

**МИНИСТЕРСТВО ТРАНСПОРТА И КОММУНИКАЦИЙ  
РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ**

**УЧРЕЖДЕНИЕ ОБРАЗОВАНИЯ  
«БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ТРАНСПОРТА»**

**Кафедра экологии и энергоэффективности в техносфере**

**О. К. НОВИКОВА**

# **ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ**

**Учебно-методическое пособие**

**Гомель 2019**

МИНИСТЕРСТВО ТРАНСПОРТА И КОММУНИКАЦИЙ  
РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ  
УЧРЕЖДЕНИЕ ОБРАЗОВАНИЯ  
«БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ТРАНСПОРТА»

Кафедра экологии и энергоэффективности в техносфере

О. К. НОВИКОВА

# ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

*Одобрено учебно-методической комиссией строительного факультета  
в качестве методического пособия по курсу «Технология очистки  
сточных вод» для студентов специальности 1-70 04 03  
«Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов»*

Гомель 2019

УДК 628.1/2 (075.8)  
ББК 38.761.1  
Н73

Рецензент – зав. кафедрой «Экология» канд. биол. наук, доцент  
*О. В. Ковалева* (ГГУ им. Ф. Скорины)

**Новикова, О. К.**

Н73 Очистка сточных вод от биогенных элементов : учеб.-метод. пособие /  
О. К. Новикова ; М-во трансп. и коммуникаций Респ. Беларусь, Белорус.  
гос. ун-т трансп. – Гомель : БелГУТ, 2019. – 55 с.  
ISBN 978-985-554-845-5

Приведены современные методы очистки городских сточных вод от биогенных элементов. Рассмотрена методика расчета сооружений.

Предназначено для студентов дневной формы обучения специальности 1-70 04 03 «Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов», изучающих дисциплины «Технология очистки сточных вод», «Реконструкция систем водоснабжения и водоотведения»

**УДК 628.1/2 (075.8)**  
**ББК 38.761.1**

**ISBN 978-985-554-845-5**

© Новикова О. К., 2019  
© Оформление. БелГУТ, 2019

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ .....	4
1 БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОСТАВЕ СТОЧНЫХ ВОД.....	6
1.1 Влияние биогенных элементов в составе сточных вод на состояние водных объектов.....	6
1.2 Нормирование качества сточных вод, отводимых в водные объекты ....	11
2 ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ .....	14
2.1 Удаление соединений азота .....	14
2.2 Удаление соединений фосфора .....	17
3 БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ .....	21
3.1 Биологическое удаление соединений азота.....	21
3.2 Биологическое удаление фосфора.....	32
3.3 Технологические схемы совместного удаления азота и фосфора .....	37
3.4 Расчет сооружений .....	43
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ .....	54

## ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время более 50 % крупных очистных сооружений в Беларуси не работает или не обеспечивает необходимое качество очистки сточных вод. В то же время интенсивное развитие промышленности, улучшение степени благоустроенности городов и поселков и их быстрый рост привели к снижению эффективности очистки воды, в том числе и от биогенных элементов (соединений азота и фосфора). Это свидетельствует о том, что технологии и сооружения, внедренные в 60–70-х годах XX столетия, не справляются с современной антропогенной нагрузкой.

Важной составляющей комплекса мер по снижению антропогенной нагрузки на водные объекты является развитие технического регулирования в области очистки сточных вод [6].

В системе защиты окружающей среды от загрязнения очистка сточных вод является одним из основополагающих компонентов. В настоящее время в данной области наметились новые тенденции и подходы, направленные на решение проблем, существование которых ранее не принималось во внимание. В соответствии с современными воззрениями основной причиной ухудшения качества вод поверхностных источников является эвтрофикация – процесс роста биологической растительности, который происходит вследствие нарушения баланса питательных веществ. Он сопровождается чрезмерным развитием водорослей, особенно зеленых, сине-зелёных и диатомовых, преобладанием нежелательных видов планктона, нарушением жизнедеятельности рыб. Продукты метаболизма водорослей придают воде неприятный запах, могут вызывать кожные аллергические реакции и желудочно-кишечные заболевания у людей и животных. При разложении водоросли выделяют в воду полипептиды, аммиак и промежуточные продукты белкового распада. Бурное развитие технологий и технических средств ликвидации биогенного загрязнения базируется на использовании современного высокотехнологичного оборудования, а также систем автоматического контроля и управления. Замедления и даже обратимости процесса эвтрофикации принципиально можно достичь путем прекращения доступа в водоемы биогенных элементов.

Удаление биогенных элементов требуется также при создании оборотных и замкнутых систем водоснабжения промышленных предприятий, использующих биологически очищенные городские сточные воды. Наличие соединений фосфора и азота вызывает биологическое обрастание трубопроводов, коллекторов и другого канализационного оборудования, а присут-

ствии аммонийного азота, нитритов и нитратов приводит к развитию коррозионных процессов.

Традиционная биологическая очистка не обеспечивает достаточной глубины удаления биогенных элементов. При механической очистке содержание азота и фосфора снижается на 8–10 %, а при биологической – на 35–50 % [13].

Глубокое удаление азота и фосфора из городских сточных вод становится неотъемлемой задачей на уже существующих сооружениях канализаций, поэтому сейчас во многих странах разрабатываются методы по удалению биогенных элементов на уже используемых сооружениях. Реконструкция таких сооружений, в частности аэротенков, выгодна и в экономическом плане, т. к. стоимость доочистки 1 м<sup>3</sup> сточных вод на дополнительных сооружениях очистки в 1,5–2 раза выше, чем сама очистка, а удельные затраты на удаление массы загрязнений возрастают в 20–50 раз. Поэтому первым шагом к выполнению программы по удалению биогенных элементов из стоков является реконструкция аэротенков с оборудованием необходимых сооружений.

Осуществление реконструкции и технического перевооружения сооружений по очистке производственных и городских сточных вод – одна из наиболее сложных инженерных задач, направленная на улучшение экологической обстановки в различных регионах Беларуси и охрану водоемов от загрязнения и истощения.

# 1 БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОСТАВЕ СТОЧНЫХ ВОД

## 1.1 Влияние биогенных элементов в составе сточных вод на состояние водных объектов

Биогенные элементы – элементы, постоянно входящие в состав организмов и выполняющие определенные биологические функции. Важнейшими биогенными элементами являются *кислород, углерод, водород, азот, фосфор, сера, кальций, калий, натрий, хлор*.

В практике очистки сточных вод выделяют два основных биогенных элемента: азот (N) и фосфор (P).

**Азот** содержится в сточных водах в виде органических и неорганических соединений. В городских сточных водах главную часть *органических азотных соединений* составляют вещества белковой природы – фекалии и пищевые отходы. *Неорганические соединения азота* представлены *азотом аммонийным* ( $\text{NH}_4$ ), *азотом нитритов* ( $\text{NO}_2^-$ ), *азотом нитратов* ( $\text{NO}_3^-$ ).

Аммонийный азот образуется при гидролизе мочи и в процессе аммонификации белковых соединений. В неочищенных городских сточных водах концентрация аммонийного азота может составлять 8,8–70 мг/дм<sup>3</sup>, нитритов – 0,08–0,6 мг/дм<sup>3</sup>, нитратов – 0,6–3 мг/дм<sup>3</sup>.

Экологическая опасность неорганических соединений азота чрезвычайно отличается: наиболее токсичными являются нитриты, наиболее безопасными – нитраты, среднее положение занимает аммоний. Концентрация различных форм азота в сточных водах не постоянна, она изменяется как в сетях водоотведения, так и на различных этапах очистки. Трансформация азотсодержащих соединений начинается уже в процессе транспортировки сточных вод на городские очистные сооружения. В частности, органические соединения карбамида (мочевина), в результате микробной деструкции, распадается с образованием аммоний-иона (процесс аммонификации). Концентрация азота нитритов и нитратов в транспортируемых стоках снижается за счет спонтанной денитрификации.

В настоящее время в сточных водах контролируются: азот аммонийный, азот нитритов, азот нитратов и азот общий.

В природе свободный **фосфор** не найден, он почти всегда встречается в полностью окисленном состоянии – в виде фосфатов. Под термином «общий фосфор» понимают все виды фосфатов, содержащиеся в воде – растворимые и нерастворимые, неорганические (фосфаты, полифосфаты) и органические соединения фосфора (нуклеиновые кислоты, фосфолипиды) [18].

В сточных водах фосфор может присутствовать в разных состояниях: *в растворенном, коллоидном и взвешенном*. В нерастворимом состоянии фос-

фор в основном находится на взвешенных частицах в виде труднорастворимых фосфатов (например, многообразные соединения кальция и фосфора, как правило, малорастворимые) и белковых органических веществ. Нерастворимый фосфор, прочно связанный с другими соединениями, которые присутствуют в сточных водах, абсолютно инертен для биологического процесса очистки и, поступая в водоем в виде устойчивых минералов, подобных ортофосфату кальция, не обогащает его фосфором, а захороняется в донных осадках.

В поступающих на очистку сточных водах находится в составе органических соединений (органический фосфор), полифосфатов ( $P_2O_5$ ) и ортофосфатов ( $PO_4$ ). Фосфаты и полифосфаты гидролизуются в результате биологической очистки в ортофосфаты, а органический фосфор частично переходит в ортофосфаты, частично усваивается активным илом, а частично остается в очищенных водах. Взвешенные формы соединений фосфора частично осаждаются в первичный отстойниках, а частично сорбируются на активном иле [5].

В биологических процессах как на сооружениях биологической очистки, так и в водоемах, принимающих сточные воды, участвуют растворимые биологически усваиваемые формы фосфатов. Минеральный фосфор в растворенном состоянии – это ортофосфорная кислота и ее анионы. Органический фосфор в бытовых сточных водах – это, в основном, метаболиты человека; полифосфаты органические – это нуклеиновые кислоты; нуклеопротеиды – продукты жизнедеятельности гидробионтов и человека.

Растворимый фосфор является основным лимитирующим веществом для развития водорослевого цветения в водоеме, в большей степени воздействующим на процесс эвтрофирования. Поэтому удаление растворимых соединений фосфора из сточных вод перед сбросом их в водоемы является необходимым условием для профилактики цветения водоемов. Установлено, что достаточно удалить из сточных вод один из основных биогенных элементов (азот или фосфор) и цветение в водоеме, куда сбрасываются эти сточные воды, не развивается. С учетом затрат на реализуемую технологию удаления эвтрофирующих веществ лучше удалять соединения азота, но при промышленном загрязнении сточных вод соединениями фосфора их удаление должно быть обязательно предусмотрено.

В результате биологической очистки из сточных вод в большей степени изымается легкоокисляемая микроорганизмами растворенная форма ортофосфатов. В обычных условиях в результате биологической очистки удаляется не более 50 % фосфорных соединений (при условии умеренной нитрификации в аэротенках). При этом отношение минерального фосфора к общему в поступающих на очистку водах составляет от 30 до 60 % и значительно возрастает в биологически очищенных водах до 70–90 %.

В канализацию с бытовыми сточными водами поступают минеральные и органические соединения фосфора, причем до 50–70 % в них составляют

ортофосфаты, до 15 % – нерастворимый фосфор на взвешенных частицах, большая часть которого улавливается в первичных отстойниках [9].

Фосфор входит в состав фосфатов, которые:

- используются в составе моющих средств и стиральных порошков;
- применяются в пищевой промышленности и в процессах водоподготовки;
- входят в состав сельскохозяйственных удобрений;
- применяются для обработки воды бойлеров и котлов;
- добавляются к теплоносителю для уменьшения отложений на поверхностях теплообмена.

Биогенные элементы, попадая вводу водоемов, являются причиной развития в них водорослей, которые вызывают эвтрофикацию. Эвтрофикация может быть результатом как *естественного старения водоема*, так и *антропогенных воздействий*.

Чтобы глубже понять проблему эвтрофикации, необходимо различать две жизненные формы водных растений: бентосную и фитопланктонную.

*Бентосные растения* развиваются, прикрепившись или укоренившись на дне водоема. Они выживают в бедной биогенными элементами воде, так как получают необходимые элементы, например азот и фосфор, из донных отложений, но нуждаются в проникновении сквозь толщу воды достаточного для фотосинтеза количества света. Глубина, при которой происходит фотосинтез, называется *эвтрофической зоной* и может достигать 30 м в очень чистой воде. Если вода становится мутной, эта зона уменьшается до 2,5 см.

*Фитопланктон* состоит из множества видов водорослей, представляющих собой отдельные клетки, их скопления или нити, которые держатся вблизи поверхности воды или прямо на ней. Мутная вода мало влияет на развитие водорослей, а высокая численность планктона сама по себе является важнейшей причиной ее помутнения. Фитопланктон не связан с дном, поэтому необходимые для жизнедеятельности биогенные элементы он должен получить из воды. Следовательно, концентрация биогенных элементов в воде влияет на соотношение между планктоном и бентосной растительностью.

Бентосные растения не только обеспечивают пищу и убежище водным особям, но и поддерживают высокое содержание растворенного кислорода на глубине, так как, выделяясь в процессе фотосинтеза, кислород попадает непосредственно в воду. В условиях эрозии и выщелачивания водоем постепенно заполняется наносами и обогащается биогенными элементами, что способствует развитию планктона, а значит, помутнению воды, исчезновению бентосной растительности, невозможности проведения процесса фотосинтеза, уменьшению концентрации растворенного кислорода в воде. Таким образом, создаются условия для эвтрофикации водоемов.

Под **эвтрофикацией** водоемов понимают повышение уровня первичной продукции водоемов благодаря увеличению в них концентрации биогенных элементов, главным образом азота и фосфора. Повышение до определенного уровня первичной продукции создает основу развития более богатой кормовой базы рыб и других гидробионтов, способствует увеличению их численности, а в связи с этим – ухудшению качества воды за счет ее «цветения», уменьшения прозрачности и содержания в ней кислорода.

*Антропогенное эвтрофирование* вызвано сбросом биогенных веществ со сточными водами, в том числе и поверхностными (дождевыми и талыми), и отличается от естественного высокой скоростью процесса. Биогенные элементы, попадая в воду, вызывают загрязнение воды и усиленное развитие фитопланктона, приводящее к тому, что вода начинает «цвести».

Под «*цветением*» воды понимают интенсивное развитие водорослей, в результате чего микроскопические организмы из-за своей массовости становятся видимыми и придают воде различную окраску (рисунки 1.1, 1.2).



Рисунок 1.1 – Загрязнение Балтийского моря  
(<http://www.prestobalticsea.eu>)



Рисунок 1.2 – «Цветение» цианобактерий в Балтийском море  
(<http://www.prestobalticsea.eu>)

Например, сине-зеленые водоросли (характерные для умеренного и теплого климата) образуют токсичные вещества, качество воды ухудшается, появляются посторонние запахи и неприятный вкус. В периоды отмирания большой массы микро- или макрорастительности происходит еще более резкое ухудшение качества воды: снижается содержание растворенного кислорода, появляются неприятные запахи. Это явление (изменение качества воды в результате нарушения естественного хода биологических процессов) получило название *вторичного (биологического) загрязнения*.

Под влиянием эвтрофирования и загрязнения водоемов значительно изменяются их биологические показатели, увеличивается видовое разнообразие, повышается численность и биомасса нефотосинтезирующих микроорганизмов (бактерий, грибов), а видовой состав водорослей и высших водных растений при росте их численности и биомассы уменьшается. В клетках гидробионтов накапливаются металлы, нефтепродукты и другие опасные соединения. Фауна водоемов изменяется качественно и количественно, многие виды зооорганизмов вымирают; сокращается численность и биомасса рыбы, в том числе ценной; ухудшается санитарно-эпидемиологическая ситуация при усиленном размножении паразитирующих организмов, патогенной микрофлоры вирусов; усиливаются заболевания гидробионтов, птиц, водных животных.

