

**Министерство образования и науки Украины
Донбасская национальная академия строительства и архитектуры**

Кафедра “Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов”

**Конспект лекций
по дисциплине**

**«Современные методы и технологии очистки сточных вод
и обработки осадков»**

**(для магистров специальности «Водоснабжение и водоотведение»)
№ кода**

Составил: ЧЕРНЫШЕВ В.Н.

**Утверждено на заседании кафедры
“Водоснабжение, водоотведение и
охрана водных ресурсов”**

**ПРОТОКОЛ № от 2009 г.
Зав. кафедрой Нездоймінов В. И.**

Лекция 1

1. Основные тенденции современного развития технологии очистки городских сточных вод и обработки осадков.

Одним из главных элементов любой системы водоотведения являются очистные сооружения, призванные быть надежным препятствием на пути поступления загрязнений в окружающую среду и, в частности, в водоемы. Выявляющиеся в ходе эксплуатации сооружений недостатки и повышающиеся требования к качеству очищенных сточных вод вызывают необходимость постоянно совершенствовать методы очистки, обработки осадков, а также технологические процессы, используемые на различных стадиях очистки.

В состав современных очистных станций систем водоотведения входят сооружения:

- механической очистки (решетки, песколовки, первичные отстойники);
- биологической очистки (аэротенки, биофильтры различных конструкций, вторичные отстойники);
- доочистки сточных вод (микро фильтры, фильтры, биореакторы доочистки сточных вод, сооружения для удаления биогенных элементов);
- по обработке осадков (стабилизаторы, илоуплотнители, сооружения по обезвоживанию).

Сооружения механической очистки включают, как правило, решетки песколовки и первичные отстойники. Не достаточно высокая надежность работы и степень извлечения отбросов решеток типа МГ, РММВ привела к необходимости совершенствования этого оборудования в части повышения надежности работы грабельного оборудования, уменьшения величины прозоров между стержнями, применения не корродирующих материалов. В современных конструкциях решеток эти недостатки учтены, а в некоторых вообще отсутствует грабельный аппарат (ступенчатые решетки), что исключает возможность его заклинивания при работе.

Совершенствование первичного отстаивания идет по пути увеличения коэффициента использования объема сооружений, что привело к внедрению тонкослойного отстаивания, отстаивания в низходяще-восходящем потоке

Тенденции в развитии биологической очистки связаны с повышением окислительной мощности сооружений, что привело к появлению таких сооружений как флототенки, фильтротенки и биотенки и другие современные биореакторы. Совершенствуются и системы аэрации сооружений биологической очистки. Применение современных аэраторов из пористых синтетических материалов и тканей позволяет значительно увеличить срок их службы и коэффициент полезного использования кислорода. Применение таких аэраторов позволяет в значительной степени экономить энергозатраты при биологической очистке сточных вод.

В настоящее время к качеству очищенных сточных вод предъявляются повышенные требования. Как правило, возникает необходимость производить доочистку сточных вод по взвешенным веществам, БПК и биогенным элементам. Основная направленность в развитии технологий доочистки связана с их интенсификацией, снижением затрат и повышением эффективности доочистки. Это вызвало появление новых технологий и конструкций сооружений, применения более высокоэффективных реагентов. Особое внимание уделяется доочистке сточных вод от биогенных элементов: азота и фосфора. Заслуживает внимания технология удаления азота с использованием метода предшествующей денитрификации, которая позволяет использовать для этой цели органические вещества сточных вод. Это дает возможность экономить на энергозатратах и при денитрификации дополнительно не вводить в сточную жидкость органические вещества. Кроме того, технология предшествующей денитрификации хорошо вписывается в биологическую очистку сточных вод и не требует дополнительных сооружений при реконструкции. Обращает на себя внимание также совершенно новая технология биологического удаления фосфора, не требующая затрат реагентов.

Совершенствуются и методы обеззараживания сточных вод. На смену существующих хлораторов приходят более эффективные и безопасные в эксплуатации хлораторы. Увеличивают безопасность процесса обеззараживания электролизные установки и применение вместо газообразного хлора раствора гипохлорита натрия. Кроме того, делаются попытки использовать в больших масштабах для обеззараживания ультрафиолетовое облучение.

Основные тенденции в совершенствовании технологии обработки осадков сточных вод направлены на интенсификацию процессов стабилизации обезвоживания и утилизации. Это привело к появлению и внедрению таких технологий, как автотермофильная стабилизация (АТАД), технологии глубокой минерализации осадков. Технологии обезвоживания осадков пополняются как новым высокоэффективным оборудованием, так и реагентами, основу которых составляют флокулянты. При этом значительно сокращается расход реагентов на кондиционирование осадка, а флокулянты не загрязняют обезвоженный осадок и в дальнейшем быстро биологически разрушаются. С утилизацией стабилизированного и обезвоженного осадка дело обстоит значительно сложнее, в связи с присутствием в них вредных примесей, в том числе тяжелых металлов. Тем не менее, разработаны и в настоящее время продолжают разрабатываться эффективные методы удаления из осадков этих металлов, что позволяет использовать обработанные осадки в качестве органоминеральных удобрений. Повышению качества органоминеральных удобрений способствует технология вермикюльтивирования, особенно при использовании калифорнийского червя. Эта технология поставлена в зарубежной практике на промышленную основу, что позволяет не только избавиться от накапливающегося осадка, но и получать дополнительный доход за счет реализации ценного удобрения.

Продолжают разрабатываться и новые методы утилизации осадка. Вызывают определенный интерес использование осадка в производстве строительных материалов, дорожном строительстве, в качестве топлива, в том числе после пиролизной переработки.

2. Совершенствование механической очистки сточных вод.

Как было указано выше, совершенствование процессов отстаивания идут по пути увеличения коэффициента полезного использования объема сооружений. Известны сделанные в этом направлении шаги, связанные с водораспределительной системой Скирдова и периферийным впуском сточной жидкости в радиальных отстойниках, организацией низходяще-восходящего потока в вертикальных отстойниках. Если в обычных радиальных отстойниках коэффициент полезного использования объема равен 0,45, то при применении системы Скирдова он увеличивается до 0,85. в отстойниках с низходяще-восходящим потоком он достигает 0,65 против 0,35 в вертикальных отстойниках. Использование тонкослойного отстаивания в зависимости от схемы работы сооружения дает возможность получить этот коэффициент в пределах 0,5 – 0,8.

Заслуживают внимания разработки ученых КНАБА в отношении отстаивания в вертикальных отстойниках [1]. Главный недостаток вертикальных отстойников с центральной трубой (рис.1. а), который обуславливает низкий эффект отстаивания, вызван неудачным гидравлическим режимом движения воды. Особое напряжение создается в зоне истечения жидкости под раструбом, размещенным в нижней части центральной трубы. При истечении жидкости с высокими скоростями, создаются условия "размыва" осадка в верхних пластах осадочной части и вынос взвеси из отстойника. Вынос взвеси усиливается из-за невозможности изменения соотношения скоростей в центральной трубе и в зоне восходящего потока, где должно выполняться условие $V \ll U_0$. Здесь V - скорость восходящего потока, U_0 - гидравлическая крупность частиц. Реализация этих гидравлических и других эксплуатационных требований привели к созданию отстойников с низходяще-восходящим потоком жидкости (рис. 1. б, в).

В отстойнике с центральной трубой (рис. 1.а), при несвоевременном удалении или при плохом уплотнении осадка на наклоненных днищах конической части отстойника, имеет место его всплывание и повторное загрязнение уже осветленных сточных вод. Оторвавшийся от дна осадок, не встречая сопротивления со стороны конструкций на пути вертикального движения, выносятся из сооружения. Орыв осадка происходит за счет газов, образовавшихся в анаэробных условиях. Этот недостаток частично устраняется в отстойнике, конструкция которого приведена на рис. 1.б, так как зона нисходящего потока частично перекрывает некоторую площадь поверхности конического дна. Вопрос исключения выноса осадка из осадочной части отстойника полностью решен в разработанной новой конструкции отстойника, представленной на рисунке 1.в. Наклоненная часть разделяющей перегородки

полностью перекрывает зону осадка, тем самым, исключая попадание осадка в очищенные сточные воды. Такое конструктивное решение увеличивает эффективность работы вертикальных отстойников до 84% и коэффициент полезного использования объема сооружений до 78%.

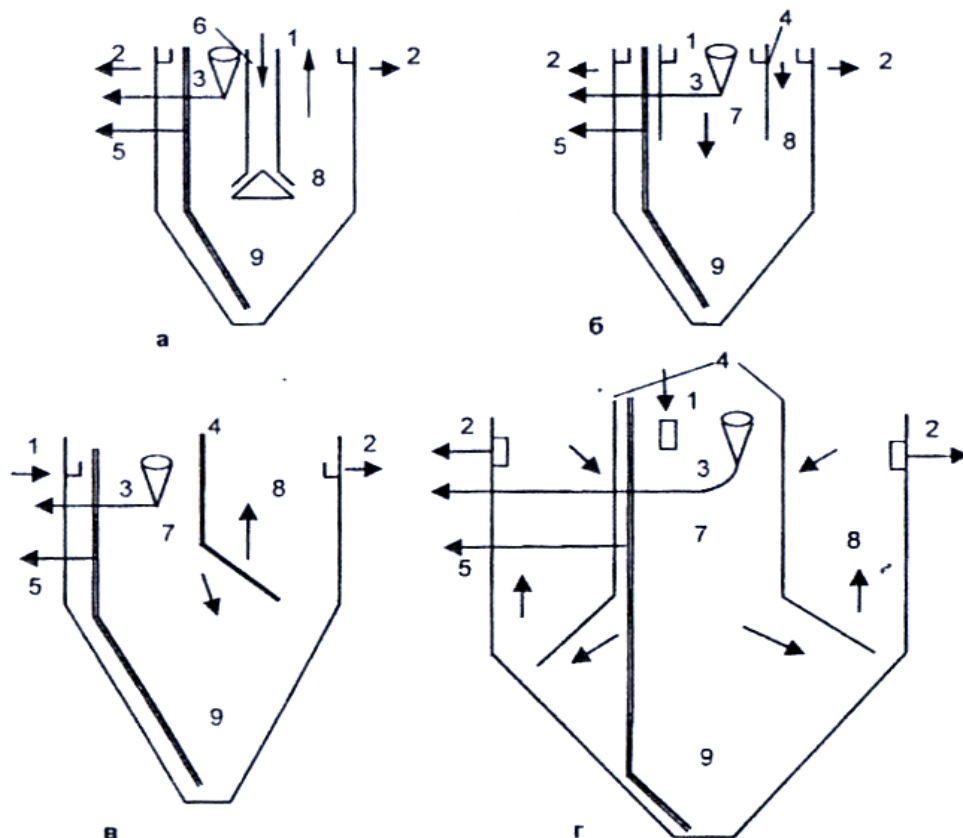


Рис. 1. Вертикальные отстойники: с центральной трубой (а); с низхідно-висхідним потоком жидкості (б); с низхідно-висхідним потоком жидкості без центральной трубы (в); реконструкция горизонтального вторичного отстойника с ноздреватым дном на вертикальный отстойник с низхідно-висхідним потоком жидкості без центральной трубы (г).

1 - подача неочищенных сточных вод; 2 - отвод очищенных вод; 3 - отвод всплывающих веществ; 4 - разделяющая перегородка между нисходящей и восходящей зонами осветления; 5 - отвод осадка на обезвоживание; 6 - центральная труба отстойника; 7 - зона нисходящего потока; 8 - зона восходящего потока; 9 - зона накопления сырого осадка.

