроорганизмы, прирост которых зависит от концентрации нитритов и нитратов S_{NO} и коэффициента полунасыщения K_{NO} денитрифицирующих гетеротрофов. Однако, их

прирост меньший, чем у аэробных гетеротрофов, что учитывается понижающим коэффициентом коррекции η_g . Этот понижающий коэффициент учитывает фракцию гетеротрофных бактерий, способных проводить денитрификацию [7, 8].

Распад биомассы приводит к тому, что в биореакторе увеличивается концентрация медленно разлагаемого вещества, которое затем гидролизуется для построения нового клеточного материала с потреблением кислорода (аэробные условия) или нитрата (аноксидные условия). Распад описывается линейным уравнением по биомассе $X_{ГМ}$ с константой распада b_1 . Дифференциальное уравнение аэробного роста гетеротрофов имеет вид [9]:

$$\frac{dX_{ГМ}}{dt} = \mu_{ГМ} \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_{ГМ} + \eta_g \mu_{ГМ} \frac{S_S}{K_S + S} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{ГМ} - b_1 X_{ГМ} \quad (1)$$

где $\mu_{ГМ}$ - максимальная скорость роста гетеротрофных микроорганизмов.

Анализируя уравнение (1) видно, что для одноиловых систем с аэробным и аноксидным ростом кислород оказывает двойное влияние на прирост гетеротрофных микроорганизмов. Если концентрация кислорода $S_O = 0$, то и величина

$\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} = 0$ прирост аэробных гетеротрофных микроорганизмов отсутствует,

зато максимальный прирост получают денитрифицирующие микроорганизмы, использующие связанный кислород нитратов $\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} = 1$. Увеличение концентрации кислорода приводит к снижению прироста денитрифицирующих микроорганизмов, и наоборот, прирост получают аэробные гетеротрофные микроорганизмы. Проанализируем изменения значений

$\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}$ и $\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}$ при различных значениях S_O при условии, что единственным фактором, лимитирующим

прироста денитрифицирующих микроорганизмов, и наоборот, прирост получают аэробные гетеротрофные микроорганизмы. Проанализируем изменения значений

$\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}$ и $\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O}$ при различных значениях S_O при условии, что единственным фактором, лимитирующим

прироста денитрифицирующих микроорганизмов, и наоборот, прирост получают аэробные гетеротрофные микроорганизмы. Проанализируем изменения значений

рост гетеротрофной биомассы, является концентрация кислорода. Величины $\mu_{ГМ}$ и $X_{ГМ}$ условно приняты постоянными. Расчетные зависимости относительной активности роста аэробных гетеротрофных и денитрифицирующих микроорганизмов от концентрации кислорода при $K_{O_2} = 0,2 \text{ гО}_2/\text{м}^3$ приведены на рисунке 1.

Расчетные данные показали, что суммарный вклад $\frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_0}$ и $\frac{S_0}{K_{O_2} + S_0}$ в прирост гетеротрофной биомассы в диапазоне концентраций кислорода от 0,1 до 5 $\text{гО}_2/\text{м}^3$ есть величина постоянная.

Значения этих величин, определяющих прирост микроорганизмов, постоянно перераспределяются в зависимости от изменения концентрации кислорода. Приросту денитрифицирующих микроорганизмов явно преобладают концентрации кислорода в диапазоне 0...1 $\text{мг}/\text{дм}^3$. В зарубежной практике такие условия принято называть условиями кислородного лимитирования [10].

Для культивирования аэробных гетеротрофных микроорганизмов предпочтительней повышенные концентрации кислорода. Таким образом, содержание кислорода в воде по-разному влияет на рост аэробных гетеротрофных и денитрифици-

рующих микроорганизмов. При низких концентрациях кислорода эти два процесса могут идти одновременно. В соответствии с графиком концентрация кислорода 0,29 $\text{мг}/\text{дм}^3$ благоприятна для одновременного роста аэробных гетеротрофных и денитрифицирующих микроорганизмов, хотя скорости обоих процессов уменьшаются в два раза.

Для биореактора с однофазной системой, где культивируются аэробные гетеротрофные и денитрифицирующие микроорганизмы, необходимо обеспечивать непрерывное прохождение биомассы активного ила через аэробные и анаэробные зоны с небольшим временем пребывания в них. Это позволит поддерживать достаточно высокую относительную активность аэробных гетеротрофных и денитрифицирующих микроорганизмов. Учитывая значительную инерционность биологической системы «активный ил» по отношению к растворенному кислороду, то в определенном диапазоне значений кислорода активность этих двух групп микроорганизмов будет достаточно высокой. В соответствии с графиком (рис.1) оптимальный диапазон концентраций растворенного кислорода должен находиться в пределах 0,2...0,4 $\text{мг}/\text{дм}^3$.