К основным причинам «цветения» воды относятся резкое сокращение скорости течения воды, перемешивания и, как следствие, образование застойных зон. На интенсивность развития водорослей большое влияние оказывает температура воды. Пересыщение водоемов питательными веществами (азотом, фосфором, органическими соединениями) представляет собой третью причину интенсификации роста водорослей. Сине-зеленые водоросли чрезвычайно стойки, на любую экологическую катастрофу они откликаются первыми, изменяя характер своего развития и приспосабливаясь к новым условиям. Комплекс всех этих причин и вызывает «цветение» воды.

Естественное старение водоема тоже является эвтрофикацией – составной частью естественного процесса, называемого сукцессией. За несколько тысяч лет водоем может измениться естественным путем и превратиться из олиготрофного в эвтрофный или, иначе говоря, «состариться». Однако антропогенная деятельность приводит к аналогичным последствиям всего за несколько десятилетий. Поэтому принято говорить об антропогенной эвтрофикации, противопоставляя ее естественной.

Эвтрофикация – хороший пример того, что не все негативные проблемы современности связаны с промышленным выбросом «ядовитых» соединений. Так, в рассматриваемом случае частой причиной старения водоема является поступление в природную экосистему таких «безвредных» веществ, как частицы почвы и питательные вещества, т. е. изменение любого экологического фактора, может нарушить равновесие в экосистеме.

Одним из наиболее экономически эффективных и быстрых способов решения проблемы эвтрофикации является усовершенствование удаления азота и фосфора на городских очистных сооружениях.

## **1.2 Нормирование качества сточных вод, отводимых в водные объекты**

Порядок установления, утверждения и пересмотра нормативов допустимых сбросов химических и иных веществ в составе сточных вод, отводимых в водные объекты определяется инструкцией «О порядке установления нормативов допустимых сбросов химических и иных веществ в составе сточных вод», утвержденной постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь № 16 от 26 мая 2017 г. [14].

Нормативы (временные нормативы) сбросов устанавливаются на каждом выпуске сточных вод для загрязняющих веществ, включенных в перечень нормируемых загрязняющих веществ в составе сточных вод, согласно [14, приложение Б].

Временные нормативы сбросов устанавливаются на период проведения реконструкции, модернизации, капитального ремонта очистных сооружений сточных вод, а также пусконаладочных работ или выхода их на проектную мощность.

При осуществлении сброса загрязняющих веществ в составе хозяйственно-бытовых, городских сточных вод, удаляемых в процессе биологической очистки, допустимая концентрация устанавливается в зависимости от эквивалента населения или массы органических веществ в составе сточных вод, поступающих на очистку, выраженных по показателю БПК<sub>5</sub>, и при этом не должна превышать значений, приведенных в таблице 1.1.

По остальным показателям, включенным в перечень нормируемых загрязняющих веществ в составе сточных вод, но не приведенных в таблице 1.1, допустимая концентрация устанавливается:

– для *водоемов* – исходя из значений показателей качества (за исключением температуры) и концентраций химических и иных веществ в его фоновых створах;

– *водотоков* – с учетом его ассимилирующей способности, а также расходов воды в водотоке и сбрасываемых в него сточных вод в створе размещения выпуска сточных вод.

Методика расчета приводится в ТКП 17.06.08–2018 [2].

**Эквивалент населения** – условное число жителей, определяющее концентрацию загрязняющих веществ в составе сточных вод, рассчитываемое как соотношение произведения среднесуточного расхода сточных вод, поступающих на очистку, и концентрации загрязняющих веществ, выражен-

ных по показателю биохимического потребления кислорода в течение пяти суток (БПК<sub>5</sub>), к массе органических веществ, выраженных по показателю БПК<sub>5</sub>, вносимых одним человеком в сутки:

$$N_{\text{эвб}} = \frac{Q_{\text{расч}} C_{\text{общ}}^{\text{БПК}_5}}{a}, \quad (1.1)$$

где  $Q_{\text{расч}}$  – суммарный среднесуточный расход производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод, м<sup>3</sup>/сут;

$C_{\text{общ}}^{\text{БПК}_5}$  – концентрация загрязняющих веществ в сточных водах, оцениваемых по БПК<sub>5</sub>, г/м<sup>3</sup>;

$a$  – количество загрязняющих веществ, оцениваемых по БПК<sub>5</sub>, вносимых одним человеком в сточные воды, г/чел·сут; принимается по [3, таблица 10.1].

Масса органических веществ в составе сточных вод, кг/сут, поступающих на очистные сооружения, определяется по формуле

$$M_{\text{БПК}_5} = \frac{Q_{\text{расч}} C_{\text{общ}}^{\text{БПК}_5}}{1000}. \quad (1.2)$$

**Таблица 1.1 – Допустимые значения показателей и концентраций загрязняющих веществ в составе хозяйственно-бытовых, городских сточных вод, удаляемых в процессе биологической очистки [14]**

Эквивалент населения, чел (масса органических веществ в составе сточных вод, поступающих на очистные сооружения, кг/сут)	Концентрация загрязняющих веществ			Значение показателей		
	фосфор общий, мг/дм <sup>3</sup>	азот общий*, мг/дм <sup>3</sup>	аммоний-ион, мгN/дм <sup>3</sup>	взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	ХПК, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>
До 500 (до 30)	–	–	25	30	25	125
501–2000 (30–120)	–	–	20	25	25	120
2001–10 000 (120–600)	4,5	25	15	25	20	100
10 001–100 000 (600–6000)	3,0	20	15	20	20	80
Более 100 000 (более 6000)	2,0	20	10	20	15	70
* Сумма концентраций азота по Кьельдалю, нитрат-иона (в пересчете на азот) и нитрит-иона (в пересчете на азот)						

Если допустимые значения показателей и концентраций загрязняющих веществ в составе сточных вод, удаляемых в процессе биологической

очистки (см. таблицу 1.1), превышают значения, которые определены утвержденной в установленном порядке проектной документацией, то в качестве допустимой концентрации принимается проектное значение [14].

Степень удаления загрязняющих веществ в процессе очистки сточных вод, определяемая при проектировании очистных сооружений сточных вод, должна соответствовать допустимым значениям показателей и концентраций загрязняющих веществ в составе сточных вод, приведенным согласно таблице 1.1, с коэффициентом **0,85** [14].

ХЕЛКОМ (Хельсинская комиссия по защите Балтийского моря) на выпуске очистных сооружений хозяйственно-бытовых и близких к ним по составу сточных вод рекомендует допустимые концентрации, приведенные в таблице 1.2.

**Таблица 1.2 – Допустимые значения концентраций загрязняющих веществ в составе хозяйственно-бытовых, городских сточных вод, удаляемых в процессе биологической очистки**

Эквивалент населения, чел	Показатель					
	БПК <sub>5</sub>		Азот общий		Фосфор общий	
	рекомендуемая эффективность снижения, %	допустимая концентрация, мг/дм <sup>3</sup>	рекомендуемая эффективность снижения, %	допустимая концентрация, мг/дм <sup>3</sup>	рекомендуемая эффективность снижения, %	допустимая концентрация, мг/дм <sup>3</sup>
300–2000	80	25	30	35	70	2,0
2000–10 000	80	15	30	25	80	1,0
10 000–100 000	80	15	30	15	90	0,5
Более 100 000	80	15	30	10	90	0,5

Одним из наиболее экономически эффективных и быстрых способов решения проблемы эвтрофикации является усовершенствование удаления азота и фосфора на городских очистных сооружениях.

Для очистки сточных вод от биологических элементов могут применяться *физико-химические, химические, биологические и комбинированные методы.*

## 2 ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

### 2.1 Удаление соединений азота

Решение проблемы удаления соединений азота из сточных вод с применением физико-химических методов началось с 60–70-х гг. XX в. В то время не было необходимости осуществлять очистку сточных вод от соединений азота до современных показателей (см. таблицу 1.1), но для некоторых, особенно производственных сточных вод, применение физико-химических методов очистки было наиболее приемлемым.

В настоящее время физико-химические методы удаления соединений азота из сточных вод в основном применяются на стадии доочистки сточных вод. За рубежом такие методы разрабатываются и применяются более интенсивно.

**Метод хлорирования активным хлором** основан на химической реакции, которая происходит при добавлении хлора к воде. В этом случае образуются хлорноватистая и соляная кислоты. Аммиак реагирует с хлорноватистой кислотой, образуя хлорамины. Добавление активного хлора превращает хлорамины в закись азота – нерастворимый газ, который улетучивается в атмосферу.

Одним из методов физико-химического удаления азота из сточных вод является хлорирование до точки перегиба. Весовые отношения хлора к азоту аммонийному, требуемые для хлорирования сточных вод до точки перегиба, колеблются от 8:1 до 10:1; меньшее значение применимо для сточных вод, прошедших обширную предварительную обработку. Хлорирование до точки перегиба при  $\text{pH} = 6,5 \dots 7,5$  может дать 95%-ное удаление аммиака, а при первоначальных концентрациях азота аммиака 8–15 мг/дм<sup>3</sup> содержание остаточных треххлористых азотистых соединений никогда не превышает 0,5 мг/дм<sup>3</sup>. Недостаток метода состоит в том, что почти весь вводимый хлор восстанавливается в ионы хлорида, что приводит к повышению концентрации растворенных солей в очищенной сточной воде. Однако данная проблема может решаться пропуском обработанной хлором сточной воды через колонны, наполненные активированным углем.

**Обратный осмос.** Применение полупроницаемых мембран, в частности целлюлозно-ацетатных, позволяет достигать эффекта очистки от азотсодержащих соединений до 98,5 %. Но процесс, основанный на свободном пропуске молекул растворителя при фильтровании сквозь мембрану и задержке молекул или ионов растворенных веществ, требует тщательной предвари-

тельной очистки и умягчения воды. Также установлено, что ион аммония эффективно задерживается ацетат-целлюлозными мембранами в кислой среде.

**Озонирование.** Применение озонирования является целесообразным лишь в случаях перехода аммонийного азота в нитратную форму. Аммиак полностью окисляется в нитрат, в результате устраняется расход кислорода на окисление азота в отходах. В сточных водах протекает реакция первого порядка относительно концентрации аммиака, и скорость протекания реакции повышается, если уровень pH увеличивается (превышает диапазон 7–9) и с ростом парциального давления озона. Причем эффективного удаления аммиака можно достичь только при поддержании щелочной среды.

**Метод отдувки аммиака.** Аммиак можно отдуть из раствора воздухом при pH = 11. После обработки известью (для осаждения фосфора) сточная вода насосами перекачивается в верхнюю часть охладительной башни распределяется по загрузке колонны. Нагнетаемый воздух пропускается через загрузку для извлечения аммиака из капель воды. Простота этого процесса делает его наиболее дешевым методом денитрификации в тех случаях, когда для удаления фосфора проводится предварительная обработка сточной воды известью. С помощью воздушной отдувки можно добиться 95%-ного удаления аммиачного азота.

К недостаткам метода относятся следующее:

- на загрузке башен образуются отложения карбоната кальция, которые необходимо часто удалять промывкой кислотами или с помощью механической очистки;
- зимой в башне образуется лед;
- аммиак характеризуется повышенной растворимостью при низких температурах, что снижает эффективность его удаления и может привести к необходимости подогрева башен в зимнее время;
- нитратный азот, образующийся в процессе биологической очистки, не поддается воздушной отдувке.

**Ионный метод** применяется, когда требуется обеспечить постоянно очень низкую концентрацию азота в воде после очистки. Эффективность процесса ионного обмена не зависит от температуры сточных вод, поступающих на очистку.

Для обеспечения экономичности процесса денитрификации, проводимого путем ионного обмена, необходимы материалы, обладающие высокой избирательной способностью по отношению к неорганическому азоту. Одним из таких материалов является клиноптилолит – естественный неорганический цеолитовый материал.

Предварительная обработка, предшествующая катионному обмену, заключается в осветлении методом химической коагуляции и фильтровании, доведении значения pH до 6,5, чтобы превратить аммиак в ион аммония, так

как свободный аммиак не адсорбируется и не вступает в ионообменные реакции с клиноптилолитом.

Применение метода ограничивается содержанием на неподвижном слое сорбента:

- взвешенных веществ до 10 мг/л;
- сульфид-ионов – 8–10 мг/л.

Отработанный обменный материал можно регенерировать с помощью:

- известкового раствора, который затем подвергается отдувке воздухом с выделением аммиака в атмосферу;
- раствора серной кислоты (10%-ного) в результате чего получается ценный продукт – сульфат аммония.

Цеолиты целесообразно использовать для доочистки сточных вод при концентрации аммиака в них не выше 100–150 мг/л.

В Японии разработан комбинированный трех стадийный метод очистки сточных вод с использованием цеолитов. На первой стадии процесса в сточную воду добавляют цеолит с целью удаления ионов тяжелых металлов, известь (150 мг/л по CaO) и избыточный активный ил для удаления соединений фосфора и взвешенных веществ. После отстаивания (вторая стадия) осветленная сточная жидкость направляется на биологическую очистку, а образовавшийся осадок обезвоживается, сжигается и удаляется. На третьей стадии процесса в биологически очищенную сточную воду вновь добавляют клиноптилолит в дозах, обеспечивающих значительное снижение концентрации аммонийного азота. Для получения более высокого качества воды по всем показателям рекомендуется после третьей стадии процесса сточную воду направлять на адсорбционную ступень очистки и обеззараживание. Регенерация цеолита осуществляется термическим путем.

Проведенные в АзНИИ водных проблем исследования по изучению высокоадсорбционного природного цеолита клиноптилолита – как фильтрующего материала для очистки природных и сточных вод, содержащих аммонийный азот, показали довольно высокую степень его извлечения. Высокий эффект (94–97 %) извлечения аммонийных азотов из водных растворов достигается в загрузке из дробленого клиноптилолита ( $d_{\text{экв}} = 0,5$  мм). Для регенерации отработанного клиноптилолита используется суспензия извести, дающая гидроксильные ионы, которые сдвигают равновесие между аммиаком и ионами аммония в сторону образования щелочного аммиачного раствора, аналогичного тому, который имеется в процессе отгонки аммиака. Отработанный раствор пропускают через отгонную колонну для отгонки аммиака, после чего регенерирующий раствор можно повторно использовать.

Для очистки сточных вод от соединений азота могут также применяться синтетические цеолиты: NaA, NaX, NaY, NaM, NaP (цеолит типа филлипсита). Для доочистки сточных вод использовалась фракция 0,25–0,5 мм. Такие

частицы имеют достаточно высокую механическую прочность, устойчивы в водных растворах солей и выдерживают изменение  $\text{pH} = 4\text{--}9$ . Санкт-Петербургским технологическим институтом предлагается в качестве сорбента использовать ионообменное волокно, полученное на основе полиакрилонитрила.

В качестве сорбента для удаления аммонийного азота из сточных вод может быть применен также коксовый шлак и гидротермически кристаллизованные угольные золы различных типов.

**Электрохимический метод** основан на электролизе морской воды, в результате которого выделяющаяся гидроокись магния вступает в реакцию с содержащимися в сточных водах ионами фосфора и аммиаком с образованием нерастворимой комплексной соли. Одновременно из-за выделения на аноде  $\text{Cl}_2$  происходит обеззараживание сточных вод и частичное окисление органических загрязнений. В качестве электродов для данного метода используются пластинчатый графит (анод) и нержавеющая сталь (катод).