Такие отстойники могут быть в плане круглыми, прямоугольными и многоугольными, что также разрешает их удачно использовать в компактных установках на малые расходы сточных вод вместе с узлом биологической очистки и обработки осадка. К технологическим и конструктивным преимуществам таких отстойников можно отнести упрощенный гидравлический режим, который обеспечивает одинаковые скорости потоков во всех сечениях зон отстойника; упрощенную систему подачи в сооружение и вывода из нее жидкости, осадка и всплывающих веществ.

Порівняння коефіцієнтів використання об'єму відстійників			
№ пп.	Найменування	Коефіцієнт використання об'єму	Джерело
1	Вертикальний відстійник з центральною трубою	0,35	Шифрін С.М. [4]
2	Вертикальний відстійник з низхідно-висхідним рухом рідини	0,65	Єршов А.В. [3]
3	Вертикальний відстійник з низхідно-висхідним рухом рідини без центральної труби	0,78	Нечипор О.М. [5]

Лекция 2

3. Роль и место биологических процессов в технологии очистки сточных вод и обработки осадков

Известно, что основу загрязнений городских сточных вод составляют органические вещества, находящиеся в нерастворенном и растворенном состоянии. Для их удаления в основном используют биологические методы как наиболее экономичные и экологически безопасные. Биологические методы очистки основываются на естественных процессах жизнедеятельности гетеротрофных микроорганизмов. Микроорганизмы обладают целым рядом свойств, из которых можно выделить три основных, которые широко используются при очистке:

- способность потреблять в качестве источников питания разнообразные органические вещества для получения энергии;
- быстрое размножение микроорганизмов (в среднем за каждые 30 мин количество бактериальных клеток увеличивается вдвое);
- способность образовывать скопления и колонии, которые легко отделяются от сточных вод после завершения очистки.

Биологические процессы могут протекать как в аэробных, так и в анаэробных условиях. Аэробные биологические процессы в основном применяют при очистке сточных вод, малоконцентрированных по органическим веществам (БПК до 500 – 1000 мг/л). Для концентрированных сточных вод применяют анаэробные биологические процессы. В живой микробной клетке в общем случае параллельно протекают два процесса, которые в целом составляют процесс обмена веществ (метаболизм). Это распад молекул питательных веществ, во-первых, с целью получения энергии (катаболизм) и, во-вторых, с целью биосинтеза новых микробных клеток (анаболизм). Процессы трансформации питательных веществ катализируются и регулируются ферментами, которые вырабатываются клетками микроорганизмов. Ферменты делают возможным протекание биохимических реакций в «мягких» условиях. Общее содержание ферментов в клетках

достигает 40 – 60% общего содержания в клетках белков. При этом в одной клетке содержится более 1000 видов различных ферментов.

Большинство гетеротрофных организмов получают энергию в процессе дыхания - биологического окисления сложных органических субстратов, являющихся донорами водорода. Дыхание называют аэробным, если роль конечного акцептора водорода выполняет свободный кислород. В качестве источников энергии - доноров водорода - хемоорганотрофы в процессе дыхания используют разнообразные окисляемые органические соединения: белки, жиры, углеводы, спирты, органические кислоты, синтетические органические соединения. Дыхание бактерий является во многих отношениях подобным аэробному дыханию высших организмов. Оно состоит из двух фаз.

Первая фаза включает серию реакций, благодаря которым органический субстрат окисляется до CO_2 , а освобождающиеся атомы водорода перемещаются к акцепторам. В этой фазе совершается цикл реакций, известный под названием цикла Кребса, или цикла трикарбоновых кислот (ЦТК), рис.11.10.

Вторая фаза представляет собой окисление освобождающихся атомов водорода кислородом с образованием АТФ. Эти две фазы совместно ведут к окислению субстрата до CO_2 и H_2O и образованию полезной энергии (в виде АТФ и других соединений).

Для хемолитотрофных микроорганизмов источниками энергии служат восстановленные минеральные соединения азота, серы, железа. Такими микроорганизмами являются нитрифицирующие бактерии, железобактерии, бактерии, окисляющие соединения серы (тионовые бактерии). Сложный механизм превращений характерен и для хемолитотрофных аэробных микроорганизмов. Так, у нитрифицирующих бактерий окисление азота аммонийного происходит через промежуточные стадии образования гидроксилamina (NH_2OH), гипонитрита (NOH), нитрита и, наконец, нитрата. Энергетическим субстратом, окисляемым в дыхательной цепи бактерий, служит гидроксиламин.

Как хемогетеротрофные, так и хемолитотрофные микроорганизмы широко используются в технологиях очистки сточных вод. Процессы биологической очистки сточных вод от органических примесей в аэробных условиях осуществляют хемогетеротрофы, нитрифицирующие бактерии, которые являются хемолитотрофами, участвуют в процессах удаления из сточных вод азота и т.д.

Следует заметить, что возможности аэробной биологической очистки сточных вод при определенных условиях позволяют окислять органические вещества практически полностью до углекислого газа, воды и минеральных солей, что обуславливает высокое качество очищенных сточных вод.

Анаэробные процессы биологической очистки связаны с брожением органических веществ. Брожение может быть определено как процесс биологического окисления сложных органических субстратов для получения энергии, при котором конечный акцептор водорода (тоже органическое вещество) образуется в ходе распада исходного субстрата. При этом одни

органические вещества служат донорами водорода, следовательно, окисляются, другие – акцепторами, в результате чего восстанавливаются. Анаэробному сбраживанию могут подвергаться разнообразные соединения: углеводы, жиры органические кислоты, аминокислоты и другие. Условием, определяющим возможность брожения тех или иных органических соединений, является наличие в их структуре не полностью окисленных или восстановленных атомов углерода. Только в этом случае возможна внутримолекулярная и межмолекулярная перестройка субстрата за счет сопряжения окислительных и восстановительных реакций без участия кислорода. Существуют несколько типов брожения, название которых соответствуют названию конечного продукта брожения: спиртовое, масляно кислое, пропионокислое, метановое и т.д. Энергетический выход процесса брожения невелик, так как органические вещества при брожении не окисляются полностью. Для получения энергии, которая нужна микроорганизмам, в том числе и для синтеза нового клеточного вещества, им приходится перерабатывать большое количество органических веществ. Вследствие этого прирост анаэробных микроорганизмов невелик. Анаэробные процессы целесообразно использовать для очистки высококонцентрированных сточных вод, так как аэробные процессы в этом случае требуют значительных расходов кислорода и дают большой прирост избыточного активного ила. Эти обстоятельства повышают затраты на очистку. Кроме того, следует учесть, что при анаэробных процессах очистка от органических примесей проходит не полностью и для получения необходимого качества очищенных сточных вод на второй ступени следует осуществлять биологическую очистку уже в аэробных условиях. В некоторых случаях целесообразно анаэробные процессы использовать для предварительного разрушения некоторых органических веществ, которые в аэробных условиях медленно окисляются или не окисляются вовсе.

Как анаэробные, так и аэробные биологические процессы широко используются для стабилизации осадков сточных вод.

Биологические процессы могут проходить и с использованием связанного кислорода в минеральных соединениях, таких как нитраты, нитриты, хроматы и бихроматы, сульфаты. Минеральные соединения при этом играют роль акцепторов водорода, а донорами являются органические вещества. Такие процессы называют семиаэробными (полуаэробными). Практическое применение семи аэробные процессы находят в восстановлении ряда кислородосодержащих анионов: нитратов, нитритов, сульфатов хроматов, бихроматов и т.д. В частности восстановление нитритов и нитратов до молекулярного азота при денитрификации используется в технологии удаления азота.

Таким образом, как аэробные, так и анаэробные, а также семи аэробные биологические процессы широко используются в современных технологиях очистки сточных вод. Эти же процессы используются и при обработке органических осадков в ходе их стабилизации.

4. Интенсификация биологической очистки сточных вод. Повышение окислительной мощности сооружений.

Интенсификация биологической очистки сточных вод связана с увеличением скорости биологических процессов и ведет к снижению объемов сооружений. Скорость процесса оценивается окислительной мощностью, которая может быть вычислена по формуле:

$$ОМ = \rho \cdot a, \text{ мг БПК/(\text{л} \cdot \text{час})},$$

где ρ - удельная скорость окисления органических загрязнений;
 a – концентрация активного ила в аэротенке.

Из формулы видно, что окислительная мощность может быть повышена увеличением, как концентрации активного ила, так и удельной скорости окисления.

Одним из основных приемов повышения скорости биологических процессов в аэротенках, а, следовательно, окислительной мощности сооружений является увеличение концентрации в очищаемой сточной жидкости концентрации активного ила. Эта концентрация может быть повышена применением флототенков, фильтротенков и биотенков с закрепленным активным илом.

В настоящее время идет поиск и уже получены положительные результаты в применении в аэротенках для илоотделения фильтрующих перегородок, позволяющих отказаться от вторичного отстаивания.

снижение величины илового индекса.

повышение величины ρ возможно при повышении температуры процесса.
 двух иловая и трех иловая система применение многоиловых систем.

Интенсификация биологической очистки бывает необходимой при повышении производительности сооружений в ходе их реконструкции, при повышении концентрации органических примесей в сточных водах, поступающих на очистку.

Лекция 3

5. Требования к содержанию биогенных элементов в очищенных сточных водах. Современные технологии удаления из сточных вод азота и фосфора.

Современный этап развития науки и техники в области очистки городских сточных вод характеризуется изменением приоритетов в целях и задачах этой очистки. Меньше уделяется внимания величине БПК и концентрации взвешенных веществ в очищенной воде и больше количеству азота и фосфора, что обусловлено процессами эвтрофикации, интенсивно протекающими в водоемах и водотоках в теплый период года.

Требования к содержанию азота и фосфора в воде водоема достаточно жесткие. Так, для хозяйственно-питьевых водоемов содержание аммонийного азота и азота нитратов не должно превышать соответственно 2,0 и 10,2 мг/л, для рыбохозяйственных эти показатели равны 0,5 и 9,0 мг/л. Содержание фосфатов в воде хозяйственно-питьевых водоемов регламентируется на уровне 3,5 мг/л или по фосфору 1,5 мг/л.

Довольно часто требуется, чтобы качество очищенных сточных вод по содержанию азота и фосфора было на уровне ПДК этих элементов в воде водоемов. Учитывая, что городские сточные воды даже после полной биологической очистки содержат большие концентрации азота и фосфора, то возникает необходимость удаления этих элементов из сточных вод перед сбросом их в водоем. Наиболее экономичным и хорошо вписывающимся в технологию биологической очистки сточных вод является метод нитрификации – денитрификации. Известны разные варианты технологических схем удаления азота [2].