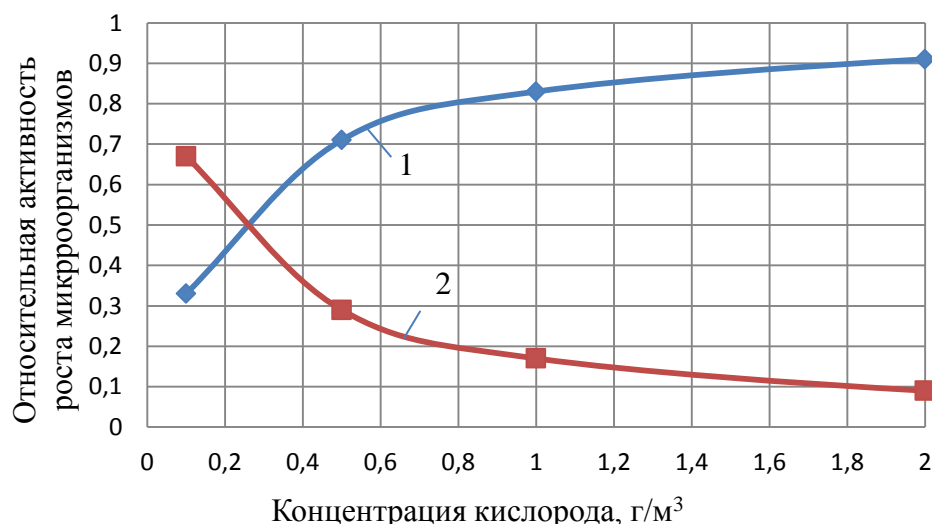


Рис. 1 - Зависимость относительной активности роста микроорганизмов от концентрации кислорода: 1 – аэробные гетеротрофные микроорганизмы; 2 – денитрифицирующие микроорганизмы.

Особенность биологической очистки сточных вод заключается в том, что концентрация органического субстрата, аммонийного азота и кислорода в обрабатываемой сточной воде по ряду причин может меняться в течение нескольких часов. Поэтому, в биологическом реакторе в зависимости от содержания в обрабатываемой воде органического субстрата и окисленных форм азота следует перераспределять объемы аэробных и анаэробных зон, не изменяя габаритные размеры самого сооружения. При этом не следует забывать, что в анаэробных зонах необходимо обеспечивать интенсивное перемешивание объема жидкости и не допускать донных отложения ила.

Из технологических и экономических соображений наиболее предпочтительным сооружением для одноилловых систем с активным илом являются биореакторы с эрлифтной системой аэрации. Изменять соотношения объемов аэробных и анаэробных зон в сооружении можно за счет изменения расхода воздуха, подаваемого в эрлифт. Установка эрлифтной системы наиболее оправдана в сооружениях большого заглубления, имеющих малые размеры в плане и значительную глубину.

Модель ASM 1 не учитывает наличие анаэробных зон внутри флокулы, в которых процесс денитрификации не тормозится при повышенных концентрациях кислорода в жидкой фазе.

Аэробный рост автотрофной биомассы связан непосредственно с нитрификацией и зависит от концентрации аммония S_{NH} и кислорода S_O , а также от распада автотрофных микроорганизмов X_{AOB} с константой b_2 . Частично аммоний используется для синтеза биомассы. Дифференциальное уравнение, описывающее прирост автотрофов при нитрификации для аммонийоокисляющих бактерий (АОБ):

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = \mu_{AOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O1} + S_O} X_{AOB} - b_2 X_{AOB}, \quad (2)$$

для нитритоокисляющих бактерий (НОБ):

$$\frac{dX_{NOB}}{dt} = \mu_{NOB} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_O}{K_{O2} + S_O} X_{NOB} - b_2 X_{NOB} \quad (3)$$

У этих групп нитрифицирующих микроорганизмов различное сродство к кислороду, которое оценивается константой полунасыщения O_2 . Значение K_{O1} для АОБ равно $0,3 \text{ мг/дм}^3$, а K_{O2} для НОБ равно $1,2 \text{ мг/дм}^3$ [11]. Это означает, что при одной и той же концентрации кислорода прирост АОБ в четыре раза превышает прирост НОБ. Исследованиями установлено [10], что малые концентрации кислорода благоприятствуют росту аммонийоокисляющих бактерий и частично ингибируют рост нитритоокисляющих бактерий.