Наиболее эффективная и стабильная очистка с удалением 80–85 % аммонийного азота и до 90 % ортофосфатов достигается при добавлении в обрабатываемую сточную воду 20 % морской воды. При напряжении 7 В расход электроэнергии составляет 200 А/ч на 1 м<sup>3</sup> обрабатываемой воды. Образующийся осадок содержит 1,1–2 г общего азота и 0,67–0,97 г общего фосфора на 100 г сухого вещества, что определяет целесообразность использования его в качестве удобрения.

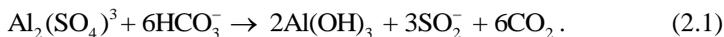
## 2.2 Удаление соединений фосфора

Существует большое разнообразие методов удаления фосфора химическим и физико-химическим способами.

В настоящее время применяется и продолжает изучаться химический метод удаления фосфора из сточных вод. Широкое распространение на практике этот метод получил на станциях малой и средней производительности.

При химической очистке сточных вод ионы реагента взаимодействуют с растворимыми солями ортофосфорной кислоты, вследствие чего происходит образование мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата. В то же время химический реагент вступает в реакцию со щелочами, содержащимися в воде, образуя осадок из крупных хлопьев. Этот осадок вызывает коагуляцию мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата и взвешенных веществ, а также адсорбирует некоторую часть органических соединений, содержащих фосфор, далее этот осадок выводится из системы. В качестве реагентов используют соли двух и трёхвалентных металлов. В практике очистки сточных вод нашло широкое распространение применение таких коагулянтов, как *соли алюминия и железа, известь*. При добавлении к сточным

водам сернокислого алюминия в присутствии щелочей идёт следующая реакция



Далее, в присутствии фосфатов, имеет место реакция



Эти две реакции конкурируют за ионы алюминия, которые даёт добавление сернокислого алюминия. Хлопья осадка гидроокиси алюминия адсорбируют фосфат алюминия и коллоидные частицы твёрдых примесей, способствуя тем самым удалению фосфора путём осветления сточной воды.

Другим источником ионов алюминия является алюминат натрия  $\text{NaAlO}_2$ . Это вещество обычно является плохим коагулянтом в мягкой воде, но гораздо лучшим коагулянтом в жёстких водах.

В качестве реагента для удаления соединений фосфора из сточных вод возможно использование водопроводного осадка, образующегося при коагулировании сернокислым алюминием высокоцветных, маломутных вод.

При использовании в качестве коагулянта солей трёхвалентного железа протекает реакция



При применении железного купороса двухвалентное железо окисляется до трёхвалентного:



Частицы осадка  $\text{FePO}_4$  имеют коллоидные размеры, и поэтому необходимо добавлять избыток ионов железа, достаточный для образования гидроокиси железа. Осадок гидроокиси железа захватывает частицы  $\text{FePO}_4$  и другие твёрдые частицы, содержащиеся в сточных водах, и действует как адсорбент для других фосфорсодержащих соединений.

Хлопьевидный осадок гидроокиси железа осаждается с трудом, и часто для получения прозрачной осветлённой надильовой воды необходимо использовать органический полимер.

В качестве реагента для дефосфотации могут применяться также рудничные воды, которые содержат соли 2-валентного железа. Этот метод обеспечивает стабильное качество очистки отфосфора и может быть реализован на действующих очистных сооружениях без их остановки, так как он достаточно прост в эксплуатации.

При использовании в качестве коагулянта извести протекают следующие реакции:



Известь взаимодействует с ионами бикарбоната, содержащимися в сточных водах, с образованием карбоната кальция и, кроме того, реагирует с фосфатами. Ортофосфат осаждается ионами кальция, образуя оксиапатит, полифосфаты удаляются путём адсорбции на образовавшихся ранее частицах оксиапатита. С увеличением pH растворимость оксиапатита быстро уменьшается, а эффективность удаления фосфора улучшается. Практически весь ортофосфат осаждается при pH выше 9,5. При pH менее 9,5 фосфор адсорбируется на карбонате кальция.

При применении извести, приводящей к значительному росту показателя pH, биологический процесс ингибируется, следовательно, постоянная подача извести на ступени очистки, предшествующие биологической, неприемлема, а обработка уже биологически очищенных сточных вод усложняется тем, что такая технология должна заканчиваться рекарбонизацией.

Физико-химические методы очистки сточных вод от фосфатов находят свое применение, чаще всего на стадии доочистки сточных вод.

**Адсорбция** заключается в поглощении фосфора поверхностью сорбента. Сорбент может быть приготовлен:

- из гранулированной окиси алюминия;
- активированных оксидов 3-й и 4-й групп металлов периодической системы элементов, нанесённых на волокнистый материал.

Высокой адсорбционной способностью по отношению к примесям соединений фосфора обладает доломит (изъятие фосфора – более 95 %).

**Метод удаления фосфатов в магнитном поле.** Фосфаты связываются реагентом в нерастворимые соединения, после чего вводится магнитный материал и под воздействием магнитного поля выделяется фосфатсодержащий осадок.

В качестве осаждающего агента может быть использована известь, соли железа или алюминия, а в качестве магнитного материала – порошок тонко измельчённого  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ .

**Метод электрокоагуляционно-флотационной очистки** обеспечивает полное удаление фосфора из сточной воды. Возможно использование как алюминиевых, так и железных (стальных) электродов. Применение метода ограничено периодичностью замены сработанных электродов и дефицитностью листового алюминия.

**Метод кристаллизации** основан на выращивании кристаллов фосфатов в сточных водах на центрах кристаллизации, которые затем выводятся из системы. Кристаллизация осуществляется на фильтрах или во взвешенном слое. В качестве затравочного материала могут быть использованы минера-

лы, содержащие фосфат кальция, костяной уголь, шлак доменных печей и др. Фосфор связывается с ионами кальция и осаждается в виде труднорастворимого оксиапатита.

Существует метод *Phosnix*, суть которого заключается в одновременном удалении азота и фосфора при химическом взаимодействии ионов магния с фосфатами в аммиачной среде с образованием нерастворимой кристаллической двойной соли фосфата магния – аммония  $MgNH_4PO_4 \times H_2O$ :



Образовавшийся в процессе кристаллизации осадок имеет малую влажность. Эффективность изъятия фосфатов составляет 80–90 %.

Применения химического способа стараются избегать из-за высокой стоимости реагентов и вторичных загрязнений, образующихся после применения коагулянта.

Физико-химические методы не находят широкого практического применения в связи с высокими затратами, необходимыми на осуществление процессов, и сложностью эксплуатации. Применение сорбционных материалов требует тщательной предварительной подготовки очищаемой сточной жидкости, так как наличие в сточной воде взвешенных веществ и других загрязняющих веществ уменьшает сорбционную ёмкость материалов, что, в свою очередь, усложняет процесс очистки.

## 3 БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

### 3.1 Биологическое удаление соединений азота

Биологическая очистка от соединений азота основана на процессах нитрификации и денитрификации.

Процессы **нитрификации** протекают в *две стадии*:

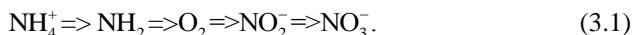
– окисление аммиака ( $\text{NH}_4^+$ ) до нитритов ( $\text{NO}_2^-$ ) – осуществляется бактериями группы *NITROSO-*: *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira* и *Nitrosovibrio*;

– окисления азотистой кислоты (нитриты) до азотной (нитраты). Нитрификаторы второй стадии относятся к родам *NITRO-*: *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis*, *Nitrobacter*.

Нитрифицирующие бактерии (нитрификаторы) являются автотрофами, которым углерод необходим в неорганической форме (углекислота, карбонаты, бикарбонаты). Они характеризуются низким приростом из-за невысокого коэффициента энергии процесса окисления аммонийного и нитратного азота.

Низкий прирост нитрификаторов является главной проблемой для процесса нитрификации в сооружениях биологической очистки сточных вод, работающих по классической схеме биологической очистки.

Процессы нитрификации проходят при наличии в системе растворенного кислорода:



Реакции связаны с энергетическими процессами окисления аммиака и синтеза клеточного вещества.

*На процессы нитрификации оказывают влияние следующие факторы:*

- концентрация субстрата;
- температура;
- концентрация растворённого кислорода;
- рН и токсичные компоненты.

Концентрации нитрита ( $\text{NO}_2^-$ ) и нитрата ( $\text{NO}_3^-$ ) оказывают влияние на максимальную скорость роста *Nitrosomonas* и *Nitrobacter* и соответственно на эффективность процессов нитрификации.

Для оптимизации процесса нитрификации рекомендуется принимать значение рН = 7,2...8,5, минимальную концентрацию растворённого кислорода – 2 мг/ дм<sup>3</sup> [9].

По сравнению с другими видами бактерий нитрификаторы не так чувствительны к токсичным компонентам, но тяжёлые металлы (Cu, Ni, Cr, Zn, Co) и некоторые органические соединения (сернистые, анилиновые, фенольные и цианиды) могут оказывать ингибирующее влияние на процессы нитрификации.

Эффективная нитрификация – не всегда благоприятный процесс и может приводить к ухудшению качества очищенных сточных вод на сооружениях биологической очистки, обеспечивающих глубокую нитрификацию, в результате денитрификации во вторичных отстойниках по причине разрывания хлопьев ила газообразным азотом, всплывания на поверхность отстойника и выноса с очищенной водой. Смена температурного режима в летний период усугубляет это явление. Возникает парадоксальная ситуация, при которой чем выше степень очистки и глубже идут процессы нитрификации, тем больше опасность загрязнения водоемов в результате избыточного выноса ила из вторичных отстойников по причине денитрификации [7].

Падение удельных нагрузок на ил (количество органических загрязнений, выраженное показателем БПК, приходящееся на грамм сухого вещества ила) позволяет повысить эффективность очистки, усилить нитрификацию и провоцирует развитие денитрификации.

**Денитрификация** – процесс восстановления азота с помощью денитрификаторов в процессе дыхания в анаэробных условиях.

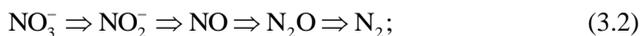
Денитрифицирующие бактерии являются гетеротрофными микроорганизмами и представляют группу факультативных анаэробов, которые используют органические вещества как источник углерода. Они могут расти и развиваться как в аэробных, так и в анаэробных условиях. Однако денитрификация интенсивней проходит при ограниченном доступе кислорода.

Денитрифицирующие бактерии обладают двумя источниками энергии. Все они могут вести окисление органических веществ кислородом воздуха, а при отсутствии кислорода могут также вести окисление веществ при сопряженном восстановлении нитратов с образованием  $N_2$ .

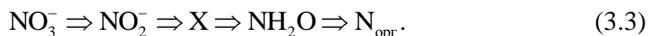
Способностью осуществлять денитрификацию обладают разные роды бактерий сточной воды: *Achromobater*, *Aerobater*, *Alkaligenes*, *Balicus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* и др.

При денитрификации происходит восстановление окисленных форм азота ( $NO_3^-$ ). При этом реакции денитрификации могут идти двумя путями:

– диссимилиация нитратов (или нитратное дыхание), т. е. восстановление нитрата до нитрита с получением в качестве конечного продукта газообразного азота:



– ассимиляция нитрата, при которой азот не уходит из воды, а остается в ней в виде органических соединений:



*На скорость денитрификации оказывают влияние следующие факторы:*

- наличие субстрата (источник углерода);
- температура;
- концентрация растворённого кислорода;
- pH.

Растворённый кислород ингибирует процессы денитрификации.

Оптимальное значение pH для процесса нитрификации – 7–9. Низкое значение (pH < 7) оказывает влияние на конечные продукты процесса денитрификации. Когда pH уменьшается, увеличивается количество окиси азота, особенно N<sub>2</sub>O.

Процесс одновременной нитрификации-денитрификации постоянно присутствует на всех сооружениях, обеспечивающих глубокую нитрификацию, поскольку всегда имеются анаэробные зоны на разных участках биологической очистки. На сооружениях биологической очистки сам по себе процесс денитрификации положительный, поскольку позволяет освободить воду от окисленных форм азота, однако при обычной схеме очистки денитрификация происходит в основном во вторичных отстойниках (особенно часто – в летний период) и сопровождается значительным выносом хлопьев активного ила. Этому способствует образующийся в иловой массе на дне вторичных отстойников газообразный азот. Кроме того, свободный азот образуется внутри хлопьев, разрывает их, измельчает, и вынос взвешенных веществ еще более усугубляется, так как рваные хлопья плохо флокулируют и коагулируют во вторичных отстойниках.

Денитрификация может наблюдаться во вторичных отстойниках очистного комплекса, который не предназначен для обеспечения глубокой нитрификации. Такой комплекс работает при низком возрасте ила (2–5 сут) в летний период при температуре воды выше 25 °С. В этом случае при контроле процесса денитрификации необходимо измерять температуру воды во вторичных отстойниках, так как после 12 часов дня малоподвижная толща воды в них может значительно прогреваться [11].

Сточные воды обладают одновременно как нитрификационным, так и денитрификационным потенциалом и могут при хорошей способности к нитрификации не обладать склонностью к денитрификации, и наоборот. Это связано с тем, что нитрификация и денитрификация требуют противоположных окислительных или восстановительных условий. Примеры различного состава сточных вод на очистных сооружениях по значениям нитрификационного и денитрификационного потенциала представлены в таблице 3.1.

Анализ потенциала сточных вод к нитрификации или денитрификации проводится на стадии проектирования, реконструкции очистных сооруже-

ний или при разработке мероприятий по повышению эффективности процессов удаления азотсодержащих соединений. Такой анализ позволяет выбрать оптимальное решение для интенсификации процессов удаления соединений азота с учетом качества конкретных сточных вод и их склонности к нитрификации или денитрификации.

**Таблица 3.1 – Значения нитрификационного и денитрификационного потенциала сточных вод различного состава [18]**

Отношение БПК <sub>5</sub> к азоту общему в сточных водах, поступающих на биологическую очистку	Потенциал	
	нитрификационный (норма от 0,5 до 6,5)	денитрификационный (норма не менее 3,5 до 8,0)
90,0 / 25,1 = 3,58	Хороший	Удовлетворительный
110,0 / 22,0 = 5,0	Оптимальный	Оптимальный
116,0 / 18,7 = 6,2	Удовлетворительный	Хороший
118,0 / 23,0 = 5,1	Оптимальный	Оптимальный
160,0 / 22,4 = 7,4	Плохой	Отличный

*Например*, отношение БПК<sub>5</sub> к общему азоту в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, составляет 7,4. Это значение как нитрификационный потенциал слишком высокое, так как оптимальная величина находится в интервале от 0,5 до 6,5. Следовательно, для обеспечения эффективной нитрификации при очистке данных сточных вод необходимо предусмотреть повышенный период аэрации, большой возраст активного ила, эффективные конструкции первичных отстойников (для снижения нагрузки на активный ил) и вторичных отстойников (для поддержания максимальной концентрации ила в аэротенках) и т. п.

Значение 7,4 как денитрификационный потенциал отличное, так как для успешной денитрификации чем больше величина отношения БПК<sub>5</sub> к общему азоту, тем лучше. Для обеспечения денитрификации при очистке этих сточных вод потребуются простое перемешивание сточных вод мешалками и добавками небольшого количества осветленных сточных вод в денитрификатор.