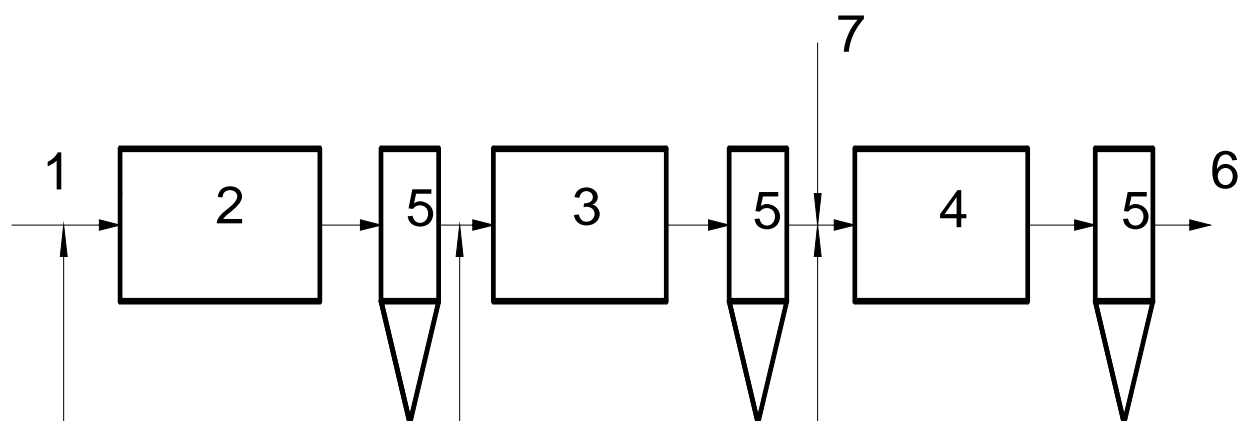


Рис. 2. Трехступенчатая технология удаления азота.

1.- исходная сточная жидкость; 2.- аэротенк; 3.-нитрификатор; 4.- денитрификатор; 5.- вторичный отстойник; 6.- очищенная сточная жидкость; 7.- подача органического субстрата.

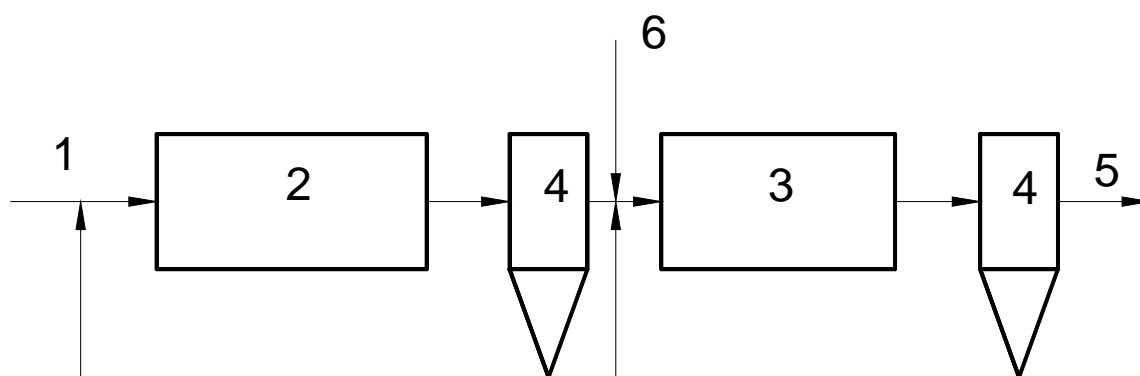


Рис. 3. Двухступенчатая технология удаления азота

1.- исходная сточная жидкость; 2.- аэротенк продленной аэрации; 3.- денитрификатор; 4.- вторичный отстойник; 5.- очищенная сточная жидкость; 6.- подача органического субстрата.

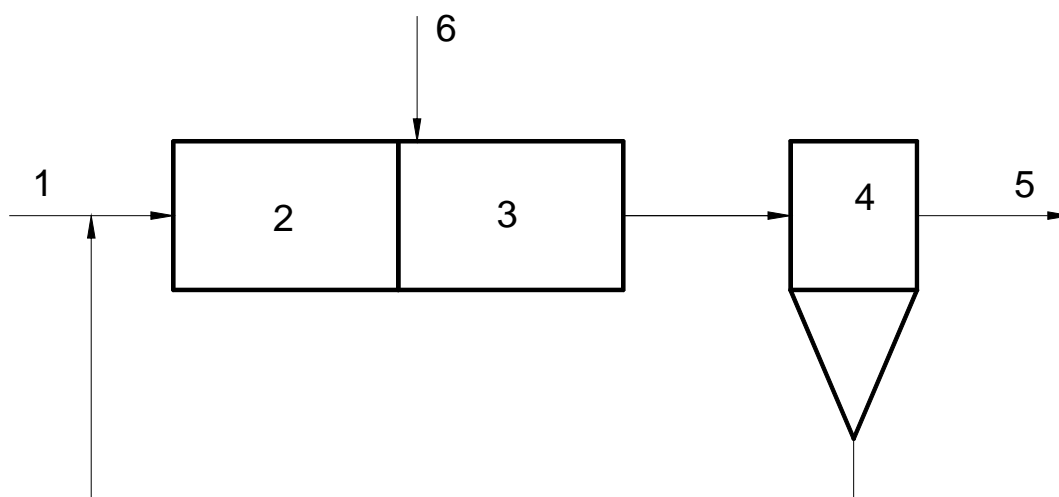


Рис.4. Одноступенчатая технология удаления азота

1.- исходная сточная жидкость; 2.- аэротенк продленной аэрации; 3.- денитрификатор; 4.- вторичный отстойник; 5.- очищенная сточная жидкость; 6.- подача органического субстрата.

Логично вести процесс удаления, начиная с глубокой нитрификации в аэротенках и биореакторах, что обеспечивает снижение БПК до 10 мг/л и менее, но требует уменьшения нагрузки на активный ил и создания условий с высоким содержанием растворенного кислорода в иловой смеси. Но ведение процесса биологической очистки с глубокой нитрификацией в традиционной схеме, когда последовательно окисляется 60-70 % органических веществ и затем осуществляется нитрификация, нерационально, так как значительно увеличивается продолжительность аэрации, возрастает расход воздуха. При этом не происходит снижение массы общего азота из-за того, что пропорционально снижению концентрации аммонийного азота происходит увеличение концентрации

нитратов. Поэтому в дальнейшем требуется удаление нитратов, которое осуществляется с помощью другого биологического процесса – денитрификации. Однако такая последовательность ведения процессов (сначала нитрификация, а затем денитрификация) требует при денитрификации дополнительно вводить органический субстрат.

Разумно для этих целей использовать органические вещества, содержащиеся в неочищенной сточной жидкости. Так как денитрификация протекает при отсутствии растворенного кислорода (аноксидные условия), то взамен дорогостоящей аэрации можно применить простое перемешивание иловой смеси. Те же 60-70% органических веществ будут расходоваться на процесс восстановления нитратного азота до молекулярного состояния. На один грамм восстановленного азота потребляется от 7 до 12 г органических веществ по БПК₅. Наиболее рационально организовать процесс удаления азота по технологии предшествующей денитрификации, схема которой показана на рис. 5 [3].

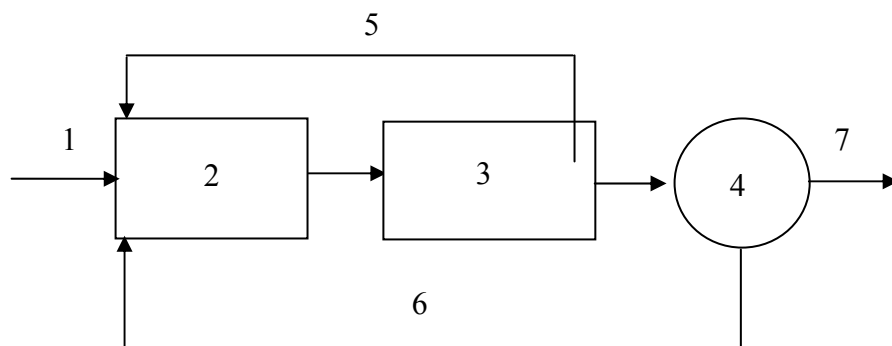


Рис. 5. Схема предшествующей денитрификации

1.- исходные сточные воды; 2.- денитрификатор; 3.- аэротенк-нитрификатор; 4.- вторичный отстойник; 5.- рециркулирующая иловая смесь из аэротенка-нитрификатора в денитрификатор; 6.- возвратный активный ил; 7.- очищенные сточные воды.

Как видно из рисунка, исходные сточные воды и иловая смесь из аэробной зоны направляются в денитрификатор, где в анаэробных условиях осуществляется восстановление азота и снижается БПК. Затем иловая смесь направляется в аэробную часть, в которой происходит процесс нитрификации в самых благоприятных для него условиях. Глубокая нитрификация требует накопления в иле нитрифицирующих бактерий, в связи с чем должна быть снижена нагрузка на ил по БПК, увеличены доза ила и его возраст.

Связь нагрузки с глубиной нитрификации может быть ориентировочно оценена следующим образом:

Нагрузка на ил N, г БПК ₅ на 1 кг ила в сут	150	120	90	60
---	-----	-----	----	----

Остаточное количество аммонийного азота, мг/л	3-5	1-3	0,8-0,6	0,5-0,4
---	-----	-----	---------	---------

В сточных водах фосфор присутствует в виде различных соединений: полифосфатов, ортофосфатов и фосфорсодержащих органических соединений. В результате трансформации этих соединений при биологической очистке очищенные сточные воды в основном содержат фосфор в виде ортофосфатов. Для удаления фосфора наибольшее распространение получили реагентные методы, основанные на образовании в сточных водах нерастворимых соединений фосфора в результате химических реакций при добавлении реагентов. В качестве реагентов используются соли алюминия, двухвалентного и трехвалентного железа, известь. Так как образующиеся фосфорсодержащие соединения находятся в высокодисперсном состоянии, то для их коагуляции требуются дозы реагентов, превышающие стехиометрические потребности, кроме того, возможно применение и флокулянтов. Удаление сформировавшейся взвеси в дальнейшем производится путем отстаивания, флотации, осветления и фильтрования. Следует заметить, что часть фосфатов ассимилируется при биологической очистке активным илом в процессе анаболизма и выводится из сточных вод с избыточным активным илом.

В настоящее время получает распространение биологический метод удаления фосфора. Этот метод основан на культивировании в активном иле специфических видов микроорганизмов (*Acinetobacter*), содержащих в себе в три раза большее количество фосфора. Если активный ил обычных аэротенков содержит в своем составе 0,011 – 0,013 мг на 1 мг сухого вещества, то активный ил, культивируемый для удаления фосфора, содержит уже 0,033 – 0,035 мг/мг.

Культивирование такого активного ила осуществляется, если активный ил сначала пребывает в анаэробных условиях, где он потребляет легко окисляемые органические вещества, при этом внутриклеточные полифосфатные связи разрываются с выделением фосфатов в водную среду.

В дальнейшем при поступлении в аэробную или аноксидную среду происходит восстановление полифосфатных связей, которое сопровождается усиленным потреблением фосфатов из иловой смеси. Превышение количества потребляемых фосфатов над количеством выделяемых в анаэробных условиях связано с приростом активного ила и выводом его в качестве избыточного после аэробной зоны. Количество фосфора, содержащегося в избыточном активном иле достаточно, чтобы снизить концентрацию фосфора в сточных водах на 97 – 98 % [3]. Технологическая схема очистки сточных вод с удалением фосфора изображена на рис.6. В этой схеме предусматривается биологическую очистку вести до начала нитрификации. Зачастую возникает необходимость удалять и азот и фосфор. В этом случае активный ил, подаваемый в анаэробный биореактор необходимо освобождать от нитратов в денитрификаторе (рис. 7). Кроме того, следует иметь в виду, что для эффективного удаления фосфора в поступающих сточных водах должно

содержаться органики в количестве около 40 – 60 мг БПК на 1 мг удаляемого фосфора.