Уравнения 1-3 справедливы при условии, когда все ферменты бактериальной клетки активны и берут участие в образовании фермент-субстратного комплекса и не учитывают наличие анаэробных зон внутри флокул, где процесс денитрификации не тормозится при повышенных концентрациях кислорода в жидкой фазе. Учитывая, что транспорт органического вещества, кислорода, аммония и нитратов во флокулу ила происходит за счет диффузии, то по соотношению их концентраций и коэффициентов диффузии определяется глубина проникновения какого-либо компонента во флокулу. Скорость процесса определяется субстратом, который будет проникать в биофлокулу на меньшую глубину.

Для автотрофных и гетеротрофных микроорганизмов их прирост зависит от проникновения в биофлокулу ила кислорода и органического субстрата; если кислород проникает глубже, нежели органический субстрат, то прирост нитрифицирующих микроорганизмов не тормозится. Следовательно, биохимические процессы окисления органических загрязнений и аммония протекают параллельно.

Выводы

Исходя из вышесказанного, можно сделать следующие выводы:

- приведено теоретическое обоснование метода одноиловой нитри-денитрификации с учетом кинетических закономерностей культивирования гетеротрофных и автотрофных групп микроорганизмов при очистке городских сточных вод. Закономерности роста микроорганизмов активного ила определяют скорости изъятия органических загрязнений и соединений минерального азота из сточных вод.

- рекомендуется для аналитического описания процессов одноиловых систем использовать Модель Активного Ила №1» (ASM1), которая учитывает особенности роста аэробных гетеротрофных, нитрифицирующих, денитрифицирующих микроорганизмов.

- расчетным путем показано, что для одновременного роста аэробных гетеротрофных и денитрифицирующих микроорганизмов концентрацию кислорода нужно поддерживать 0,2...0,4 мг/дм³, хотя при этом скорости обоих процессов уменьшаются в два раза.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

1. Загорский В.А., Данилович Д.А. и др. Опыт промышленного внедрения технологий биологического удаления азота и фосфора. // *Водоснабжение и санитарная техника*. -2002. - № 12. – С. 21-27.
2. Свердликов А.И., Щербина Г.П. и др. Исследование процессов нитрификации-денитрификации и удаления фосфора в реакторах с псевдооживленным активным илом. Сборник докладов Международного конгресса «ЭТЭВК-2005», Ялта, 24-27 мая, с. 315-322.
3. Ковальчук В.А. Високопродуктивні біоокислювачі в системах очистки стічних вод підприємств м'ясної та молочної промисловості. *Науковий вісник будівництва*, № 60 ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2010. - С 247-251.
4. Gerardi M. *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process* / Michael H. Gerardi. Wiley-Interscience. 2002. – 193 p.

5. Василенко О.А., Полищук О.В. Анализ схем биологической очистки стічних вод від сполук азоту та фосфору в аеротенках. // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. – К.: КНУБА. – 2005. – Вип. 4. – с. 74-83.
6. Харькина О.В. Исследование работы аэротенков нитри-денитрификации с повышенными дозами активного ила. // *Водоснабжение и санитарная техника*. № 10, ч 1 2010, – С. 42-47.
7. Henze M., Gujer W., Mino T. *Activated sludge model no. 2*. IAWQ Scientific and Technical Report no. 1995 3, IAWQ, London.
8. Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. *Очистка сточных вод*. – М.: Мир, 2004. – 526 с.
9. Gujer, W., Henze, M., Mino, T., van Loosdrecht, M., 1999. *Activated sludge model No. 3*. *Water Science and Technology* 39 (1), 183–193.
10. Wang J., Yang N. *Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions*. *Process Biochem.*, 39(10), 2004, P. - 121-128
11. Painter H. *Microbial transformations of inorganic nitrogen*. *Prog. Wat. Technol.*, 8, 1877, P. – 3-29.
12. Нездойминов В.И., Бескровная М.В., Белоусов В.В. Математическая модель циркуляционных потоков жидкости в шахтных аэротенках с пневматической аэрацией. // *Науковий журнал "Математичне моделювання"*. – Днепропетровськ: ДДТУ, 2007. - №1 (16). С.109-112.
13. Нездойминов В.И., Рожков В.С. Определение параметров газожидкостной смеси в затопленных эрлифтных системах. Определение параметров газожидкостной смеси в затопленных эрлифтных системах. *Науковий вісник будівництва ХДТУБА*. – Харків: ХОТВ АБУ, 2008. - №49. - С.131-136.
14. Нездойминов В.И. Особенности одновременного удаления соединений азота и органических загрязнений из сточных вод активным илом. Сб. научных трудов института строительства и архитектуры МГСУ. - М.: МГСУ, 2008. - С.96-98.