При низких значениях денитрификационного потенциала необходимо предусмотреть мероприятия по интенсификации процесса денитрификации: добавки в денитрификатор восстановителей или ацидофикацию сырого осадка; в аэротенках обязательную изоляцию аноксидных и анаэробных зон.

Для удаления соединений азота в системах биологической очистки с активным илом предусматривается *нитрификация* с окислением аммонийных форм азота в аэробных условиях и *денитрификация* в аноксидных условиях с преобразованием азота нитратов в молекулярный азот.

Для обеспечения денитрификации необходимо предусматривать рециркуляцию в зоны с аноксидными условиями иловой смеси и (или) возвратно-

го ила, которые содержат нитраты, полученные в аэробных зонах, либо периодическое чередование аэробных и анаэробных условий.

Сооружения биологической очистки с активным илом, предназначенные для очистки сточных вод с денитрификацией и удалением загрязняющих веществ, которые подвержены биохимическому разложению, и соединений азота, включают отдельные технологические емкости или зоны, где создаются аэробные и анаэробные условия. При этом в аэробных условиях производится нитрификация, а в анаэробных условиях – денитрификация. Нитрификация преимущественно осуществляется после предварительной деструкции веществ, подверженных биохимическому разложению.

Процессы нитрификации и денитрификации могут осуществляться одновременно в одном сооружении или разделяться за счет использования разных технологических емкостей, или разделяться с обработкой сточных вод в одних и тех же емкостных сооружениях, но с чередованием фаз обработки по времени.

Процесс деструкции органических веществ, оцениваемых по БПК<sub>5</sub>, производится преимущественно в аэробных условиях.

*Доза и возраст ила* в технологических сооружениях определяются технологическими и технико-экономическими расчетами с учетом способа разделения иловой смеси. При разделении иловой смеси отстаиванием доза ила принимается по таблице 10.7 [3].

*Для проведения процесса нитрификации необходимо поддерживать:*

- концентрацию кислорода – не ниже 2,0 мг/дм<sup>3</sup>;
- рН среды – в пределах от 7,5 до 8,3;
- нагрузку на ил по органическим загрязнениям – от 0,02 до 0,15 кгБПК<sub>5</sub>/(кг·сут);
- нагрузку на ил по азоту – от 0,02 до 0,05 кгN/(кг·сут).

Выбор технологической схемы удаления соединений азота необходимо производить с учетом:

- требований к содержанию соединений азота, в том числе в аммонийной и нитратной форме в очищенной воде;
- требований к удалению других биогенных загрязняющих веществ;
- технологии обработки осадка сточных вод;
- технико-экономических требований.

Типичные схемы биологической очистки сточных вод с денитрификацией приведены на рисунках 3.1–3.7.

**Последующая денитрификация.** Сточная вода подается из нитрификатора после завершения процесса окисления аммонийных соединений в денитрификатор. После денитрификатора производится отведение иловой смеси отстойник, разделение ила от очищенной воды и рециркуляция возвратного активного ила в нитрификатор. Вследствие относительно низких значений БПК<sub>5</sub> сточной воды после завершения процессов нитрификации

скорость денитрификации ограничена из-за дефицита доступного органического субстрата. Поэтому для получения глубокой степени удаления азота требуются большие объемы технологических емкостей или дозирования субстрата в поток иловой смеси перед его поступлением в денитрификатор.

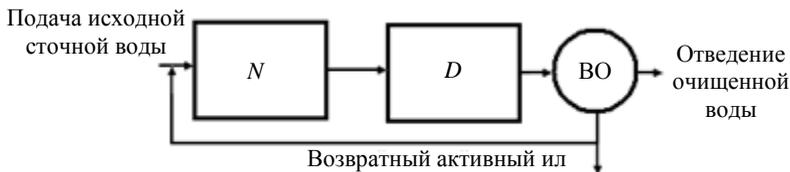


Рисунок 3.1 – Схема последующей денитрификации:  
 D – денитрификатор; N – нитрификатор; ВО – вторичный отстойник

Если денитрификатор устанавливается на последней стадии очистки, то после него предусматривается *постаэратор* с продолжительностью пребывания сточной жидкости от 30 минут до часа для отдувки азота ( $N_2$ ), который, попав во вторичный отстойник, затруднит осаждение активного ила. Отдувка производится воздухом с удельным расходом  $0,5 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$  [3].

В постаэраторе одновременно с отдувкой азота происходит частичное доокисление органических веществ, поступивших из денитрификатора в случае передозировки питательного субстрата.

При **предварительной денитрификации** (см. рисунок 3.2) подача исходной сточной воды и возвратного активного ила осуществляется в денитрификатор. Для обеспечения подачи нитрата из нитрификатора в денитрификатор предусматривается рециркуляция иловой смеси в указанном направлении. Степень рециркуляции иловой смеси с учетом расхода возвратного активного ила определяется в зависимости от степени удаления нитрата.

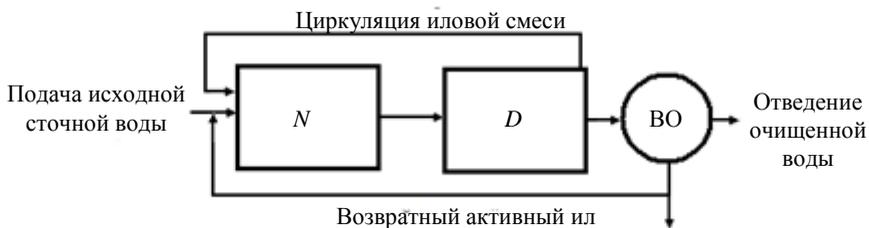


Рисунок 3.2 – Схема предварительной денитрификации:  
 D – денитрификатор; N – нитрификатор; ВО – вторичный отстойник

Для снижения выноса кислорода при рециркуляции иловой смеси в денитрификатор и предотвращения ингибирования реакций удаления азота при предварительной денитрификации без применения дополнительной об-

работки рециркулирующей иловой смеси содержание кислорода в нитрификаторе не должно превышать 2 мг/л [3].

Значение коэффициента внутренней рециркуляции иловой смеси необходимо принимать минимальным, обеспечивающим достижение требуемой степени денитрификации, во избежание увеличения выноса растворенного кислорода и снижения расхода электроэнергии на перекачку иловой смеси.

Технологические емкости для денитрификации и нитрификации могут выполняться секционированными. При выполнении денитрификатора в виде секций емкостей для повышения гибкости схемы очистки один или два последних отсека по направлению движения потока очищаемой сточной воды необходимо оснащать как устройствами для перемешивания, так и аэрационными системами. Данные отсеки необходимо использовать для увеличения объема нитрификатора и предотвращения снижения интенсивности нитрификации при снижении температуры иловой смеси в холодный период года.

Количество секций принимается в зависимости от неравномерности поступления сточных вод на очистные сооружения и интервала колебаний соотношения концентраций азота и БПК<sub>5</sub> в исходной сточной воде.

Конфигурация технологических емкостей при предварительной денитрификации может выполняться прямолинейной или П-образной (см. рисунок 3.3). При использовании П-образной конфигурации сооружений подача иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор осуществляется через отверстие или патрубок в разделительной стенке между коридорами без устройства дополнительных трубопроводов для внутренней рециркуляции. При использовании коридорных конструкций сооружений биологической очистки для размещения системы предварительной денитрификации рециркуляция иловой смеси может быть организована подачей по трубопроводам, соединяющим смежные коридоры, или подачей через коридор.

Для снижения содержания растворенного кислорода в циркуляционном потоке иловой смеси, подаваемой в денитрификатор, в конце нитрификатора по направлению движения иловой смеси необходимо устраивать емкости с перемешивающими устройствами без аэрации для поглощения растворенного кислорода (см. рисунок 3.3).

**При каскадной денитрификации** (см. рисунок 3.4) необходимо предусматривать две или более ступени технологических емкостей с активным илом, работающих по принципу предварительной или параллельной денитрификации, через которые последовательно должна проходить очищаемая сточная вода. Поток исходной сточной воды разделяется и подается в денитрификаторы.

При проектировании каскадных систем денитрификации необходимо учитывать, что на каждой последующей ступени требуется удалять увеличивающееся количество образующегося нитрата при снижении поступления органического углерода.

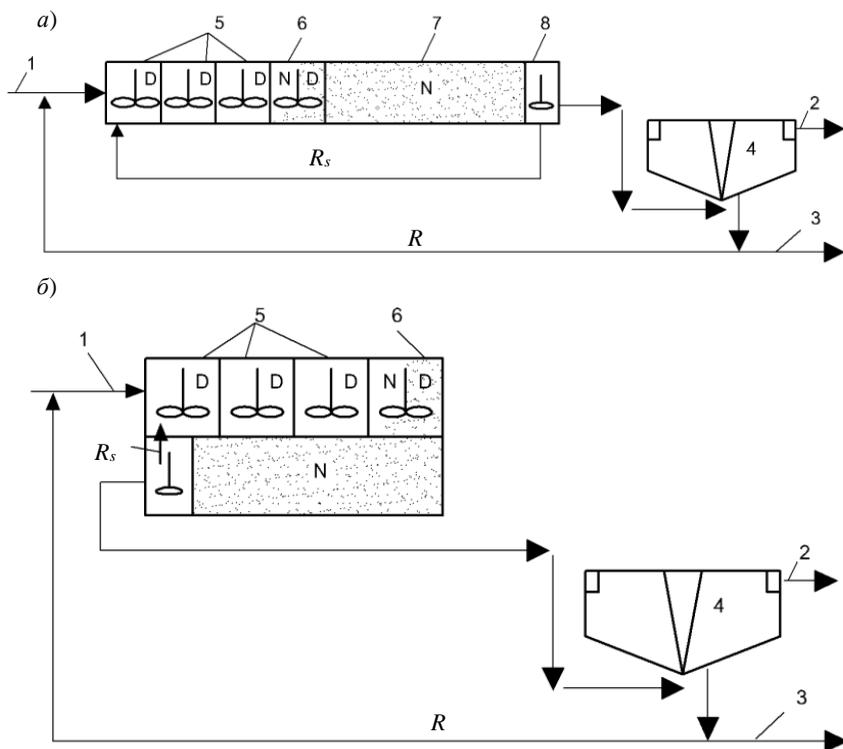


Рисунок 3.3 – Схема предварительной денитрификации с секционированным денитрификатором:

*a* – линейной формы; *б* – П-образной формы; 1 – подача исходной сточной воды; 2 – отведение очищенной сточной воды; 3 – отведение избыточного активного ила; 4 – вторичный отстойник; 5 – денитрификаторы; 6 – комбинированная секция нитрификатор-денитрификатор; 7 – нитрификатор; 8 – секция для удаления кислорода из иловой смеси;  $R_s$  – рециркуляция иловой смеси;  $R$  – рециркуляция активного ила

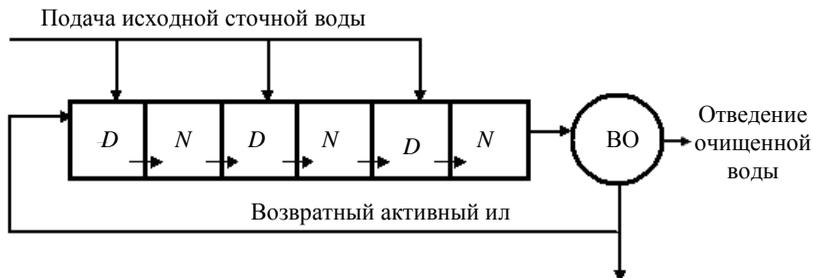


Рисунок 3.4 – Схема каскадной денитрификации:  
*D* – денитрификатор; *N* – нитрификатор; ВО – вторичный отстойник

При распределении потока исходной сточной воды по ступеням очистки необходимо учитывать снижение дозы ила на последующих ступенях очистки. Выполнение технологических емкостей с одинаковыми объемами на всех ступенях при равномерном распределении расходов исходной сточной воды по ступеням приводит к различным значениям нагрузки на ил на отдельных ступенях каскада.

Для получения одинакового уровня нагрузки на ил необходимо предусматривать технологические емкости различных объемов или при одинаковых объемах емкостей регулировать распределение расхода исходной сточной воды по денитрификаторам.

При использовании технологических емкостей одинаковых объемов регулирование распределения расхода исходной сточной воды между денитрификаторами должно обеспечивать равномерную нагрузку на ил на отдельных ступенях и одинаковый потенциал нитрификации на всех ступенях. Рекомендуется отношение между дозами ила на ступенях очистки поддерживать равным отношению между расходами исходной сточной воды, подаваемой в денитрификаторы.

При отсутствии перепадов отметок между ступенями емкостей и одинаковых отметках дна емкостей для обеспечения требуемого гидравлического уклона рекомендуется предусматривать уменьшение объема емкостей от ступени к ступени.

При использовании схемы каскадной денитрификации в условиях высоких концентраций соединений азота в исходной сточной воде необходимо предусматривать дополнительную рециркуляцию иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор (см. рисунок 3.5, а).

При подаче иловой смеси из нитрификатора последней ступени в денитрификатор первой ступени следует учитывать снижение дозы ила в нем вследствие поступления иловой смеси с меньшим содержанием активного ила, а также изменения соотношения доз ила по ступеням очистки. Для сохранения указанных соотношений доз ила на ступенях очистки внутреннюю рециркуляцию рекомендуется предусматривать между нитрификатором и денитрификатором каждой ступени (см. рисунок 3.5, б).

Схема каскадной денитрификации с распределением исходной сточной воды может выполняться прямолинейной или П-образной с обеспечением возможности отключения отдельных ступеней очистки при необходимости проведения регламентных и ремонтных работ.

При дугообразном движении сточной воды по секциям сооружение должно быть оснащено в передней части поперечным желобом с задвижками или шандорным и щитами для распределения и регулирования поступления сточной воды в секции.

При параллельной денитрификации следует предусматривать обработку сточной воды при ее циркуляции через аноксидные и аэробные зоны в цир-

куляционных окислительных каналах или циркуляционных емкостях круглой или кольцевой формы с отсутствием выраженного разделения между зонами денитрификации и нитрификации. Процессы деструкции органических веществ, нитрификация и денитрификация производятся одновременно. Сточная вода последовательно проходит через зоны денитрификации и нитрификации. Зоны нитрификации оснащены аэраторами, а в объеме технологической емкости создается рециркуляционный поток иловой смеси, обеспечивающий транспорт нитрата из зон нитрификации в зоны денитрификации.