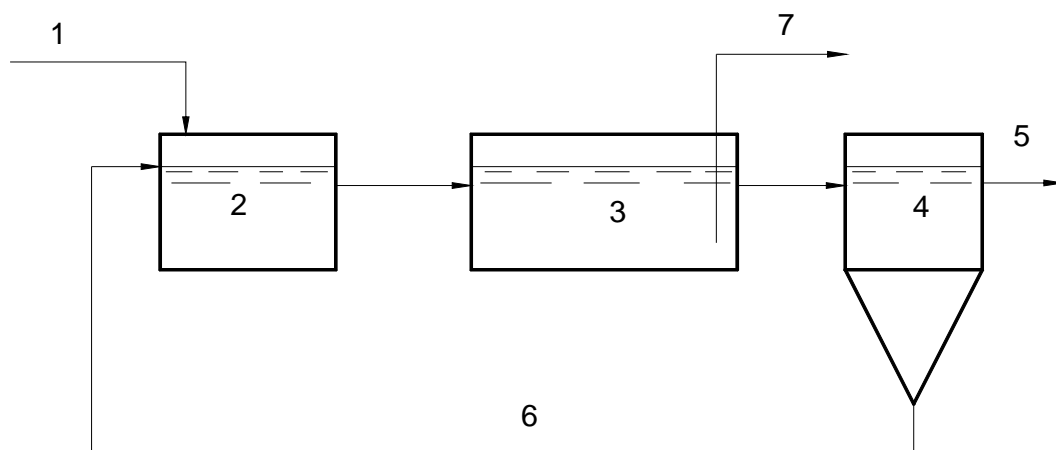


Рис. 6. Технологическая схема очистки сточных вод с удалением фосфора.

1.- сточные воды на очистку; 2.- анаэробный биореактор; 3.- аэротенк; вторичный отстойник; 4.- вторичный отстойник; 5.- очищенные сточные воды; 6.- возвратный активный ил; 7.- избыточный активный ил.

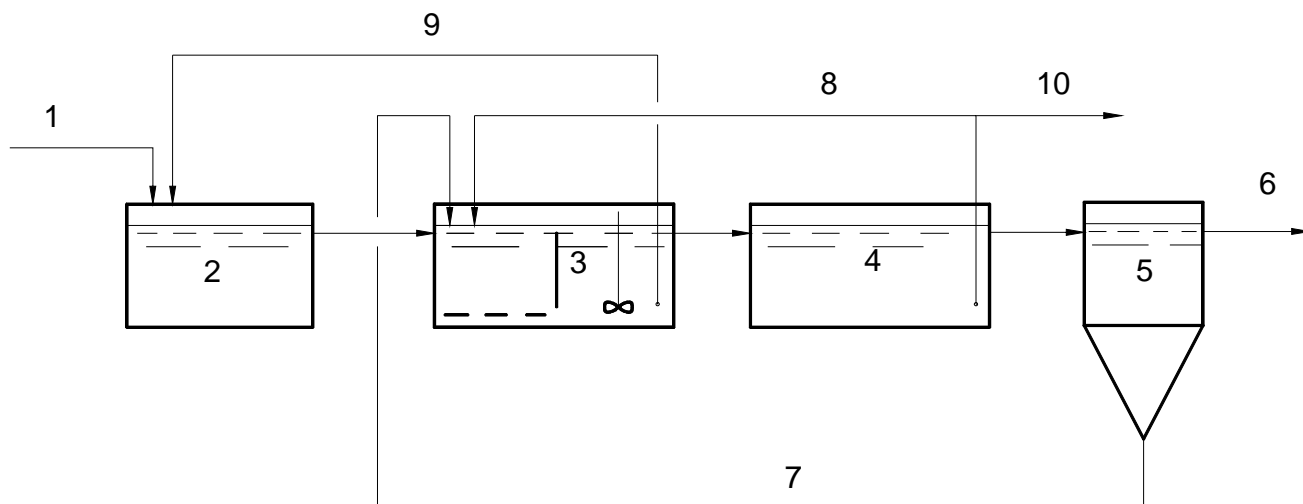


Рис.7. Технологическая схема очистки сточных вод с удалением азота и фосфора.

1.- сточные воды на очистку; 2.- анаэробный биореактор; 3.- денитрификатор; 4.- аэротенк; 5.- вторичный отстойник; 6.- очищенные сточные воды; 7.- возвратный активный ил; 8.- рециркуляция иловой смеси; 9.- подача иловой смеси из денитрификатора в анаэробный биореактор; 10.- избыточный активный ил.

Лекция 4

6. Проектирование технологии удаления из сточных вод азота по методу предшествующей денитрификации

Исходными данными для проектирования сооружений по технологии предшествующей денитрификации являются расход сточных вод, концентрации загрязнений по БПК, взвешенным веществам, а также содержание в сточных водах аммонийного азота и азота нитратов. Кроме того, необходимо знать требуемые значения этих величин в очищенных сточных водах. Технологическая схема с некоторыми нанесенными значениями показателей приведена на рис. 8.



Рис.8. Расчетная схема предшествующей денитрификации

На рисунке Q – суточный расход сточных вод, $\text{м}^3/\text{сутки}$;

$\text{NH}_4^{+\text{исх}}$ – исходное содержание аммонийного азота в поступающих сточных водах;

$\text{NH}_4^{+\text{ден}}$ – содержание аммонийного азота в смеси сточных вод, возвратного ила и рециркулирующей иловой смеси;

$\text{NH}_4^{+\text{нитр}}$ – то же после нитрификации;

$\text{NO}_3^{-\text{исх}}$ – исходное содержание азота нитратов в поступающих сточных водах;

$\text{NO}_3^{-\text{ден}}$ – содержание азота нитратов в смеси сточных вод, возвратного ила и рециркулирующей иловой смеси;

$\text{NO}_3^{-\text{нитр}}$ – то же после нитрификации.

Практика расчетов показывает, что если требуемое содержание аммонийного азота в очищенной сточной жидкости больше или равно 2 мг/л, то следует

использовать схему, приведенную на рис .6. В этом случае необходима полная биологическая очистка сточных вод с нитрификацией. В противном случае схема дополняется аэробными биореакторами доочистки с ершевым наполнителем, где за счет продолжающейся нитрификации концентрация аммонийного азота снизится менее 2 мг/л.

Предположим, что требуемое содержание в очищенных сточных водах аммонийного азота равно 2 мг/л, азота нитратов – 7,5 мг/л. Поступающая сточная жидкость в денитрификатор содержит аммонийного азота 30 мг/л, азот нитратов отсутствует. Кроме того, в ней содержится органических загрязнений по БПК 220 мг/л, взвешенных веществ 150 мг/л. Расход сточных вод составляет 25000 м³/сут.

Для выполнения расчета следует знать, какие значения концентраций аммонийного азота и азота нитратов будут в сточных водах после денитрификатора. В общем случае суммарная величина этих показателей должна быть такой же, как и после нитрификатора поскольку в нитрификаторе азот не удаляется, а переходит из одной формы в другую.

Принимая, что в денитрификаторе концентрация аммонийного азота не претерпевает изменений можно определить степень рециркуляции возвратного ила из вторичного отстойника и иловой смеси из нитрификатора, записав балансовое уравнение.

$$Q \cdot \text{NH}_4^{+ \text{исх}} + q_{\text{рец}}^{\text{см}} \cdot \text{NH}_4^{+ \text{нитр}} + q_{\text{возв}} \cdot \text{NH}_4^{+ \text{нитр}} = (Q + q_{\text{рец}}^{\text{см}} + q_{\text{возв}}) \cdot \text{NH}_4^{+ \text{ден}}$$

Поделив обе части уравнения на Q и заменив $(q_{\text{рец}}^{\text{см}} + q_{\text{возв}})/Q$ на $R_{\text{общ}}$ получим:

$$R_{\text{общ}} = \frac{\text{NH}_4^{+ \text{исх}} - \text{NH}_4^{+ \text{ден}}}{\text{NH}_4^{+ \text{ден}} - \text{NH}_4^{+ \text{нитр}}}, \text{ где } R_{\text{общ}} \text{ общая степень рециркуляции.}$$

$$\text{По данным, приведенным на рис.6, } R_{\text{общ}} = (30 - 7,5)/(7,5 - 2) = 4,09.$$

При расчете денитрификатора необходима величина концентрации нитратов в смеси исходных сточных вод, возвратного активного ила и рециркулирующей иловой смеси $\text{NO}_3^{- \text{ден, см}}$. Эта величина также определяется из балансового уравнения:

$$Q \cdot \text{NO}_3^{- \text{исх}} + q_{\text{рец}}^{\text{см}} \cdot \text{NO}_3^{- \text{нитр}} + q_{\text{возв}} \cdot \text{NO}_3^{- \text{нитр}} = (Q + q_{\text{рец}}^{\text{см}} + q_{\text{возв}}) \cdot \text{NO}_3^{- \text{ден, см}}$$

Преобразовывая данное уравнение аналогично предыдущему балансовому уравнению, получим:

$$\text{NO}_3^{- \text{ден, см}} = (\text{NO}_3^{- \text{исх}} + R_{\text{общ}} \cdot \text{NO}_3^{- \text{нитр}})/(1 + R_{\text{общ}}),$$

или при $\text{NO}_3^{- \text{исх}} = 0$

$$\text{NO}_3^{-\text{ден,см}} = R_{\text{общ}} \cdot \text{NO}_3^{-\text{нитр}} / (1 + R_{\text{общ}}),$$

$$\text{NO}_3^{-\text{ден,см}} = 4,09 \cdot 7,5 / (1 + 4,09) = 6,03 \text{ мг/л.}$$

Далее определяется продолжительность денитрификации. Удельная скорость денитрификации ($\rho_{\text{ден}}$) по некоторым литературным источникам величина, не зависящая от концентрации нитратов, и может составлять для случая использования органики бытовых сточных вод 3,7 – 5,0 мг/г час [4]. Продолжительность денитрификации составит:

$$t_{\text{ден}} = \frac{\text{NO}_3^{-\text{ден,см}} - \text{NO}_3^{-\text{ден}}}{a \cdot (1 - S) \cdot \rho_{\text{ден}}} = \frac{6,03 - 2}{2,5 \cdot (1 - 0,3) \cdot 3,7} = 0,62 \text{ час.}$$

При этом объем денитрификаторов будет равен:

$$W_{\text{ден}} = Q \cdot (1 + R_{\text{общ}}) \cdot t_{\text{ден}} / 24 = 25000 \cdot (1 + 4,09) \cdot 0,62 / 24 = 3287 \text{ м}^3.$$

При денитрификации БПК сточных вод снижается на величину:

$$\Delta \text{БПК} = (\text{NO}_3^{-\text{ден,см}} - \text{NO}_3^{-\text{ден}}) \cdot 3,43 = (6,03 - 2) \cdot 3,43 = 13,8 \text{ мг/л}$$

Если считать, что в денитрификатор поступает смесь исходных сточных вод, возвратного активного ила и рециркулирующей иловой смеси с концентрацией загрязнений по БПК, равной

$$\text{БПК}_{\text{см}} = (\text{БПК}_{\text{исх}} \cdot Q + \text{БПК}_{\text{нитр}} \cdot q_{\text{рец}}^{\text{см}} + \text{БПК}_{\text{нитр}} \cdot q_{\text{возв}}) / (Q + q_{\text{рец}}^{\text{см}} + q_{\text{возв}}) = (220 \cdot 25000 + 15 \cdot 25000 \cdot 4,09) / (25000 \cdot 5,09) = 55,3 \text{ мг/л,}$$

то сточные воды после денитрификатора будут иметь $\text{БПК}_{\text{ден}} = 55,3 - 13,8 = 41,5 \text{ мг/л.}$

Количество возвратного активного ила ($q_{\text{возв}}$) из балансового уравнения будет равно:

$$q_{\text{возв}} = \frac{Q \cdot a}{a_{\text{возв}} - a} = \frac{25000 \cdot 2,5}{6 - 2,5} = 17857 \text{ м}^3/\text{сутки},$$

где $a_{\text{возв}}$ – концентрация возвратного ила по сухому веществу, 6 г/л;

a – концентрация ила по сухому веществу в денитрификаторе, 2,5 г/л.