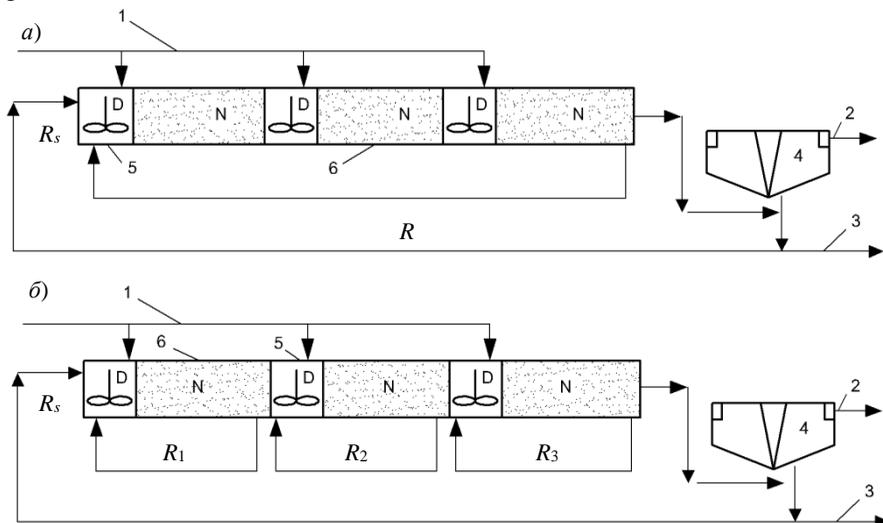


Рисунок 3.5 – Схема каскадной денитрификации:

*а* – с рециркуляцией иловой смеси из последней ступени (нитрификатор) в первую ступень (денитрификатор); *б* – с рециркуляцией иловой смеси на каждой ступени; 1 – подача исходной сточной воды; 2 – отведение очищенной сточной воды; 3 – отведение избыточного активного ила; 4 – вторичный отстойник; 5 – денитрификатор; 6 – нитрификатор;  $R_s$  – рециркуляция активного ила;  $R_1$ ,  $R_2$ ,  $R_3$  – рециркуляция иловой смеси

Для достижения устойчивого режима очистки при параллельной денитрификации следует предусматривать возможность регулирования интенсивности аэрации в зависимости от изменения концентрации нитратного азота, аммонийного азота, кислорода в иловой смеси или окислительно-восстановительного потенциала.

При использовании циркуляционных окислительных каналов для параллельной денитрификации для организации циркуляции иловой смеси и аэрации допускается использовать щеточные и поверхностные механические аэраторы или лопастные погружные пропеллерные мешалки для организации в комплексе с пневматической аэрацией.

Конструкция циркуляционных окислительных каналов может быть прямоугольной с перегородками, прямоугольными закругленными в плане, многокоридорными.

Для снижения гидравлических потерь при циркуляции иловой смеси каналы следует оснащать струнаправляющими перегородками.

При использовании для параллельной денитрификации емкостей круглого или кольцевого сечения следует предусматривать ее циркуляцию через аноксичные и аэробные зоны посредством установки в них погружных мешалок и устройства зон аэрации на части площади технологической емкости. Для аэрации следует предусматривать пневматические аэраторы.

**Чередующаяся денитрификация.** Технологическая схема чередующейся денитрификации включает две параллельные емкости, оборудованные аэрационными и перемешивающими устройствами. Сточная вода попеременно подается в две технологические емкости, периодически подвергаемые аэрации. Продолжительность подачи воды в емкости, а также продолжительность фаз денитрификации и нитрификации задаются по времени. Процесс очистки осуществляется в четыре фазы: А, Б, В, Д (см. рисунок 3.6).

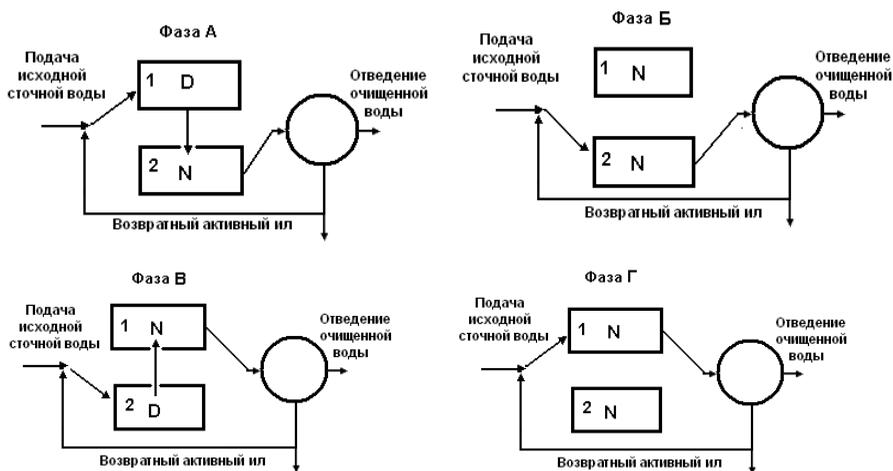


Рисунок 3.6 – Схема чередующейся денитрификации

Фаза «А» – в первой емкости происходит денитрификация сточной воды без аэрации, только за счет перемешивания иловой смеси. В то же время во второй емкости производится нитрификация с проведением аэрации, после чего сточная вода поступает во вторичный отстойник. Заканчивается фаза «А» удалением нитрата, содержащегося в сточной воде первой емкости.

Фаза «Б» представляет относительно короткий промежуток времени, в течение которого производится аэрация одновременно в двух емкостях, что позволяет произвести отдувку полученного газообразного азота.

В фазе «В» вторая емкость используется как денитрификатор, и производится удаление нитрата, полученного за время нитрификации в данной емкости.

В фазе «Г» также производится одновременная аэрация в двух емкостях, после чего цикл повторяется.

В схеме **периодической денитрификации** (см. рисунок 3.7) обработка сточной воды производится в одной технологической емкости с чередованием фаз нитрификации и денитрификации по времени.

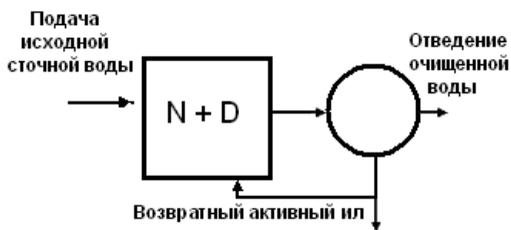


Рисунок 3.7 – Схема периодической денитрификации

По схеме периодической денитрификации работают циркуляционные окислительные каналы или емкостные сооружения. Данные сооружения оборудуются системами аэрации и устройствами для перемешивания иловой смеси. Аэрация отключается для денитрификации и включается для нитрификации.

### 3.2 Биологическое удаление фосфора

Биологическое удаление фосфора основано на выдерживании микроорганизмов активного ила со сточной водой в анаэробных условиях, в которых происходит выделение фосфора из клеток микроорганизмов в сточную воду, с последующей обработкой иловой смеси в аэробных условиях при более интенсивном поглощении фосфора микроорганизмами из сточной воды и последующим частичным удалением соединений фосфора с избыточным активным илом (рисунок 3.8).

Фосфорнакапливающие организмы представляют собой гетеротрофы, которые приспособились к условиям чередования анаэробных и аэробных условий.

Аэробные и аноксидные зоны являются родственными, так как содержат растворенный кислород, хотя и в различных формах: *аэробные* – в прямой форме, *аноксидные* – в связанной (в виде нитритов  $\text{NO}_2$  или нитратов  $\text{NO}_3$ ).

В *аэробных* условиях полифосфаты и ортофосфаты усваиваются организмами активного ила, а растворенные формы органического фосфора минерализуются в ортофосфаты при помощи бактерий *Moraxella*, *Artrobakter*, *Bakteriasubtilis*.

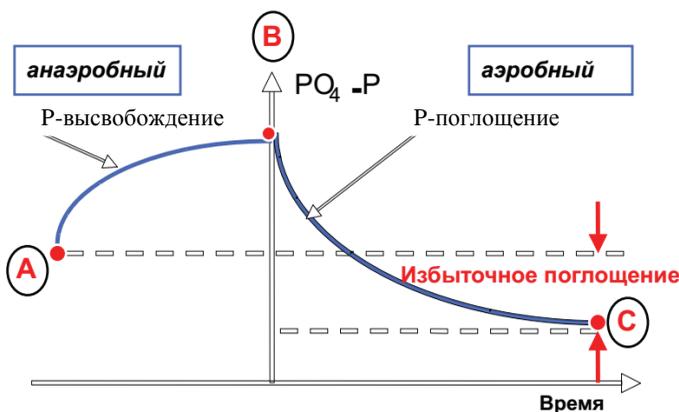


Рисунок 3.8 – Схема удаления фосфора

Определенные группы бактерий активного ила обладают способностью накапливать в своих клетках (в полифосфатных гранулах, так называемых зернах валютина) растворенные формы фосфора, т. е. откладывать в запас для последующего потребления. Таким образом, эти бактерии способны потреблять фосфора больше, чем его требуется на прирост биомассы и энергетические потребности.

Нитрифицирующие бактерии также способны накапливать полифосфаты в составе метахроматиновых гранул. Все указанные бактерии отличаются от других микроорганизмов активного ила тем, что накопление соединений фосфора в их клетках составляет довольно значительную величину (1–3 % сухой массы тела). За счет депонирования полифосфатов в клетках активного ила из сточных вод изымаются растворимые соединения фосфора.

Если в аэробных условиях аэротенков эти бактерии накапливают фосфор, то в анаэробных условиях вторичных отстойников активно выделяют его в воду в результате биохимического процесса.

Способностью фосфорнакапливающих бактерий выделять фосфор в полуанаэробных условиях вторичных отстойников объясняется практически всегда присутствующее увеличение содержания фосфатов в очищенных водах на тех сооружениях, где обеспечивается хорошая нитрификация, а следовательно, удовлетворительная аэробная стадия, которая способствует накоплению в клетках ила фосфора. Причем чем эффективнее нитрификация в аэротенках, тем больше накапливается фосфатов в клетках активного ила и тем больше они его отдадут во вторичных отстойниках.

Остальное количество нерастворимых соединений фосфора улавливается активным илом в результате биосорбции, накапливаясь в избыточном активном иле и с выносом взвешенных веществ из вторичных отстойников попадает в природный водоем, депонируясь в донных осадках.

Механизм накопления фосфора в клетках бактерий и последующей его отдачи в воду сложен, но его понимание чрезвычайно важно для управления процессом удаления фосфора из сточных вод при сочетании анаэробных и аэробных условий в биологических реакторах.

Организмы активного ила, способные накапливать внутриклеточно в гранулах волютина ортофосфаты, полифосфаты и связанный органический фосфор, используют его как энергетический резерв, расходуемый на потребление субстрата в анаэробных условиях. Эти бактерии в анаэробных условиях потребляют простые легкоокисляемые органические субстраты, например, летучие жирные кислоты, и запасают их внутри клетки в виде полигидроксиполыфосфатов, что сопровождается внутриклеточной деградацией накопленных в аэробной стадии соединений фосфора.

Энергия деградации (гидролизиса) фосфатов расходуется на накопление и потребление легкоокисляемой органики, клеточный синтез и транспортный перенос в процессе дыхания в анаэробных условиях. Эти процессы сопровождаются отдачей накопленного клеткой фосфора в воду.

Результат успешно протекающей анаэробной стадии: накопление запаса органики в клетках и стимуляция у бактерий «жадного» потребления фосфатов в последующей аэробной стадии. Таким образом, потребление фосфатов сверх нормального уровня вызывается у факультативных аэробов их предварительным стрессированием в анаэробных условиях.

При попадании бактерий в аэробную стадию накопленный субстрат в виде полигидроксиполыфосфатов начинает потребляться как источник углерода на питание и пророст биомассы бактерий, что сопровождается выделением углекислого газа и воды и повышенным потреблением из окружающей среды фосфатов, которые откладываются в клетках в полифосфатных гранулах.

Для реализации процесса дефосфотации требуется обеспечить следующие условия:

- наличие анаэробной зоны с легкоокисляемым субстратом в форме летучих жирных кислот;
- расположение последовательно с анаэробной аэробной или аноксидной зоны;
- рецикл обогащенных фосфором фосфатаккумулирующих организмов (ФАО).

Для удаления соединений фосфора биологическим методом следует предусматривать анаэробные технологические емкости после первичного отстаивания. Вместимость данных емкостей следует определять из условия минимального времени контакта от 0,50 до 0,75 ч при максимальном часовом расходе сточных вод с учетом расхода циркуляционного потока активного ила.

Биологическое удаление фосфора из сточных вод, как правило, производится в сочетании с процессами нитрификации и денитрификации.

При проектировании сооружений с биологическим удалением фосфора следует избегать поступления растворенного кислорода и нитратов в потоках поступающей на очистку сточной воды и рециркуляционного активного ила, направляемого в анаэробную емкость.

При проектировании сооружений с биологическим удалением фосфора и денитрификацией следует предусматривать такую конфигурацию сооружений, при которой технологическая емкость с аэробными условиями (аэротенк, нитрификатор) находится на завершающей ступени биологической очистки перед вторичным отстойником.

Для снижения концентрации нитрата, поступающего в анаэробную емкость, следует:

- устраивать емкость в начале технологической схемы биологической очистки (рисунок 3.9, а);

- направлять поток циркуляционного активного ила в промежуточную емкость с аноксичными условиями для удаления нитрата с организацией дополнительного циркуляционного потока иловой смеси из указанной емкости в анаэробную (рисунок 3.9, б), с расположением дополнительной аноксидной емкости в схеме очистки сточных вод между анаэробной емкостью и денитрификатором;

- направлять поток циркуляционного активного ила перед его поступлением в анаэробную емкость для удаления нитрата в отдельную емкость с аноксичными условиями (рисунок 3.9, в), которую размещают вне технологической линии очистки сточной воды;

- направлять поток циркуляционного активного ила для удаления нитрата в отдельную дополнительную емкость с аноксичными условиями (рисунок 3.9, г), устраиваемую параллельно анаэробной, с организацией циркуляции иловой смеси между ними.

Для достижения высокой степени удаления соединений фосфора биологическим способом в сточной воде, поступающей на биологическую очистку, необходимо поддерживать отношение концентрации общего фосфора к значению БПК<sub>5</sub> (Р/БПК<sub>5</sub>) в пределах от 0,01 до 0,03, отношение концентрации азота общего к значению БПК<sub>5</sub> (N/БПК<sub>5</sub>) – не более 0,25.

Для увеличения содержания легкоокисляемых органических соединений в сточной воде, поступающей в анаэробную емкость, допускается производить частичное сбраживание осадка первичных отстойников (подача части расхода избыточного активного ила в первичные отстойники для сбраживания вместе с осадком) [3].

Для снижения концентрации соединений фосфора в возвратных сточных водах, образующихся при обработке осадка (фугаты, иловая вода), необходимо предусматривать механическое уплотнение избыточного активного ила, механическое обезвоживание или обработку иловой воды осаждением фосфора [3].

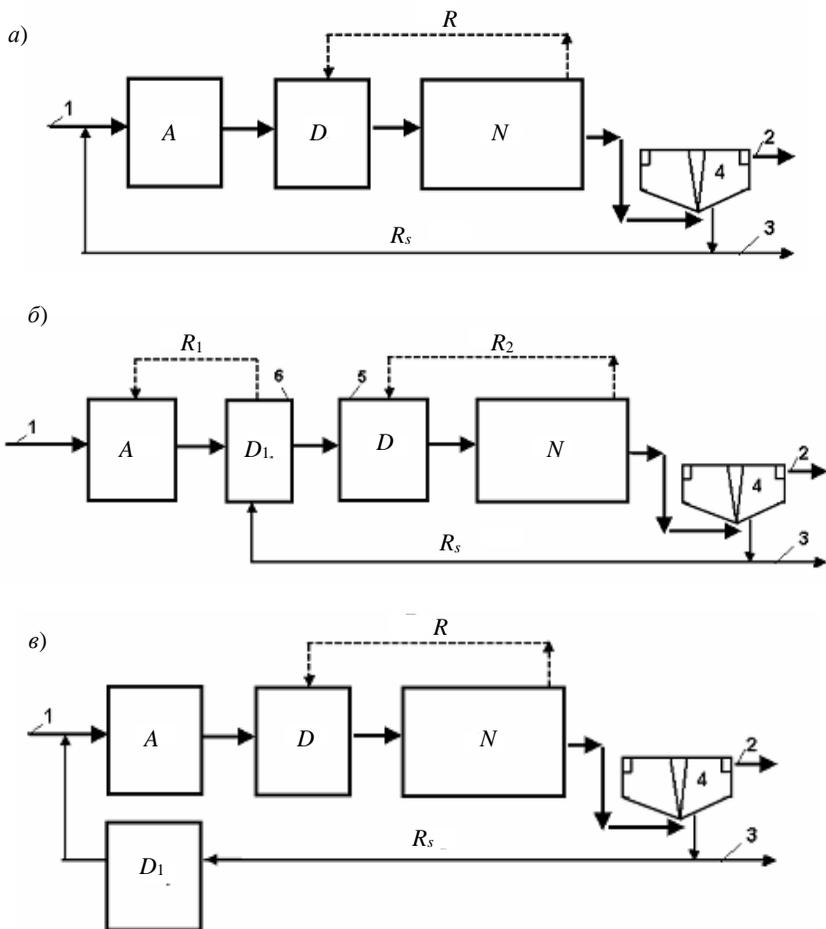


Рисунок 3.9 (начало) – Схема биологического удаления соединений фосфора:

*а* – с подачей сточной воды и рециркуляционного активного ила в анаэробную емкость; *б* – фосфора с предварительной обработкой рециркуляционного активного ила со сточной водой в денитрификаторе (технологическая схема «UST»); *в* – с предварительной обработкой рециркуляционного активного ила в отдельном денитрификаторе (технологическая схема «JHB»); 1 – поступление исходной воды; 2 – отведение обработанной воды; 3 – отведение избыточного активного ила; 4 – вторичный отстойник; *A* – анаэробная технологическая емкость; *D* – денитрификатор; *D*<sub>1</sub> – денитрификатор для рециркуляционного активного ила; *N* – нитрификатор; *R* – рециркуляция иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор; *R*<sub>1</sub> – рециркуляция иловой смеси из денитрификатора *D*<sub>1</sub> в анаэробную емкость; *R*<sub>2</sub> – рециркуляция иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор; *R*<sub>s</sub> – рециркуляция активного ила

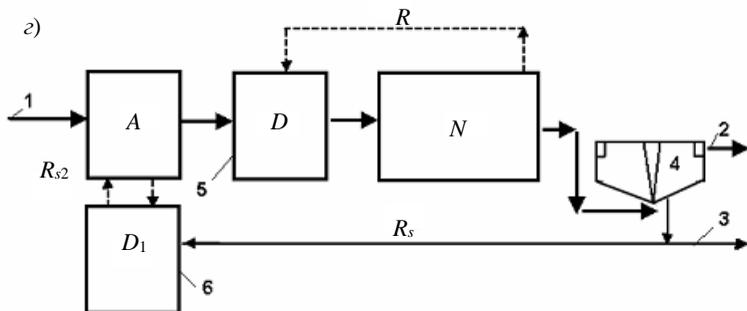


Рисунок 3.9 (окончание) – Схема биологического удаления соединений фосфора:  
 2 – с предварительной обработкой рециркуляционного активного ила в денитрификаторе с устройством рециркуляции иловой смеси между денитрификатором и анаэробной емкостью (технологическая схема «ISAH») емкость;

1 – поступление исходной воды; 2 – отведение обработанной воды; 3 – отведение избыточного активного ила; 4 – вторичный отстойник; А – анаэробная технологическая емкость; D – денитрификатор; D<sub>1</sub> – денитрификатор для рециркуляционного активного ила; N – нитрификатор; R – рециркуляция иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор; R<sub>1</sub> – рециркуляция иловой смеси из денитрификатора D<sub>1</sub> в анаэробную емкость; R<sub>2</sub> – рециркуляция иловой смеси из нитрификатора в денитрификатор; R<sub>s</sub> – рециркуляция активного ила; R<sub>s2</sub> – рециркуляция иловой смеси между денитрификатором D<sub>1</sub> и анаэробной емкостью

Биологическое удаление фосфора обладает рядом преимуществ:

- отсутствие необходимости в использовании дополнительных реагентов (флокулянтов);
- снижение содержания солей в очищенных сточных водах;
- отсутствие дополнительных тяжелых металлов в осадке;
- меньшее количество дополнительно образующегося осадка;
- отсутствие факторов, которые могут помешать процессу нитрификации.

Несмотря на это, при биологическом удалении фосфора требуются:

- более высокие инвестиционные расходы на сооружение анаэробного реактора;
- более высокая тенденция вспухания ила в земнее время года.

### 3.3 Технологические схемы совместного удаления азота и фосфора

Технологические схемы блока биологической очистки от соединений азота и фосфора отличаются большим разнообразием, но в основном включают три основных зоны в биоблоке:

– аэробную (высокая концентрация растворенного кислорода  $2 \text{ мг/дм}^3$ ), где протекают процессы аэробной очистки от органических веществ, нитрификации (биоокисление аммонийного азота до нитратного) и дефосфотации (быстрое потребление фосфатов фосфорными бактериями);

– аноксидную (растворенный кислород практически отсутствует, но есть нитраты, а также органические вещества), где происходит процесс денитрификации;

– анаэробную (нет растворенного кислорода, нитратов и нитритов, но есть органические вещества), где идет сбраживание органических веществ до ацетата, который потребляется фосфорными бактериями с выделением в среду фосфатов.

На выбор технологической схемы очистки сточных вод от биогенных элементов влияют следующие факторы:

– требования к качеству очищенных сточных вод;

– расход сточных вод на станции;

– состав поступающих сточных вод по основным загрязнителям (в т. ч. температура сточных вод);

– реконструкция или новое строительство.

Наиболее простая схема для одновременного удаления соединений азота и фосфора (в наибольшей степени фосфора) из сточных вод на высоконагружаемых очистных сооружениях получила название анаэробно-оксидного процесса А/О (рисунок 3.10) [11], согласно которой возвратный ил перемешивается с поступающими сточными водами и подается в анаэробный реактор, затем сточные воды проходят аэробную очистку и поступают во вторичные отстойники.

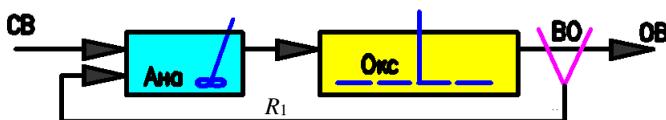


Рисунок 3.10 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод А/О:

Ано – анаэробная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода

Это наиболее простая и дешевая схема удаления соединений азота и фосфора, но ее применение возможно только для сточных вод промышленного состава с высокими нагрузками на активный ил по углеродсодержащей органике, умеренной нитрификации и при содержании больших концентраций фосфорсодержащих соединений. Для низконагружаемых сооружений устраивается дополнительная аноксидная стадия с целью более эффективного удаления азота нитратов и нитритов.

Схема А/О предусматривает дефосфотирование с анаэробной зоной. Для улучшения хода очистки аэротенк делится на ряд секций. Пребывание в анаэробных и затем в аэробных условиях приводит к повышению содержания фосфора в активном иле, при удалении избыточного ила происходит выведение фосфора из системы.

Схема так называемого «модифицированного процесса Людчака - Этингера» приведена на рисунке 3.11. Заключается в том, что позволяет увеличить эффективность денитрификации путем устройства внутренней рециркуляции путем возвращения иловой смеси из конца нитрификатора в начало денитрификатора.

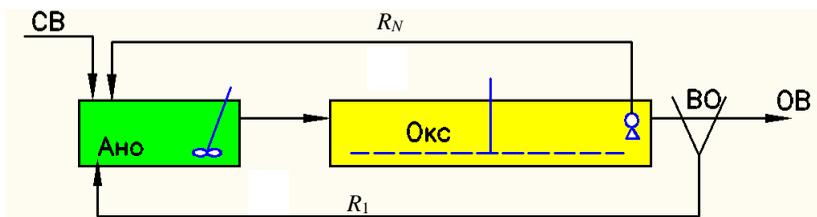


Рисунок 3.11 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод Людчака – Этингера с предварительной денитрификацией:

Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник;  
 СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода;  $R_1$  – рециркуляция активного ила;  
 $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

В аноксидную зону подаются сточная вода, поступающая на биологическую очистку, и рециркуляционный активный ил из вторичных отстойников, также из анаэробной зоны предусматривается рецикл нитратов и нитритов с возвратной иловой смесью. Далее вода поступает в оксидную зону, где происходит доокисление углеродсодержащей органики и окисление азотсодержащих органических веществ, интенсивное потребление фосфора бактериями активного ила. Процесс нитрификации осуществляется в результате жизнедеятельности и функциональной активности нитрифицирующих бактерий [7].

Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод АА/О (рисунок 3.12) предусматривает дефосфотирование и денитрификацию. Кроме анаэробной зоны в схеме появляется аноксидная зона. Так как введена денитрификация, аэробная зона рассчитывается на глубокую нитрификацию. Из последней секции аэротенка организуется возврат иловой смеси в начало аноксидной зоны для циркуляции нитратов.

Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод с чередующейся денитрификацией приведена на рисунке 3.13.

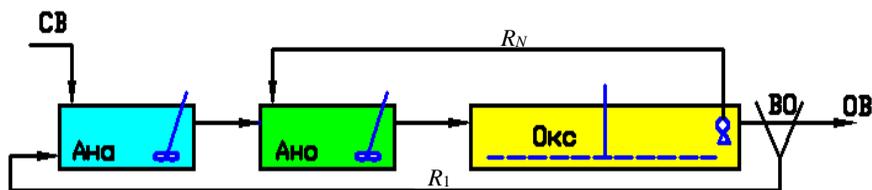


Рисунок 3.12 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод AA/O:

Ана – анаэробная зона; Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона;  
 ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОБ – очищенная вода;  
 $R_1$  – рециркуляция активного ила;  $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

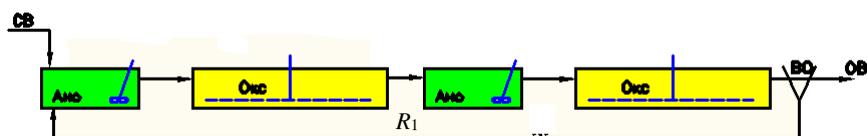


Рисунок 3.13 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод с чередующейся денитрификацией:

Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОБ – очищенная вода;  $R_1$  – рециркуляция активного ила

Очистка сточных вод начинается с аноксидной стадии, в которой осуществляется денитрификация. В эту зону подаются сточные воды, используемые для денитрификации как источник углерода. Затем следует аэробная стадия, где происходит снижение содержания органических загрязняющих веществ в очищаемых сточных водах, и нитрификация. Смесь ила из этой зоны, содержащая нитраты, подается в следующую аноксидную зону денитрификации. Процесс заканчивается аэробной зоной, в которой осуществляется нитрификация и частичная дефосфотация.

Технологическая схема биологической дефосфотации сточных вод – процесс *UCT* (*University of Cape Town*) (рисунок 3.14) имеет следующие особенности: возвратный активный ил перекачивается из вторичных отстойников в аноксидную зону, при этом кроме нитратного рецикла осуществляется внутренняя рециркуляция ила из аноксидной зоны в анаэробную зону, что позволяет избежать попадания свободного и связанного кислорода (нитратов) в анаэробную зону [10].

Эффективность удаления органических загрязняющих веществ, характеризуемым показателем БПК<sub>5</sub>, в этой схеме составляет 95 %, общего азота – 80 %, общего фосфора – до 70 %. Общее время пребывания сточных вод в сооружениях биологической очистки составляет 15–20 часов [11].

Схема *UCT*-процесса предполагает удаление нитратов из циркулирующего активного ила, так как нитраты и фосфаты оказывают взаимное инги-

бирующее воздействие в анаэробной зоне. Схема была улучшена за счет деления аноксидной зоны на две ячейки.

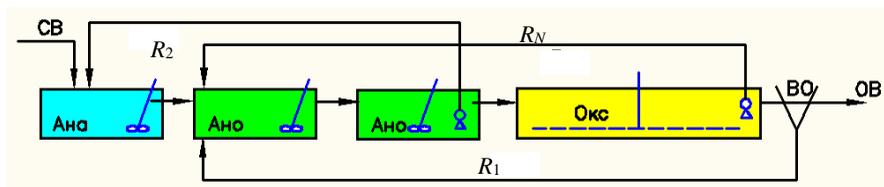


Рисунок 3.14 – Технологическая схема *UCT*-процесса:

Ана – анаэробная зона; Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода;  $R_1$ ,  $R_2$  – рециркуляция активного ила;  $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод *JHB modification* приведена на рисунке 3.15. В ее основе лежат основные закономерности протекания процессов денитрификации и дефосфатирования сточных вод, при этом удаление азота предполагается путем перевода его в газообразную форму, удаление фосфора – накоплением его соединений в клетке активного ила с последующим выводом из системы с избыточным активным илом.

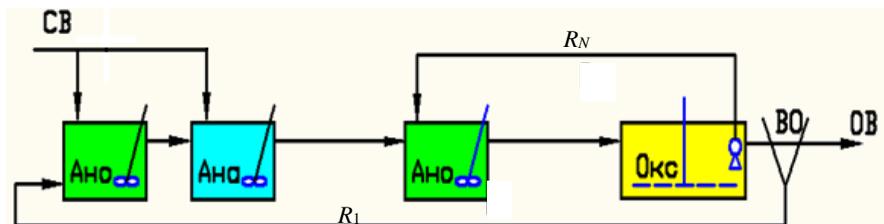


Рисунок 3.15 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод *JHB modification*:

Ана – анаэробная зона; Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода;  $R_1$  – рециркуляция активного ила;  $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

Сточная вода поступает в первую аноксидную зону. В эту зону также подается циркулирующий активный ил. Данная зона предназначена для удаления нитратов и нитритов из иловой смеси и обеспечения в последующей зоне, максимально анаэробных условий, для стимулирования вытеснения фосфора из клеток ила в воду. Вторая аноксидная зона является денитрификатором, в которой происходит денитрификация нитратов, подаваемых из конца аэробной (оксидной) зоны биоблока. Циркулирующий активный ил подается в аноксидную зону, расположенную до анаэробной части. В

первой аноксидной зоне нитраты восстанавливаются за счет накопленных в иле загрязнений и не мешают высвобождению фосфатов.

Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод *Phoredoxmodification* (рисунок 3.16) в сравнении со схемой АА/О более гибкая. Сточные воды дробно подаются в первые по ходу отсеки – в аноксидном частично восстанавливаются нитраты, в первом анаэробном отсеке – часть оставшихся нитратов восстанавливаются и создаются условия, близкие к анаэробным, в заключительном анаэробном отсеке осуществляется глубокое вытеснение фосфора. Изъятие общего фосфора может достигать 95 % [11].

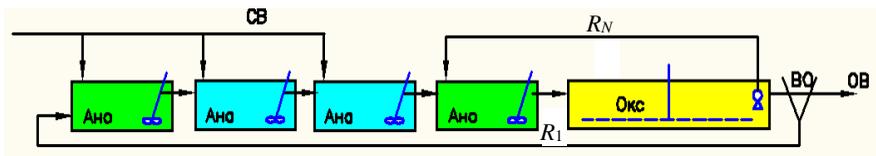


Рисунок 3.16 – Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод *Phoredox modification*:

Ана – анаэробная зона; Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода;  $R_1$  – рециркуляция активного ила;  $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

Технологическая схема биологического удаления соединений азота и фосфора из сточных вод «Uni» процесса Денифо приведена на рисунке 3.17. Она рекомендуется для вновь создаваемых КОС, так как является более гибкой адаптивной схемой. Из теории сложных систем известно, что адаптивная система, при прочих равных условиях, обеспечивает лучшие результаты обработки по сравнению со статичными системами и системами с программным или ручным управлением.