Количество рециркулирующей иловой смеси ($q_{\text{рец}}^{\text{см}}$) будет равно:

$$q_{\text{рец}}^{\text{см}} = Q \cdot R_{\text{общ}} - q_{\text{возв}} = 25000 \cdot 4,09 - 17857 = 84393 \text{ м}^3/\text{сутки}.$$

Прирост избыточного активного ила при денитрификации по литературным данным незначительный [4] и составляет 0,4 мг по беззольному веществу на 1 мг удаленного азота, поэтому увеличением концентрации активного ила в сооружении можно пренебречь.

После денитрификатора сточные воды поступают в нитрификатор, где нитрификация протекает в присутствии биоразлагаемой органики. Расчетное количество этой органики будет выше 41,5 мг/л за счет гидролиза органической части взвешенных веществ в процессе аэрации на величину $150 \cdot (1 - 0,25) 0,3 =$

33,8 мг/л. Для того, чтобы нитрифицирующие микроорганизмы не вымывались из активного ила, необходимо, чтобы удельные скорости их роста и удельные скорости роста гетеротрофных микроорганизмов были одинаковы.

Удельная скорость нитрификации при снижении концентрации аммонийного азота до 2 мг/л:

$$\mu = K_{pH} \cdot K_T \cdot K_{oc} \cdot K_c \cdot \mu_{max} \cdot N / (K_p + N) = 0,6 \cdot 1 \cdot 0,5 \cdot 1,77 \cdot 2 / (25 + 2) = 0,039 \text{ сут}^{-1},$$

где все значения величин приняты по [пособие].

Возраст ила, обеспечивающий нитрификацию, должен быть равным $\theta = 1/\mu = 1/0,039 = 25,6$ сут. При таком возрасте удельная скорость окисления органических веществ будет равна:

$$\rho = K_s + 0,0417 \cdot K_p / \theta = 3,7 + 0,0417 \cdot 864 / 25,6 = 5,1 \text{ мг/(г·час)}.$$

При такой удельной скорости и концентрации ила в нитрификаторе 2,5 г/л продолжительность процесса окисления органических веществ и нитрификации составит:

$$t = \frac{L_{en}^{нитр} - L_{ex}^{нитр}}{a_{нитр} \cdot (1 - s) \cdot \rho} = \frac{75,3 - 15}{2,5 \cdot (1 - 0,3) \cdot 5,1} = 6,8 \text{ час},$$

где $L_{en}^{нитр}$ - БПК сточных вод, поступающих в нитрификатор, равное $41,5 + 33,8 = 75,3$ мг/л;

$L_{ex}^{нитр}$ - БПК сточных вод после нитрификатора.

Количество избыточного активного ила $Q_{изб}$ определяется по удельному приросту, который равен:

$$K_g = \frac{41,7 \cdot a \cdot t}{(L_{en}^{нитр} - L_{ex}^{нитр}) \cdot \theta} = \frac{41,7 \cdot 2,5 \cdot 6,8}{(75,3 - 15) \cdot 25,6} = 0,46 \text{ мг/мг БПК},$$

$$Q_{изб} = K_g \cdot (L_{en}^{нитр} - L_{ex}^{нитр}) \cdot Q \cdot (1 + R_{общ}) / (1000 \cdot a_{возв}) = 0,46 \cdot (75,3 - 15) \cdot 25000 \cdot (1 + 4,09) / (1000 \cdot 6) = 588 \text{ м}^3/\text{сутки}.$$

Объем нитрификатора:

$$W_{нитр} = Q \cdot (1 + R_{общ}) \cdot t / 24 = 25000 \cdot (1 + 4,09) \cdot 6,8 / 24 = 36054 \text{ м}^3.$$

7. Современные технологии обработки осадков городских сточных вод

7.1. Состав и количество осадков, образующихся на городских канализационных очистных станциях.

На канализационных очистных сооружениях в процессе механической, биологической и физико-химической очистки сточных вод образуются различные виды отходов. В зависимости от типа сооружений, применяемых при очистке сточных вод и обработке осадков, их подразделяют на следующие виды:

- грубые примеси, задерживаемые решётками;
- тяжёлые примеси, задерживаемые песколовками;
- сырой осадок первичных отстойников;
- избыточный активный ил аэротенков или биологическая плёнка биофильтров;
- осадки контактных резервуаров.

Грубые механические примеси, задерживаемые решётками, относятся к отбросам и подлежат утилизации различными способами. Их количество незначительно и зависит от типа установленных на очистных сооружениях решёток и ширины прозоров между стержнями и может колебаться в пределах 8-40 л/год на 1 человека.[5, 6].

Тяжёлые примеси, песок, количество которых в среднем составляет 0,02 л/сут на 1 человека при влажности 60 % и плотности 1,6 т/м³, направляются для обезвоживания на песковые площадки, в бункеры или накопители.

Основное количество отходов, образующихся при очистке городских сточных вод с использованием биологических методов, представляет собой осадки органического происхождения, в которые включают сырой осадок первичных отстойников, избыточный ил аэротенков либо избыточную биоплёнку биофильтров, а также осадок контактных резервуаров.

Сырые осадки первичных отстойников характеризуются большой неоднородностью по крупности частиц, представляют собой студенистую суспензию с неприятным запахом. Влажность осадка, выгружаемого из первичных отстойников, в общем случае колеблется в достаточно широких пределах. В проектной практике она принимается равной 95 % при самотечном удалении сырого осадка и 93,5 % при удалении плунжерными насосами [7]. Количество сырого осадка зависит от концентрации взвешенных веществ в поступающих сточных водах, а также эффективности работы первичных отстойников.

Вследствие большого количества органических веществ в сырых осадках (зольность сырого осадка обычно составляет 20-25%) они быстро гнивают, выделяя различные газообразные продукты, в том числе и достаточно токсичные. Необработанные сырые осадки являются опасными в санитарном отношении, так как являются благоприятной средой для сохранения и развития различных видов микроорганизмов, в них долгое время сохраняют свою

жизнеспособность яйца гельминтов. В состав микроорганизмов могут входить и патогенные, являющиеся возбудителями эпидемических заболеваний.

Активный ил представляет собой суспензию, содержащую аморфные хлопья и населенную различными видами аэробных микроорганизмов: бактериями, простейшими, грибами, коловратками водными клещами, личинками насекомых и др. На хлопьях активного ила адсорбированы растворенные вещества, в состоянии адгезии находятся коллоидные и мелкодисперсные частицы. Влажность активного ила, выгружаемого из вторичных отстойников, значительно выше влажности сырого осадка и составляет в среднем 99,2-99,7 %, что объясняется его коагуляционной структурой [4]. Причиной образования коагуляционной структуры в составе суспензии активного ила является выделение микроорганизмами в окружающую среду специфических высокомолекулярных веществ – биополимеров [5], которые выполняют функцию защиты микроорганизмов от неблагоприятных условий среды и одновременно обладают флокулирующими свойствами.

Активный ил также как сырой осадок в основном состоит из органики (зольность составляет в среднем 25-30 %), поэтому в анаэробных условиях он также быстро гниет. Органическая часть активного ила в основном представлена веществами белкового происхождения (около 50%) при содержании жиров и углеводов соответственно до 30 и 10 %. Количество активного ила, образующегося при биологической очистке, определяется не только концентрацией взвешенных и органических веществ по БПК, но и нагрузкой при которой работают сооружения биологической очистки. В практике проектирования и в соответствии со СНиП 2.04.03-85 прирост активного ила в мг/л вычисляется по формуле:

$$P_i = 0,8 C_{cdp} + K_g L_{en};$$

где C_{cdp} – концентрация взвешенных веществ в сточной воде, поступающей в аэротенк, мг/л;

K_g – коэффициент прироста; для городских сточных вод и близких к ним по составу производственных сточных вод $K_g = 0,3$;

L_{en} – полная биологическая потребность в кислороде поступающей в аэротенк сточной воды, мг/л

Это значение, как правило, является завышенным, так как не полностью учитываются процессы эндогенного дыхания. В зарубежной практике прирост активного ила в основном определяют, исходя из нагрузки по БПК. Влияние нагрузки на прирост можно ориентировочно оценить по графику (рис.9.).

Характер кривой, приведенной на рисунке 1.1. показывает, что с увеличением нагрузки прирост активного ила увеличивается. Особенно заметно увеличение этого прироста при нагрузках, соответствующих работе большинства аэротенков городских станций аэрации, т.е. не выше 500-600 мг БПК/(г·сут).

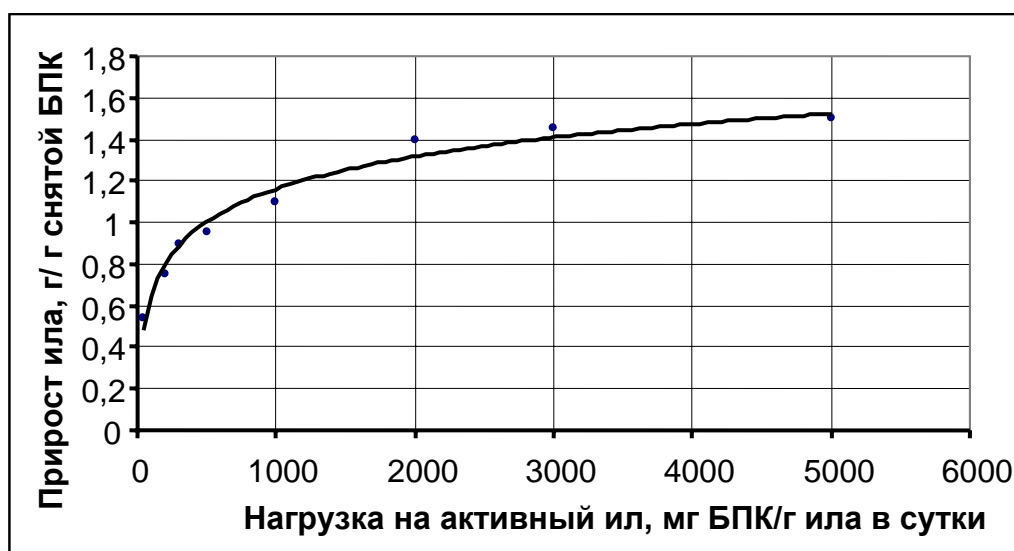


Рис.9. Влияние нагрузки на прирост активного ила

Что касается избыточной биологической плёнки биофильтров, то ее количество определяется из расчета 8 г/сутки на одного человека для капельных и 28 г/сутки на одного человека для высоко нагружаемых биофильтров. Влажность избыточной биопленки, выпадающей во вторичном отстойнике, принимается равной 96 % [8].

Осадки контактных резервуаров образуются в результате коагуляции примесей за счёт их воздействия с хлоросодержащим реагентом. Количество осадков, образующихся в контактных резервуарах, незначительно и определяется из расчета 0,5 л на 1м³ сточных вод. Этот вид осадков, как правило, не подвержен загниванию и не создаёт значительных проблем на очистных сооружениях.

В общем случае количество образующихся на городских канализационных очистных сооружениях осадков, как по объему, так и по сухому веществу зависит от состава сточных вод, концентрации в них загрязнений, технологической схемы очистки сточных вод, а также параметров работы отдельных сооружений. Считается, что на городских канализационных очистных сооружениях образуются осадки в количестве от 0,5 до 2% фактической суточной производительности сооружений [5].