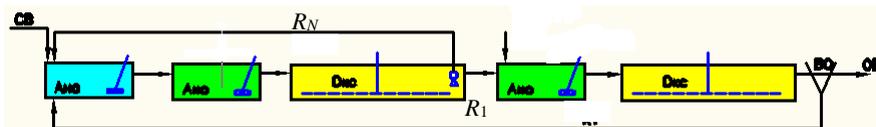


Рисунок 3.17 – Универсальная схема «Uni» процесса Денифо:

Ана – анаэробная зона; Ано – аноксидная зона; Окс – оксидная зона; ВО – вторичный отстойник; СВ – подача сточной воды; ОВ – очищенная вода;  $R_1$  – рециркуляция активного ила;  $R_N$  – рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси

В этой схеме циркулирующий активный ил  $R_1$  впускается дробно в предденитрификатор (ПД) и в основной денитрификатор (Ано) в зависимости от содержания нитратов в иле. Для денитрификации ила в ПД подается часть

сточных вод, в соответствии с потребностью в необходимом количестве органических веществ для денитрификации (8–10 мг БПК<sub>5</sub> на 1 мг азота нитратов). Остальная часть стока направляется в анаэробный отсек для усиления вытеснения фосфора из клеток бактерий. Рециркуляция нитратсодержащей иловой смеси  $R_N$  включается периодически при излишнем накоплении нитратов в оксидной зоне, либо постоянно. В системе возможно использование реагентов для углубления очистки сточных вод от фосфора.

Схема *Uni* в случае применения современных компьютерных комплексов мониторинга и контроля параметров сточных вод и очищенной воды в режиме реального времени позволяет реализовать адаптивную систему очистки, оперативно реагирующую на изменения внешних и внутренних параметров.

Поступающие от комплекса мониторинга и контроля параметров управляющие сигналы могут быть использованы для переключения режимов схемы *Uni*, переброски потоков сточных вод, возвратных вод, циркулирующего активного ила, а также определения дозы реагента.

Данная технологическая схема позволяет достигнуть снижения концентрации общего азота до 8–10 мг/дм<sup>3</sup>, аммонийного азота до 0,3–0,5 мг/дм<sup>3</sup> и общего фосфора до 0,8–1,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Окончательный выбор схемы осуществляется на основании технико-экономического сравнения вариантов.

### 3.4 Расчет сооружений

Расчет вместимости аэротенков и других емкостных сооружений с активным илом согласно [3] рекомендуется определять в зависимости от минимального возраста активного ила с учетом принятой дозы активного ила в иловой смеси и уровня допустимой нагрузки по БПК<sub>5</sub> на активный ил.

При очистке сточных вод в системах с активным илом с целью удаления биохимически разлагаемых органических веществ без нитрификации вместимость аэротенков допускается определять с учетом массы органических загрязняющих веществ, максимального часового расхода сточных вод, требуемой степени очистки, допустимой нагрузки на активный ил, дозы активного ила в смеси.

Концентрацию загрязняющих веществ в поступающей на аэротенки сточной воде следует принимать с учетом ее снижения на предыдущих стадиях очистки. При этом следует учитывать концентрации загрязняющих веществ, содержащихся в возвратных потоках от сооружений по обработке осадка.

Объем технологических сооружений с активным илом следует принимать равным суммарному объему технологических сооружений, предназначенных для деструкции органических веществ, нитрификации и денитрифи-

кации. Объем анаэробной емкости для удаления фосфора следует определять отдельно.

Концентрация нитратного азота, подлежащего удалению, мг/дм<sup>3</sup>, определяется по балансовому уравнению

$$C_{NO_3D} = C_{Nen} - C_{orgNex} - C_{NH_4ex} - C_{NO_4ex} - C_{orgNBM}, \quad (3.4)$$

где  $C_{Nen}$  – содержание общего азота в сточной воде, поступающей на биологическую очистку, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_{orgNex}$  – содержание азота органических веществ в сточной воде, отводимой после вторичных отстойников, мг/дм<sup>3</sup>, при очистке бытовых сточных вод, принимается равной 2 мг/дм<sup>3</sup> [13];

$C_{NH_4ex}$  – содержание аммонийного азота в сточной воде, отводимой после вторичных отстойников, мг/дм<sup>3</sup>, принимается равным 5 мг/дм<sup>3</sup> в соответствии с таблицей А.1 [13];

$C_{NO_3ex}$  – содержание нитратного азота в сточной воде, отводимой после вторичных отстойников, мг/дм<sup>3</sup>;

$X_{orgNBM}$  – азот органических веществ, поступающий в биомассу активного ила, мг/дм<sup>3</sup>.

Величина азота органических веществ, поступающей в биомассу активного ила, назначается в пределах от 0,04 до 0,05 БПК<sub>5</sub> сточной воды, поступающей на биологическую очистку [13].

Содержание нитратного азота в сточной воде, отводимой после вторичных отстойников определяется по формуле

$$C_{NO_3ex} = C_{Nex} - C_{orgNex} - C_{NH_4ex}, \quad (3.5)$$

где  $C_{Nex}$  – содержание общего азота в сточной воде после очистки, мг/дм<sup>3</sup>, принимается согласно требованиям сброса.

Отношение объема денитрификатора к общему технологическим емкостным биологическим сооружениям с активным илом принимается в пределах от 0,2 до 0,5 в зависимости от отношения концентрации азота нитратов, подлежащего удалению при денитрификации, к величине БПК<sub>5</sub> сточной воды, поступающей на биологическую очистку, в соответствии с таблицей 3.2.

В случае если  $C_{NO_3D} / L_{en} > 0,15$ , следует:

- предусматривать мероприятия по снижению содержания соединений азота в сточной воде, поступающей на сооружения биологической очистки, в том числе посредством отдельной обработки иловой воды;

- рассмотреть возможность снижения степени осветления воды при первичном отстаивании и повышения БПК<sub>5</sub> осветленной сточной воды, поступающей на биологическую очистку.

Таблица 3.2 – Отношение объема денитрификатора к общему объему технологических емкостных сооружений с активным илом при температуре от 10 до 12 °С [3]

$V_D/V$	$C_{NO_3D} / L_{en}$		
	Предварительная денитрификация и способы, аналогичные предварительной денитрификации	Чередующаяся денитрификация	Параллельная и периодическая денитрификация
0,2	0,11	0,085	0,06
0,3	0,13	0,110	0,09
0,4	0,14	0,130	0,12
0,5	0,15	0,150	0,15

При невозможности снижения содержания соединений азота в сточной воде, поступающей на очистку, следует предусматривать дозирование внешнего субстрата. Дозу внешнего субстрата следует принимать 5 кг ХПК на 1 кг нитратного азота, подлежащего денитрификации.

Окончательный выбор вида субстрата и отработку режима его дозирования следует производить при наладке и последующей эксплуатации очистных сооружений. При использовании предварительной, каскадной и параллельной денитрификации подачу субстрата следует предусматривать в сточную воду, поступающую на сооружения биологической очистки. Для периодической и чередующейся денитрификации, а также раздельных многоступенчатых схем денитрификации субстрат следует дозировать только во время фазы денитрификации.

При необходимости дозирования внешнего субстрата для обеспечения требуемого значения отношения  $C_{NO_3D} / L_{en}$  значения ХПК для субстратов следует принимать на основании лабораторных испытаний или по таблице 3.3.

Минимальный возраст активного ила  $t_{TS}$  в системах биологической очистки определяется в зависимости от цели обработки сточной воды, нагрузки по органическим загрязнениям и расчетной температуры сточной воды.

Суточная нагрузка по органическим загрязняющим веществам сооружений биологической очистки, кгБПК<sub>5</sub>/сут, определяется по формуле

$$B_d = \frac{L_{en} Q_{ep.cyr}}{1000} \quad (3.6)$$

Минимальный возраст ила  $t_{TS}$ , сут, при расчетной температуре от 10 до 12 °С принимается по таблицам 3.4 и 3.5 с учетом суточной нагрузки по органическим загрязняющим веществам. При отсутствии данных по минимальной температуре иловой смеси расчетную температуру для определения возраста ила следует принимать равной 10 °С.

Таблица 3.3 – Параметры субстратов для дозирования в денитрификаторы

Вид субстрата	Плотность, кг/м <sup>3</sup>	ХПК	
		кг/кг	г/л
Метанол	790	1,50	1,185
Этанол	780	2,09	1,630
Уксусная кислота	1060	1,70	1,135

Таблица 3.4 – Расчетные параметры аэротенков [3]

Вид очистки	Нагрузка на активный ил, кг/(кг·сут)	Доза ила, г/дм <sup>3</sup>	Возраст ила, сут
Неполная биологическая	До 1,0	От 1,5 до 2,0	До 1,0
Без нитрификации	От 0,25 до 0,5	От 2,0 до 3,0	От 2 до 4
С нитрификацией	От 0,1 до 0,15	От 3,0 до 5,0	От 7 до 12
С нитрификацией и денитрификацией	От 0,07 до 0,09	От 3,0 до 5,0	От 12 до 15
С нитрификацией, денитрификацией и стабилизацией ила	От 0,04 до 0,07	От 3,0 до 5,0	От 15 до 30

Таблица 3.5 – Минимальный возраст активного ила

В сутках

Вид очистки	Суточная нагрузка по органическим загрязняющим веществам сооружений биологической очистки, кг БПК <sub>5</sub> /сут					
	до 1200		св. 1200 до 6000		св. 6000	
	расчетная температура, °С					
	10	12	10	12	10	12
Без нитрификации	5,0		5,0–4,0		4,0	
С нитрификацией	10,0	8,2	10,0–8,0	8,2–6,6	8,0	6,6
С нитрификацией и денитрификацией при отношении объема денитрификатора к общему объему емкостных биологических сооружений с активным илом:						
0,2	12,5	10,3	12,5–10,0	10,3–8,3	10,0	8,3
0,3	14,3	11,7	14,3–11,4	11,7–9,4	11,4	9,4
0,4	16,7	13,7	16,7–13,3	13,7–11,0	13,3	11,0
0,5	20,0	16,4	20,0–16,4	16,4–13,2	16,0	13,2
Стабилизация ила, включая нитрификацию и денитрификацию	25,0		–		–	

Для систем с нитрификацией при значениях температур более 12 °С, возраст ила определяется по формуле

$$t_{TS}^N = 3,4K_3 1,103^{(15-T)} \quad (3.7)$$

где  $K_3$  – коэффициент, учитывающий колебания концентрации соединений азота и величины рН в сточных водах, поступающих на сооружение биологической очистки;

$T$  – расчетная температура сточных вод, °С.

Для систем с нитрификацией и денитрификацией для температуры более 12 °С возраст ила

$$t_{TS}^{N+D} = 3,4K_3 1,103^{(15-T)} \frac{1}{1 - V_D / (V_D + V_N)}, \quad (3.8)$$

где  $V_D$ ,  $V_N$  – объем соответственно денитрификатора и нитрификатора, м<sup>3</sup>.

Для сооружений с нагрузкой по БПК<sub>5</sub> до 1200 кг/сут значение  $K_3$  принимается 1,8; для сооружений с нагрузкой по БПК<sub>5</sub> более 6000 кг/сут – 1,45, для сооружений с нагрузкой по БПК<sub>5</sub> в интервале от 1200 до 6000 кг/сут – интерполяцией.

Прирост активного ила, кг/сут, определяется по формуле

$$P_i = P_c + P_p, \quad (3.9)$$

где  $P_c$  – прирост активного ила, получаемый в процессе биологической деструкции органических веществ, кг/сут;

$P_p$  – прирост активного ила, получаемый в процессе биологического удаления фосфора, кг/сут, принимается исходя из продукции 3 кг активного ила на 1 кг фосфора, подлежащего удалению.

Прирост активного ила, полученный в процессе биологической деструкции органических веществ, кг/кг БПК<sub>5</sub>, при возрасте активного ила от 4 до 25 сут и температуре иловой смеси 10–12 °С, принимается по таблице 3.6, составленной на основании [3].

**Таблица 3.6 – Прирост активного ила, получаемый в процессе биологической деструкции органических веществ**

$C_{en}/L_{en}$	Возраст активного ила, сут					
	4	8	10	15	20	25
0,4	0,79	0,69	0,65	0,59	0,56	0,53
0,6	0,91	0,81	0,77	0,71	0,68	0,65
0,8	1,03	0,93	0,89	0,83	0,80	0,77
1,0	1,15	1,05	1,01	0,95	0,92	0,89
1,2	1,27	1,17	1,13	1,07	1,04	1,01

Для других условий прирост активного ила, кг/сут, полученный в процессе биологической деструкции органических веществ, определяется по формуле

$$P_c = \frac{Q_{\text{расч}} L_{en}}{1000} \left( 0,75 + 0,6 \frac{C_{en}}{L_{en}} - \frac{0,102 t_{TS} 1,072^{(15-T)}}{1 + 0,17 t_{TS} 1,072^{(15-T)}} \right), \quad (3.10)$$

где  $Q_{\text{расч}}$  – среднесуточный расход сточных вод, м<sup>3</sup>/сут;

$L_{en}$ ,  $C_{en}$  – концентрация соответственно БПК<sub>5</sub> и взвешенных веществ в сточных водах, поступающих на биологическую очистку, мг/дм<sup>3</sup>;

$t_{TS}$  – возраст активного ила, сут;

$T$  – температура иловой смеси, °С.

Прирост активного ила, получаемый в процессе биологического удаления фосфора, кг/сут,

$$P_p = 3B_d^p, \quad (3.11)$$

где  $B_d^p$  – суточная нагрузка по фосфатным загрязняющим веществам сооружений биологической очистки, кг/сут.

Суточная нагрузка по фосфатным загрязняющим веществам сооружений биологической очистки составит

$$B_d^p = \frac{X_{pe} Q_{\text{расч}}}{1000}, \quad (3.12)$$

где  $X_{pe}$  – концентрация соединений фосфора, удаляемых в процессе биологической очистки, мг/дм<sup>3</sup>.

Объем технологических сооружений с активным илом, м<sup>3</sup>,

$$V = \frac{t_{TS} P_i}{a_i}, \quad (3.13)$$

где  $t_{TS}$  – возраст активного ила, сут;

$P_i$  – прирост активного ила, кг/сут;

$a_i$  – доза ила, мг/дм<sup>3</sup>, принимается по таблице 3.4.

Объем технологических сооружений с активным илом, рассчитанный по формуле (3.13), рассматривается как сумма объемов технологических сооружений с активным илом, предназначенных для деструкции органических веществ, нитрификации и денитрификации.

Объем анаэробной емкости для удаления фосфора следует определять отдельно:

$$W_{\text{анаэр}} = t_{\text{анаэр}} q_{\text{max ч}} (1 + R), \quad (3.14)$$

где  $t_{\text{анаэр}}$  – время контакта, ч, принимается равным 0,5–0,75 ч [1];

$q_{\text{max ч}}$  – максимальный часовой расход, м<sup>3</sup>/ч;

$R$  – степень рециркуляции активного ила.

Объем технологических сооружений с активным илом должен обеспечивать нагрузку на активный ил, не превышающую указанную в таблице 3.4.