Для оценки применимости той или иной технологии обработки или утилизации осадков важен детальный состав осадков. Элементарный состав сухого вещества осадков городских сточных вод колеблется в достаточно широких пределах. Сухое вещество сырых осадков содержит 35,4-87,8% углерода, 4,5-8,7% водорода, 0,2-2,7% серы, 1,8-8% азота, 7,6-35,4% кислорода. В составе сухого вещества активного ила содержится 44,0-75,8% углерода, 5-8,2% водорода, 0,9-2,7% серы, 3,3-9,8% азота, 12,5-43,2% кислорода. Кроме того, в осадках могут содержаться соединения кремния, алюминия, железа, окиси кальция, магния, калия, натрия, цинка, хрома, никеля и др. (табл.7.1) [5].

Таблица 7.1. Химический состав минеральной части осадков

Тип осадка	Содержание, %*					
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O
Из первичных отстойников	21,4-55,9	0,3-18,9	3,0-13,9	11,8-35,9	2,1-4,3	0,7-3,4
Активный ил	17,6-33,8	7,3-26	7,2-18,7	8,9-16,7	1,4-11	0,8-3,9
Сброженная смесь осадков	27,3-35,7	8,7-9,3	11,4-13,6	12,5-15,6	1,5-3,6	1,8-2,8

Продолжение табл. 7.1

Тип осадка	Содержание, %*					
	Na ₂ O	SO ₃	ZnO	CuO	NiO	Cr ₂ O ₃
Из первичных отстойников	0,8-4,2	1,8-7	0,1-0,6	0,1-0,8	0,2-2,9	0,8-3,1
Активный ил	1,9-8,3	1,5-6,8	0,2-0,3	0,1-0,2	0,2-3,4	0-2,4
Сброженная смесь осадка первичных отстойников активного ила	2,6-4,7	3,0-7,2	0,1-0,3	0,2-0,3	0,2-1,0	1,3-1,9

*Помимо приведенных, в осадках сточных вод могут содержаться и ряд других соединений и микроэлементов.

Как известно, осадки сточных вод содержат ценные удобрительные вещества, в состав которых входят азот, фосфор, калий и некоторые другие элементы и поэтому могут использоваться в качестве удобрений. Следовательно, для подробной характеристики осадков сточных вод особенно важно знать элементарный состав по азоту, фосфору и калию, чтобы оценить их удобрительную ценность. Содержание основных питательных элементов в термически высушенном осадке в зависимости от типа высушиваемого осадка приведено в таблице 7.2 [5].

Таблица 7.2. Содержание основных питательных макроэлементов в термически высушенных осадках, % в сухом веществе

Питательный элемент	Осадок первичных отстойников	Активный ил	Смесь осадка первичных отстойников и активного ила	Сброженный осадок
азот	1,6...4,0	2,4...6,5	2,0...5,0	1,7...6,0
фосфор	0,6...5,2	2,3...8,0	1,0...6,0	0,9...6,6
калий	0,2...0,6	0,3...0,4	0,2...0,5	0,2...0,5

Из таблицы 2.1 видно, что наиболее ценным органическим удобрением особенно богатым азотом и фосфором является активный ил. Данные таблицы показывают, что содержание удобрительных веществ в осадках колеблется в достаточно широких пределах, что объясняется различием состава очищаемых

городских сточных вод. Следует отметить, эти показатели лучше, чем у навоза от крупного рогатого скота, который характеризуется содержанием азота - 0,8%, фосфора - 0,19...0,28%, калия - 0,5...0,63%. Кроме того, осадки городских сточных вод могут содержать в своём составе и некоторые микроэлементы. Как показали анализы, термически высушенные осадки содержат в мг/кг сухого вещества: бора до 15, кобальта – 2...114, марганца – 60...715, меди – 75...3200, молибдена – 0,5...11, цинка – 40...5000 [5].

Для городов промышленных регионов характерно присутствие в осадках сточных вод значительного количества соединений тяжелых металлов. Эти металлы встречаются и в осадках сточных вод городов, не имеющих соответствующих предприятий. Так, содержание меди и цинка во многом определяются рассеянными источниками загрязнений [9].

Поскольку тяжелые металлы при определенных концентрациях проявляют токсикологические свойства, это является главным препятствием для дальнейшей утилизации этих осадков.

В органических осадках сточных вод содержатся разнообразные органические вещества, основу которых составляют белки, жиры и углеводы. Например, органическая часть активного ила на 50-70% представлена белками, содержание жиров и углеводов соответственно достигает 20 и 8%. В сыром осадке белков примерно в 2 раза меньше, а углеводов в 2,5-3 раза больше, чем в активном иле. В целом твердая фаза осадков содержит в среднем 70-75% органических веществ. Органическая часть осадков, как было указано выше, быстро загнивает, выделяя различные газообразные продукты. Среди них в выделяющихся газах следует отметить присутствие двуокиси углерода, аммиака, сероводорода, метана, меркаптанов.

Таким образом, образующиеся на городских канализационных очистных сооружениях органические осадки, с экологической точки зрения являются не безопасными для окружающей среды вследствие особенностей своего состава и свойств. К ним следует отнести микробную зараженность осадка патогенными микроорганизмами и яйцами гельминтов, возможное содержание в осадках соединений тяжелых металлов, выделение в атмосферу, в результате быстро развивающихся анаэробных биологических процессов, разнообразных газообразных продуктов, в том числе токсичных. Все это вызывает необходимость в специальной обработке осадков с последующей их утилизацией.

Лекция 5

7.2. Методы обработки осадков и их оценка

7.2.1. Методы стабилизации осадков, их сравнительная оценка

Целью обработки осадков сточных вод является получение стабильного (не загнивающего) и безопасного для окружающей среды осадка, занимающего минимальные объемы. Для этого органические осадки канализационных очистных сооружений подвергают стабилизации, уплотнению, обезвоживанию и обеззараживанию. Стабилизация, в результате которой осадок теряет

склонность к загниванию, как правило, осуществляется биологическими способами в анаэробных и аэробных условиях. Для анаэробной стабилизации применяются биореакторы различных конструкций, среди них метантанки, перегниватели, эмшеры, септики.

Осадки в результате анаэробной стабилизации, отличаются более однородной структурой и представляют собой суспензию черного или темно-серого цвета. Продолжительность анаэробной стабилизации зависит от конструкции биореактора, соотношения количества сырого осадка и активного ила по сухому веществу, влажности бродящей массы, температуры брожения и других факторов. За счет распада органического вещества осадка его зольность и влажность в процессе брожения увеличиваются. Осадки, стабилизированные в анаэробных условиях, характеризуются плохой влагоотдачей, как правило, плохо уплотняются, что требует значительных расходов на их реагентную подготовку перед механическим обезвоживанием. Выделяющийся при брожении в метантенках газ, содержит в основном метан и может быть использован для различных энергетических целей.

Стабилизация осадков в аэробных условиях осуществляется длительным их аэрированием, при этом органические вещества, склонные в анаэробных условиях к быстрому загниванию окисляются аэробными микроорганизмами. В результате аэробной стабилизации осадок представляет собой, как и активный ил аэротенков, хлопьевидную суспензию коричневого или тёмно-коричневого цвета. После аэробной стабилизации осадки хорошо уплотняются в отстойниках до влажности 98-96%, при этом их влагоотдающая способность значительно выше, чем анаэробно стабилизированных осадков. В процессе аэробной стабилизации зольность и влажность осадка повышается, иловая вода стабилизированного осадка обогащается нитратами.

Если сравнивать аэробную стабилизацию с анаэробной, то следует заметить, что аэробная стабилизация характеризуется большей устойчивостью процесса, простотой и безопасностью обслуживания сооружений, меньшими затратами на последующее механическое обезвоживание, но требует дополнительных энергетических затрат на подачу воздуха.

7.2.2. Интенсификация аэробной стабилизации осадков. Технология глубокой минерализации .

Изучение литературных данных по этому вопросу показало, что основное количество работ было связано с сокращением продолжительности аэробной стабилизации и не касалось увеличения глубины распада. Известны, например, некоторые данные по применению для ускорения стабилизации хелатообразующих соединений и ферментных препаратов [10], использованию ультразвуковой обработки части стабилизируемого активного ила [11]. Кроме того, обращает на себя внимание метод интенсификации стабилизации в термофильных условиях, нашедший развитие в настоящее время в зарубежной практике [12, 13, 14].

Известно, что ферменты являются катализаторами биологических процессов, поэтому искусственное добавление в обрабатываемый осадок позволяет значительно ускорить процесс стабилизации. Ускорение достигается и обработкой части активного ила ультразвуком, в результате деструкции клеток микроорганизмов внутри клеточные ферменты поступают в окружающую среду, катализируя аналогичные процессы.

Метод термофильной аэробной стабилизации проводится при повышенной температуре, что позволяет не только в разы сократить продолжительность стабилизации, но и уменьшить количество потребляемого кислорода за счет исключения процесса нитрификации в условиях повышенной температуры, а также получить дегельминтизированный осадок. К недостаткам можно отнести энергетические затраты на подогрев осадка и высокое удельное сопротивление влаготдаче стабилизированного осадка.

В тоже время известен автотермофильный режим стабилизации, когда температура осадка поднимается за счет энергии, выделяющейся при окислительных процессах. При этом требуются определенные, достаточно высокие концентрации осадка по сухому веществу.

Первоначально считалось, что автотермофильный процесс возможен при применении для аэрации технического кислорода. В настоящее время автотермофильная технология значительно усовершенствована и широко рекламируется под названием ATAD-процесса [14]. Здесь для аэрации используются специальные механические аэраторы. Общий вид установки ATAD приведен на рис. 10. На рис. 11. изображена технологическая схема ATAD-процесса.



Рис. 10. Внешний вид реакторов ATAD

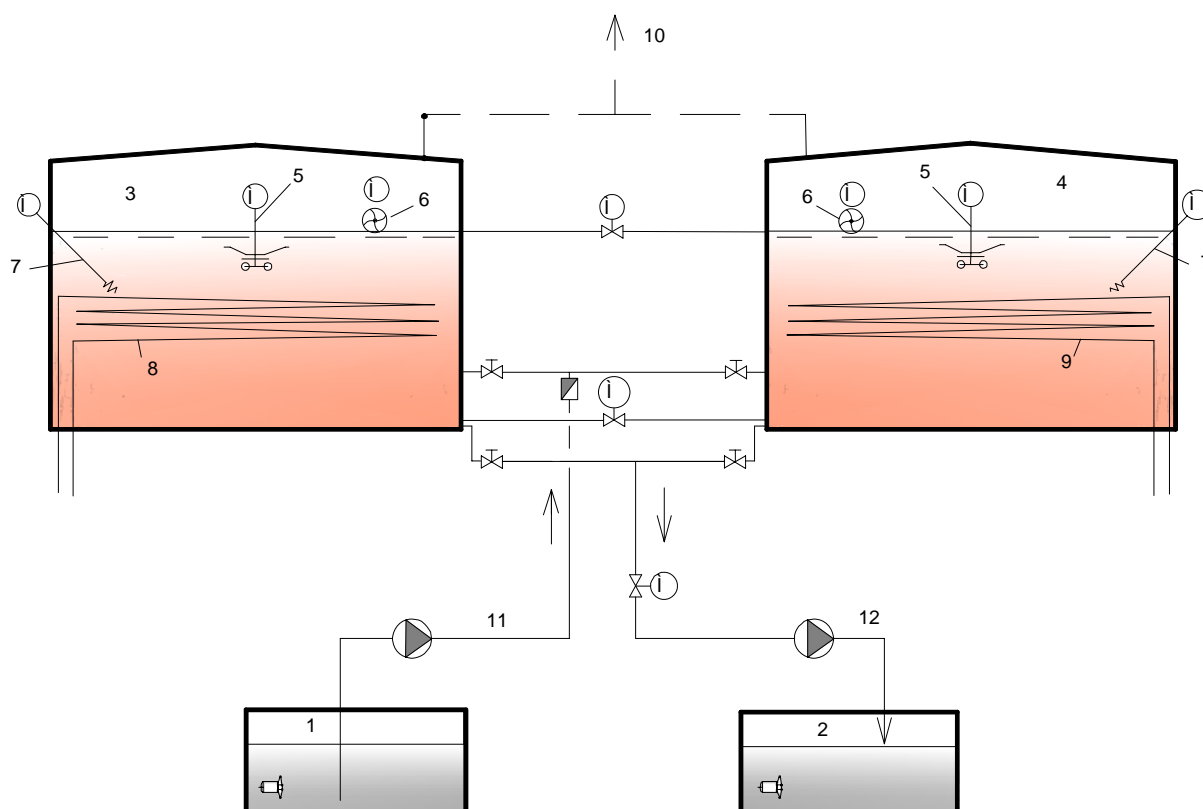


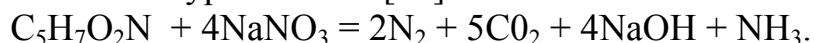
Рис. 11. Технологическая схема АТАД - процесса