Требуемая степень рециркуляции возвратного активного ила из вторичных отстойников и иловой смеси из зоны нитрификации в денитрификатор при предварительной денитрификации определяется по формуле

$$R_F = C_{\text{NH}_4\text{N}} / C_{\text{NO}_3\text{ex}} - 1. \quad (3.15)$$

Потребность в кислороде при очистке сточной воды, кг/сут, определяется как сумма расхода кислорода на деструкцию органических веществ и нитрификацию с учетом снижения потребности в кислороде за счет окисления органических веществ при денитрификации:

$$OV = OV_c + OV_N - OV_D, \quad (3.16)$$

где  $OV_c$ ,  $OV_N$  – расход кислорода соответственно на деструкцию органических веществ и нитрификацию, кг/сут;

$OV_D$  – снижение потребности в кислороде за счет окисления органических веществ при денитрификации, кг/сут.

При отношении ХПК/БПК<sub>5</sub> сточной воды, поступающей на биологическую очистку, не более 2,2 удельный расход кислорода на обработку сточной воды с целью деструкции органических веществ, кг/кг БПК<sub>5</sub>, допускается определять по таблице 3.7 с учетом температуры и возраста ила. Для других значений возраста ила и температуры, расход кислорода на обработку сточной воды с целью деструкции органических веществ, кг/сут, определяется по зависимости

$$OV_c = B_d \left( 0,56 + \frac{0,15 t_{TS} 1,072^{(15-T)}}{1 + 0,17 t_{TS} 1,072^{(15-T)}} \right), \quad (3.17)$$

где  $B_d$  – суточное поступление биохимически разлагаемых веществ на очистные сооружения, кг БПК<sub>5</sub>/сут;

$t_{TS}$  – возраст активного ила, сут;

$T$  – расчетная температура сточных вод, °С.

Расход кислорода на нитрификацию, кг/сут, рассчитывается по формуле

$$OV_N = Q_{\text{ср.сут}} \frac{4,3(C_{\text{NO}_3D} - C_{\text{NO}_3\text{en}} + C_{\text{NO}_3\text{ex}})}{1000}, \quad (3.18)$$

где  $C_{\text{NO}_3\text{en}}$  – концентрация нитратного азота в сточных водах, поступающих на сооружения биологической очистки, мг/дм<sup>3</sup>.

Таблица 3.7 – Удельный расход кислорода на обработку сточной воды с целью деструкции органических веществ [3]

Температура $T, ^\circ\text{C}$	Возраст ила, сут					
	4	8	10	15	20	25
10	0,85	0,99	1,04	1,13	1,18	1,22
12	0,87	1,02	1,07	1,15	1,21	1,24
15	0,92	1,07	1,12	1,19	1,24	1,27
18	0,96	1,11	1,16	1,23	1,27	1,30
20	0,99	1,14	1,18	1,25	1,29	1,32

Снижение потребности в кислороде, кг/сут, за счет окисления органических веществ в аноксидных условиях при денитрификации

$$OV_D = Q_{\text{ср.сут}} \frac{2,9C_{\text{NO}_3\text{D}}}{1000} \quad (3.19)$$

Максимальная часовая потребность в кислороде, кг/ч, определяется с учетом неравномерности его потребления в течение суток по формуле

$$OV_h = \frac{k_c(OV_c - OV_D) + k_N OV_N}{24}, \quad (3.20)$$

где  $k_c, k_N$  – коэффициенты часовой неравномерности потребления кислорода соответственно при обработке сточной воды с целью деструкции органических веществ и нитрификации.

Коэффициенты  $k_c$  и  $k_N$  определяются на основании данных технологических изысканий, при их отсутствии допускается принимать значения коэффициентов по таблице 3.8.

Таблица 3.8 – Значения коэффициентов часовой неравномерности потребления кислорода

Возраст ила, сут	$k_c$	$k_N$ при суточном поступлении органических загрязняющих веществ на сооружения биологической очистки, БПК <sub>5</sub> /сут		
		До 1200 включ.	Св. 1200 до 6000	Св. 6000
4	1,30	–	–	–
8	1,25	–	–	–
10	1,20	–	2,5	2,0
15	1,20	2,5	2,5–1,8	1,8
20	1,15	2,0	2,0–1,5	1,5
25	1,10	1,5	1,5	–

Максимальная часовая потребность в кислороде,  $OV_h$ , кг/ч, рассчитывается для двух вариантов сочетания нагрузок при значении  $k_c = 1,0$ ,  $k_N = \max$  и  $k_c = \max$ , и  $k_N = 1,0$ .

Требуемая подача кислорода, кг/ч, в технологические емкости с активным илом при непрерывной аэрации

$$q_0 = \frac{C_T}{C_T - C_i} O V_h, \quad (3.21)$$

где  $C_T$  – растворимость кислорода в воде в зависимости от температуры и давления, принимаемая по справочным данным, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_0$  – концентрация кислорода в иловой смеси в технологической емкости, мг/дм<sup>3</sup>.

Для технологических емкостей с активным илом, в которых аэрация производится периодически, требуемая подача кислорода, кг/ч, рассчитывается по зависимости

$$q_0 = \frac{C_T}{C_T - C_i} O V_h \frac{1}{1 - V_D / V}. \quad (3.22)$$

Концентрацию кислорода в технологических емкостях с активным илом при расчете систем аэрации следует принимать 2,0 мг/л [3].

Тип аэраторов в технологических емкостях с активным илом необходимо выбирать на основании технико-экономического расчета с учетом их параметров (потери давления, размера пузырьков воздуха, устойчивости к засорению, срока службы, простоты обслуживания и т. д.).

Аэраторы должны обеспечивать требуемый кислородный режим и интенсивность перемешивания активного ила.

При подборе механических, пневмомеханических и струйных аэраторов необходимо исходить из их производительности по кислороду, определенной при температуре 20 °С, и отсутствия растворенного в воде кислорода.

Количество аэраторов определяется исходя из требуемого расхода кислорода и данных производителей аэрационных систем. При отсутствии указанных данных допускается использовать значения, приведенные в [13, таблицы Г.1 и Г.2].

Заглубление аэраторов необходимо принимать с учетом давления воздухоподводящего оборудования и потерь давления в коммуникациях и аэраторах.

В аэротенках должна быть предусмотрена возможность опорожнения и устройства для выпуска воды из воздухораспределительной системы.

В системах аэрации, в которых аэраторы не фиксируются к опорным элементам на дне емкостных сооружений, необходимо предусматривать возможность извлечения отдельных секций с аэраторами без опорожнения технологических емкостей.

В качестве воздухоподающего оборудования следует предусматривать применение компрессоров, механических и пневмомеханических аэраторов, а также специальных устройств (эрлифты, эжекторы).

При подборе воздухоподающего оборудования требуемый расход воздуха определяется исходя из требуемой подачи кислорода и с учетом содержания кислорода в атмосферном воздухе. Содержание кислорода в атмосферном воздухе при нормальных условиях (при температуре 0 °С (273 К) и давлении 101 325 Па) следует принимать 20,9 % по объему или 23,1 % по массе.

Для условий, отличающихся от указанных, концентрацию кислорода в воздухе, г/м<sup>3</sup>, необходимо принимать по данным метеорологических станций, ближайших к проектируемым очистным сооружениям.

Для систем пневматической аэрации, как правило, применяются компрессоры низкого давления с избыточным давлением до 0,15 МПа объемного и динамического действия с приводом от электродвигателей. Исполнение компрессоров может предусматривать прямую передачу крутящего момента от электродвигателя по общему валу для компрессора и двигателя или с использованием редукторов или ременной передачи.

Подбор компрессоров для систем аэрации иловой смеси необходимо производить исходя из требуемого расхода воздуха, обеспечивающего необходимую подачу кислорода в технологические емкости с учетом содержания кислорода в атмосферном воздухе. Производительность компрессоров декларируется производителями с указанием условий, при которых она обеспечивается. Как правило, производительность компрессоров указывается как объемный расход поступающего в компрессор воздуха при нормальных условиях: при давлении атмосферного воздуха 101 325 Па, температуре воздуха 0 °С и влажности 0 %. Для условий эксплуатации, отличающихся от нормальных, производительность компрессора должна пересчитываться.

Регулирование подачи и давления компрессора может быть предусмотрено посредством изменения угла наклона лопаток в рабочих органах компрессора или посредством изменения частоты вращения электропривода.

Компрессор должен обеспечивать возможность регулирования подачи воздуха от максимального расхода до минимального по возможности без существенного снижения показателей энергоэффективности на рассматриваемом диапазоне подач.

Определение диапазона для регулирования подачи воздуха необходимо устанавливать с учетом количества рабочих агрегатов и режима эксплуатации очистных сооружений.

Энергоэффективность компрессора определяется по удельной потребляемой мощности, кВт·ч/м<sup>3</sup>, с учетом условий, при которых производится эксплуатация.

Системы аэрации необходимо проверять на перемешивающую способность по поддержанию активного ила во взвешенном состоянии.

Зону действия механических аэраторов следует определять расчетом. Для первоначальных определений следует принимать пять-шесть диаметров рабочего колеса.

При недостаточной перемешивающей способности аэраторов допускается использование дополнительных устройств для механического перемешивания с обеспечением достаточных скоростей движения иловой смеси.

Для перемешивания в анаэробных и аноксичных технологических емкостях следует предусматривать перемешивающие устройства. В качестве перемешивающих устройств могут быть использованы мешалки различных типов и другие типы устройств при соответствующем обосновании.

При выборе перемешивающих устройств следует учитывать, что перемешивание иловой смеси в анаэробных и аноксидных технологических емкостях не должно приводить к интенсивному поступлению кислорода воздуха в иловую смесь.

Погружные мешалки оснащаются герметичными двигателями, предназначенными для длительной эксплуатации в среде иловой смеси.

По конструкции погружные мешалки подразделяются на безредукторные (высокоскоростные) и редукторные (низкоскоростные).

Безредукторные погружные мешалки предусматривают прямую передачу крутящего момента с электродвигателя на пропеллер. Мешалки такого типа комплектуются, как правило, двигателями с частотой вращения ротора 1450; 960 и 725 с<sup>-1</sup> и предназначены для монтажа в емкостях небольших размеров, имеющих сложные формы, с различными устройствами, смонтированными во внутреннем пространстве емкости.

Редукторные погружные мешалки предусматривают передачу крутящего момента с электродвигателя на пропеллер с использованием понижающего редуктора.

Для снижения частоты вращения пропеллера погружные мешалки оснащаются, как правило, простыми или планетарными механическими редукторами.

При выборе мешалок следует учитывать, что при аналогичном перемешивающем воздействии на иловую смесь энергопотребление редукторных мешалок ниже, чем у безредукторных. Как правило, удельное энергопотребление ниже у мешалок с большими диаметрами пропеллеров при прочих равных условиях.

Гиперболические мешалки следует размещать на дне сооружения, как правило, в один ряд. Возможность размещения гиперболических мешалок в два ряда декларируется производителем.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1 **Алексеев, В. И.** Проектирование сооружений переработки и утилизации осадков сточных вод с использованием элементов компьютерных информационных технологий : учеб. пособие / В. И. Алексеев, Т. Е. Винокурова, Е. А. Пугачев. – М. : АСВ, 2003. – 125 с.

2 ТКП 17.06–08–2012. Охрана окружающей среды и природопользование. Порядок установления нормативов допустимых сбросов химических и иных веществ в составе сточных вод. – Введ. 29.06.2012. – Минск : Минприроды, 2012. – 73 с.

3 ТКП 45–4.01–321–2018. Канализация. Наружные сети и сооружения. Строительные нормы проектирования. Введ. 2018.10.01. – Минск : М-во архитектуры и стр-ва Респ. Беларусь, 2018.

4 **Арапова, А. В.** Биологическое удаление азота и фосфора из городских сточных вод : дис. канд. техн. наук : 03.00.16. – М., 2004. – 154 с.

5 **Баженов, В. И.** Проектирование современных комплексов биологической очистки сточных вод / В. И. Баженов, А. А. Денисов // Экология и промышленность России. – 2009. – № 2. – С. 23–25.

6 **Баженов, В. И.** Проектирование современных комплексов биологической очистки сточных вод / В. И. Баженов // ЭКиПР. – 2009, февраль. – С. 26–31.

7 **Василенко, А. А.** Реконструкция и интенсификация сооружений водоснабжения и водоотведения : учеб. пособие / А. А. Василенко. – Одесса : КНУСА : ОГАСА, 2007. – 307 с.

8 **Воронов, Ю. В.** Водоотведение и очистка сточных вод : учеб. для вузов / Ю. В. Воронов, С. В. Яковлев. – М. : Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2006. – 704 с.

9 **Гогина, Е. С.** Удаление биогенных элементов из сточных вод : [монография] / Е. С. Гогина. – М. : МГСУ, 2010. – 120 с.

10 **Долина, Л. Ф.** Очистка сточных вод от биогенных элементов : [монография] / Л. Ф. Долина. – Днепропетровск : Континент. 2011. – 198 с.

11 **Жмур, Н. С.** Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н. С. Жмур. – М. : АКВАРОС, 2003. – 512 с.

12 **Морозова, К. М.** Принципы расчета систем биологической очистки сточных вод / К. М. Морозова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2009. – № 1. – С. 26–31.

13 Пособие к ТКП 45–4.01–321–2018. Проектирование очистных сооружений сточных вод. – Минск, 2019. – 204 с.

14 Постановление М-ва природных ресурсов и охраны окружающей среды Респ. Беларусь «О некоторых вопросах нормирования сбросов химических и иных веществ в составе сточных вод» от 26.05.2017 № 16. – Минск, 2017. – 15 с.

15 **Седлухо, Ю. П.** Экспериментальные исследования очистки сточных вод от биогенных элементов : сб. докл. междунар. научн.-практ. конф. 15 декабря 2006 г. / Ю. П. Седлухо, Т. С. Куприянич. – Кишинев, 2006. – 233 с.

16 **Татура, А. Е.** Реконструкция систем и сооружений водоснабжения и водоотведения : учеб. пособие / А. Е. Татура. – Ижевск : ИжГТУ, 2003. – 178 с.

17 Технология биологического удаления азота и фосфора на станциях аэрации / Б. В. Васильев [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – № 5. – С. 18–21.

18 Технология удаления азота и фосфора в процессах очистки сточных вод / Б. Г. Мишуков [и др.]. – СПб. : Вода: технология и экология, 2008. – 144 с.

19 Экспериментальные исследования технологии «Денифо» на пилотной установке [Электронный ресурс] // АкваБел: водоснабжение и водоотведение Беларуси. – Минск, 2013. – Режим доступа: <http://www.aquaby.by/index.php/news/338/15/eksperimentalnye-issledovaniya-tehnologii-denifo-na-pilotnoj-standovke>. – Дата доступа : 02.04.2018.

Учебное издание

*НОВИКОВА Ольга Константиновна*

**ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД  
ОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ**

Учебно-методическое пособие

Редактор *А. А. Павлюченкова*

Технический редактор *В. Н. Кучерова*

Подписано в печать 12.06.2019 г. Формат 60x84 <sup>1</sup>/<sub>16</sub>.  
Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Печать на ризографе.  
Усл. печ. л. 3,26. Уч.-изд. л. 3,34. Тираж 50 экз.  
Зак. №. 2251. Изд. № 36.

Издатель и полиграфическое исполнение:  
Белорусский государственный университет транспорта.  
Свидетельство о государственной регистрации издателя,  
изготовителя, распространителя печатных изданий  
№ 1/361 от 13.06.2014.  
№ 2/104 от 01.04.2014.  
№ 3/1583 от 14.11.2017.  
Ул. Кирова, 34, 246653, Гомель