1.- резервуар исходного осадка; 2.- резервуар стабилизированного осадка; 3.- реактор 1; 4.- реактор 2; 5.- циркуляционный аэратор; 6.- контроллер пены; 7.- специальный аэратор; 8.- теплообменник охлаждения; 9.- теплообменник охлаждения и утилизации избыточного тепла; 10.- отвод газообразных продуктов на газоочистку; 11.- подача исходного осадка на автотермофильную стабилизацию; 12.- отвод стабилизированного осадка.

Эффективная теплоизоляция реакторов позволяет поднять температуру обрабатываемого осадка свыше $50\text{ }^{\circ}\text{C}$. Повышение температуры приводит к интенсификации распада беззольного вещества осадков, гибели патогенных микроорганизмов и яиц гельминтов. Однако рост скорости распада наблюдается при увеличении температуры только до определенных значений, после чего эта скорость начинает падать. В связи с этим обстоятельством процесс АТАД ведут в две ступени. Приведенная на рис.2.6. технологическая схема АТАД-процесса является двухступенчатой, на первой ступени (реактор 1) температура поддерживается на уровне $45\text{ }^{\circ}\text{C}$, что, по-видимому, обеспечивает максимальные скорости распада беззольного вещества. На второй ступени (реактор 2) с целью дополнительного обеззараживания и дегильментизации температура поддерживается на уровне $50\text{--}60\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ведение АТАД-процесса возможно также и по одноступенчатой схеме. Образующиеся при стабилизации газообразные продукты подвергаются в дальнейшем биологической очистке. Таким образом, АТАД-процесс является экологически безопасным, поскольку производится в герметичных сооружениях и не допускает выброса газообразных продуктов в атмосферу. Это является одним

из основных факторов для широкого его распространения в практике обработки осадков за рубежом. К сожалению более подробной информации о процессе, о степени распада органического вещества, о количестве тяжелых металлов в обработанном осадке т.д. в доступных нам источниках не найдено.

Еще одним из путей интенсификации стабилизации осадков является дополнительное привлечение денитрификации к протекающим в аэробных стабилизаторах процессам аммонификации и нитрификации. Известно, что в результате нитрификации в иловой воде обрабатываемого осадка происходит накопление нитратов. Концентрация нитратов в иловой воде при этом может достигать 600-800 мг/л [15], а иногда и больших значений. Поскольку аммонификация и нитрификация при стабилизации идут последовательно, то накопление продуктов распада, в данном случае нитратов, вызывает ингибирование вышеуказанных процессов и распад органического вещества практически прекращается. Ограничить рост концентрации нитратов можно, создавая условия для денитрификации. Эти условия связаны с ограничением концентрации растворенного кислорода и присутствием в среде биоокисляемой органики. Создавая такие условия, можно ослабить ингибирование, а, учитывая потребление дополнительного количества органического вещества при денитрификации, увеличить скорость и степень распада органического вещества осадка. Подтверждение этому являются результаты исследований работы аэротенков-осветлителей [16], где в зоне осветления обеспечиваются условия для денитрификации. При этом установлено, что за счет денитрификации количество избыточного активного ила сокращается на 35 – 40%. Процесс распада органического вещества ила может быть описан следующим гипотетическим уравнением [17].



Отсюда видно, что при денитрификации не только восстанавливается азот нитратов, но и распадается органическое вещество активного ила, причем на 1г восстановленного азота приходится 2,01 г распавшегося беззольного вещества активного ила.

Известна возможность проведения в аэробном биореакторе одновременно двух противоположных процессов, - нитрификации и денитрификации, за счет размещения в нем насадки с закрепленной микрофлорой [18]. Возможность совмещения этих процессов объясняется следующим. В аэрируемых системах с закрепленной микрофлорой имеются микро- и макрозоны. Микрозоны с недостатком кислорода возникают вокруг бактериальных клеток, в то время как макрозоны по кислородному режиму соответствуют аэробным [4]. Очевидно, что вероятность образования зон с недостатком кислорода будет тем выше, чем выше концентрация бактериальных клеток. Повышенная их концентрация как раз и формируется на поверхности насадки. Следовательно, в микрозонах, где недостаток кислорода, создаются условия для процессов денитрификации, в макрозонах – для нитрификации. Кроме того, положительным моментом одновременного ведения двух процессов в одном сооружении является и то, что хотя денитрификация и ингибируется растворенным кислородом, но в тоже время после пребывания в кислородной среде денитрификаторы усиливают

свою активность в среде с недостатком кислорода [4]. Это еще раз доказывает перспективность ведения процесса в сооружениях с насадкой, на поверхности которой способна формироваться закрепленная биомасса. Исследования по аэробной стабилизации в биореакторах с волокнистой насадкой [19,20,21] показали, что в этих сооружениях распад беззольного вещества активного ила достигает 60 - 70%, а содержание сухого вещества за счет этого снижается практически на половину. Эти показатели свидетельствуют о более глубоком распаде органического вещества осадка, чем при стабилизации по традиционной технологии.

Отсюда возникает вопрос, а возможен ли более глубокий распад органического вещества.

Принято считать, что распад органического вещества при стабилизации идет до определенного предела. При этом распаду подвергается только биоразлагаемая часть беззольного вещества осадка, остальная часть является инертной и биологическому распаду не поддается. Такое разделение беззольного вещества является достаточно условным, поскольку нет четкой методики, которая позволяла бы разделить его на такие части. По сути дела отношение биоразлагаемой части беззольного вещества к его общему количеству - это предел, к которому стремится степень распада при увеличении до бесконечности продолжительности стабилизации. Таким образом, можно сделать вывод о том, что предел распада - величина практически недостижимая, но теоретически она может быть определена, если известна математическая модель процесса. Анализ результатов исследований показывает, что величина предела распада может меняться в зависимости от условий и параметров ведения процесса стабилизации, а также свойств исходного осадка, что подтверждает условность этого понятия. Для того чтобы ответить на вопрос о принципиальной возможности углубления распада органического вещества вплоть до его полного окисления, необходимо проанализировать технологические процессы аэробной стабилизации.

Итак, аэробная стабилизация, осуществляющаяся длительным аэрированием осадков, связана с биологическим окислением органического вещества и с дальнейшим самоокислением бактериальной составляющей осадка. При этом концентрация органического вещества падает и в соответствии с этим в зависимости от изменяющихся концентрации и состава органической части осадка постепенно изменяется и биоценоз стабилизаторов. Эта закономерность является общей для биологических процессов и хорошо известна [22,23]. В результате окислительных процессов содержание в стабилизируемом осадке низкомолекулярных органических веществ уменьшается, но происходит накопление высокомолекулярных веществ, скорость распада которых незначительна и они не способны к загниванию. Таким образом, скорости распада органических веществ постепенно падают, снижается также скорость потребления кислорода, общее количество микроорганизмов уменьшается, появляются микроорганизмы, способные окислять высокомолекулярные соединения и имеющие низкие скорости роста. В этот момент потребление кислорода начинает практически стабилизироваться и осадок приобретает

стабильные свойства. Стабилизированный осадок с начинающим формироваться биоценозом, способным окислять высокомолекулярные органические вещества, далее подается на уплотнение и обезвоживание. Таким образом, формирующийся новый биоценоз в дальнейшем не используется, что в данном случае и ограничивает степень распада органического вещества осадка. Для того чтобы как-то сохранить этот биоценоз (по сути это означает увеличение возраста ила, работающего в стабилизаторе) необходима его рециркуляция по аналогии с системой аэротенк – вторичный отстойник. По данным литературных источников такое решение позволяет получить стабилизированный осадок с лучшими водоотдающими свойствами при некотором сокращении продолжительности процесса [2]. Технологическая схема аэробной стабилизации с рециркуляцией приведена на рис. 12. Согласно приведенной схеме в стабилизатор подают сырой осадок и неуплотненный активный ил из вторичных отстойников. Рекомендуемая степень рециркуляции не менее 100%. К сожалению данных, насколько увеличивается глубина распада органического вещества осадка при этом, не приводится.

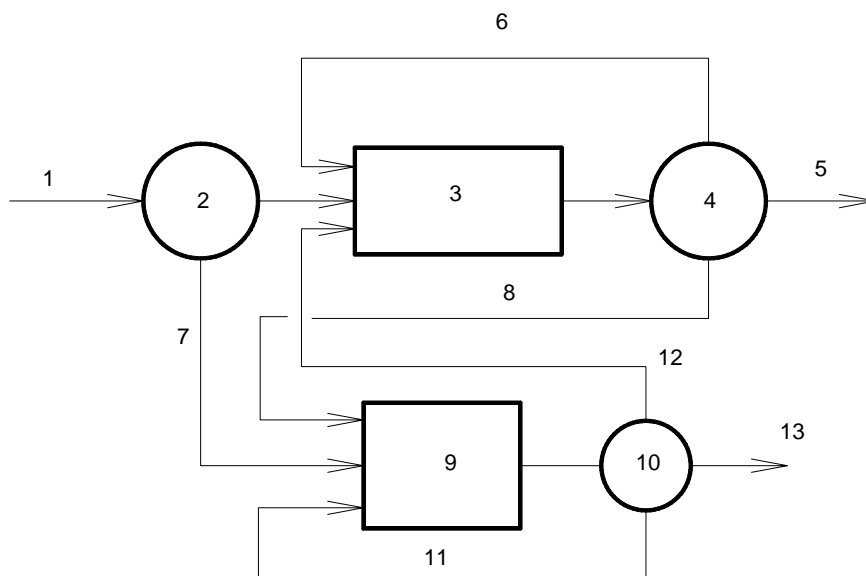


Рис 12. Технологическая схема аэробной стабилизации с рециркуляцией стабилизируемого осадка.

1.- подача сточной жидкости из песколовок; 2.- первичные отстойники; 3.- аэротенки; 4.- вторичные отстойники; 5. очищенная сточная жидкость на обеззараживание; 6.- рециркулирующий активный ил; 7.- сырой осадок; 8.- избыточный активный ил; 9.- аэробный стабилизатор; 10.- илоуплотнитель; 11.- рециркуляция стабилизируемого осадка; 12.- иловая вода; 13.- осадок на обезвоживание.

Кафедрой «Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов» Донбасской национальной академии строительства и архитектуры разработана технология обработки осадков городских сточных вод, основанная на аэробных

процессах стабилизации (минерализации) органического вещества и обеспечивающая его распад до 95% и выше.

Стабилизация образующихся на городских канализационных очистных сооружениях осадков является неотъемлемой частью технологии их обработки перед утилизацией. Цель стабилизации сделать невозможным протекание в осадках гнилостных процессов и связанных с ними выделение вредных газообразных продуктов, а также ликвидировать условия для сохранения и развития в осадках патогенных микроорганизмов. Наибольшее распространение на городских канализационных очистных сооружениях по ряду причин получила аэробная стабилизация (минерализация), заключающаяся в длительном аэрировании осадков (как правило, это смесь сырого осадка первичных отстойников и избыточного активного ила). При этом в результате жизнедеятельности аэробных микроорганизмов органическое вещество осадков минерализуется и осадок приобретает стабильные свойства. За счет минерализации происходит снижение концентрации беззольного вещества осадка, при этом уменьшается и содержание сухого вещества, что может быть обнаружено по уменьшению концентрации взвешенных веществ. Считается, что при аэробной минерализации органическое вещество осадка распадается на 20-30%. Биохимические процессы, протекающие при аэробной минерализации, достаточно сложны. Основу этих процессов основным составляет аммонификация, в результате которой происходит биологическое окисление органических веществ, в том числе азотосодержащих, и выделяется аммонийный азот. Как правило, на аэробную стабилизацию подается смесь сырого осадка и избыточного активного ила. Первоначально органическое вещество сырого осадка перерабатывается микроорганизмами активного ила и за счет процессов анаболизма происходит синтез нового клеточного вещества активного ила. Этот процесс можно выразить следующим стехиометрическим уравнением:



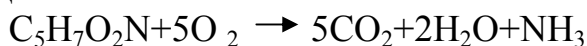
где $C_{10}H_{19}O_3N$ - гипотетическая формула органических примесей городских вод;

$C_5H_7O_2N$ - гипотетическая формула активного ила.

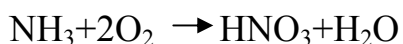
Параллельно за счет аэробного дыхания органическое вещество сырого осадка окисляется до углекислого газа и воды с выделением аммонийного азота:



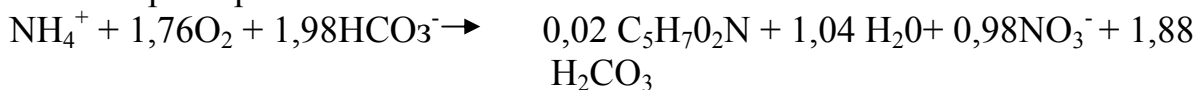
и в дальнейшем за счет самоокисления активный ил также распадается с образованием тех же веществ:



Последние два стехиометрических уравнения, таким образом, описывают процессы, при которых выделяется аммонийный азот, т.е. аммонификацию, происходящую при длительном аэрировании осадков. Наличие в аэрируемой среде растворенного кислорода и аммонийного азота создает условия для протекания процессов нитрификации, конечным итогом которой является образование нитратов. Процесс можно представить в виде следующего уравнения:



Однако, если учесть процессы синтеза клеточного вещества нитрифицирующих микроорганизмов, то уравнение приобретает более сложный характер:



Итогом вышеописанных процессов является уменьшение на 20-30% содержания в осадке сухого вещества, повышение его зольности, снижение щелочности и pH иловой воды, значительное накопление в ней нитратов (до 800-1000 мг/л). В дальнейшем минерализованный осадок должен подвергаться уплотнению и обезвоживанию, а затем направляться на утилизацию

Исследования, проведенные на кафедре «Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов» Донбасской национальной академии строительства и архитектуры, показали, что степень распада органического осадка можно значительно увеличить, получая после минерализации только иловую воду с содержанием взвешенных веществ в пределах 100-300 мг/л [24, 25]. Эксперименты, проведенные на избыточном активном иле, подтвердили такую возможность. При этом для организации технологии, обеспечивающий высокий уровень распада органического вещества осадка, можно использовать существующие сооружения аэробной минерализации с незначительными объемами их реконструкции.

Суть новой технологии, обеспечивающей глубокую минерализацию осадка, заключается в создании условий по минимизации влияния факторов, тормозящих биологические процессы при осуществлении аэробной минерализации по обычной технологии. К таким условиям относятся:

- удаление из минерализуемого осадка с иловой водой мелкодисперсных наиболее минерализованных иловых частиц, накопление которых тормозит массообменные процессы и процессы илоотделения.
- поддержание на определенном уровне содержания в минерализуемом осадке нитратов, накопление которых тормозит процессы минерализации.
- сохранение и создание условий для культивирования биоценоза микроорганизмов, способных окислять высокомолекулярные соединения.

Игнорирование указанных условий не позволяет достичь высокой степени распада органического вещества осадка при аэробной минерализации.

Новая технология глубокой минерализации осадка, учитывающая вышеприведенные условия, включает аэробную минерализацию и, что особенно важно, илоотделение, работающее в определенном режиме по принципу осветления во взвешенном слое. По этой технологии на минерализацию подается осадок с концентрацией до 6 г/л, а после илоотделения из технологии выводится только иловая вода. Содержание взвешенных веществ в иловой воде при этом составляет 100-300 мг/л при зольности 47-50%, содержание нитратов на уровне 200-300 мг/л. Задержанные

во взвешенном слое илоотделителя частицы осадка в виде возвратного ила перекачиваются в минерализатор, а иловая вода направляется в сооружения биологической очистки. Продолжительность минерализации составляет не менее 8 суток. Гидравлическая нагрузка на взвешенный слой илоотделителя не более $0,5 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{час})$. Схематично технология глубокой минерализации приведена на рис.13.

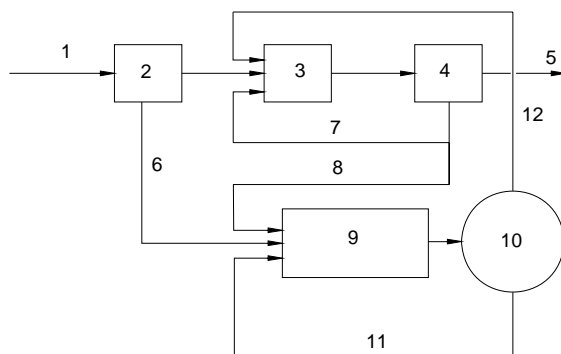


Рис.13. Схема глубокой минерализации осадка.

1. — поступление сточных вод с песколовок; 2. — первичные отстойники; 3. — аэротенки; 4. — вторичные отстойники; 5. — подача очищенных сточных вод на обеззараживание; 6. — сырой осадок; 7. — возвратный активный ил; 8. — избыточный активный ил; 9. — аэробный минерализатор; 10. — илоотделитель со взвешенным слоем осадка; 11. — рециркулирующий осадок; 12. — иловая вода.

Лекция 6

7.3. Современные технологии обезвоживания осадков. Пути их утилизации

Значительные количества образующихся осадков связаны с их высокой влажностью, поэтому технологические схемы обработки обязательно включают обезвоживание. Чтобы сократить расход осадков, подаваемых на обезвоживание, их предварительно подвергают гравитационному или флотационному уплотнению. Для окончательного обезвоживания используется естественная сушка на иловых площадках или механическое обезвоживание на вакуум-фильтрах, пресс-фильтрах и центрифугах. Естественная сушка на иловых площадках достаточно медленный процесс, поэтому требует отвода значительных земельных площадей. Например, для очистных сооружений производительностью 50 тыс. $\text{м}^3/\text{сутки}$, где образуется около $500 \text{ м}^3/\text{сутки}$ осадков, потребная земельная площадь под иловые площадки для климатических условий Донецкой области может составить свыше 20 га. Однако, учитывая проблемы с дальнейшей утилизацией осадков в реальных условиях, эти площади могут быть значительно больше расчетных.

Как известно, механическое обезвоживание требует предварительной обработки уплотненных осадков для повышения производительности обезвоживающего оборудования. Наибольшее распространение в технологии

такой обработки получили реагентные методы, связанные с применением коагулянтов и флокулянтов. В последнее время по ряду причин предпочтение отдается применению флокулянтов. Среди этих причин следует отметить низкие дозы флокулянтов и их принадлежность к органическим веществам, подвергающихся достаточно быстрой биодеструкции. При этом не происходит дополнительного загрязнения обезвоженных осадков соединениями металлов, что характерно для коагулирования, и флокулянты, в дальнейшем интенсивно разлагаясь микроорганизмами, не оказывают отрицательного воздействия на свойства осадка.

Чтобы избежать накопления осадков на территории очистных сооружений, необходима их утилизация. В настоящее время известны следующие направления утилизации осадков:

- в качестве удобрения;
- в качестве вторичного сырья;
- в качестве товарных продуктов;
- в качестве материалов для строительной промышленности;
- в отрасли энергетики;
- сжигание.

Зачастую утилизации препятствует содержащиеся в осадке соединения тяжелых металлов и другие вредные примеси.

7.4. Методы обработки осадков содержащих ионы тяжелых металлов.

7.4.1. Химические и физико-химические методы обработки

Присутствие в осадках тяжёлых металлов вызвало значительное количество поисковых работ по разработке методов детоксикации осадков. Все методы можно разделить на следующие группы:

1. химические;
2. физико-химические;
3. реагентно-микробиологические;

К химическим методам можно отнести:

- обработку осадков кислотами (реагентное выщелачивание);
- применение обработки осадков определённым классом высокомолекулярных веществ.

Удаление ионов тяжёлых металлов при обработке осадков кислотами основано на их химическом взаимодействии с образованием растворимых солей. При этом концентрация металлов в твердой фракции осадков уменьшается. Последующее обезвоживание, приводящее к разделению твердой и жидкой фракции, обеспечивает получение осадка с меньшим содержанием металлов. Жидкую фракцию осадка дополнительно подвергают обработке с целью освобождения ее от перешедших в нее соединений тяжелых металлов. В технологии выщелачивания могут использоваться как неорганические, так и органические кислоты.

К используемым неорганическим кислотам относятся: серная, соляная, азотная кислоты. Обработка минеральными кислотами может осуществляться по двум технологиям. Первая технология основана на обработке кислотой предварительно уплотнённого и подсушенного осадка, вторая заключается в обработке кислотой осадка без предварительного просушивания или прокаливании. Недостатками первой технологии являются большие энергозатраты на предварительную термическую обработку осадка.

Наиболее важными факторами, определяющими переход тяжёлых металлов из осадка в раствор, являются:

- концентрация осадка;
- состав его дисперсной фазы;
- продолжительность взаимодействия;
- значение pH , при котором это взаимодействие происходит.

Необходимо заметить, что степень удаления из осадков ионов тяжёлых металлов не зависит от состояния кислоты (концентрированная она или разбавленная). Количество кислоты, превышающее стехиометрическое, также мало изменит количество перешедших в раствор металлов. Для завершения реакции необходимо время от одной до нескольких минут, при условии обеспечения качественного перемешивания осадка с кислотой.

Для достаточно полного извлечения металлов из осадка, pH раствора должно составлять менее 3,2 (практически $pH=1,5 \dots 3,2$). С одной стороны это связано с тем, что основное количество металлов, содержащееся в осадках, при этих значениях pH находятся в форме растворимых соединений (рис. 14.).

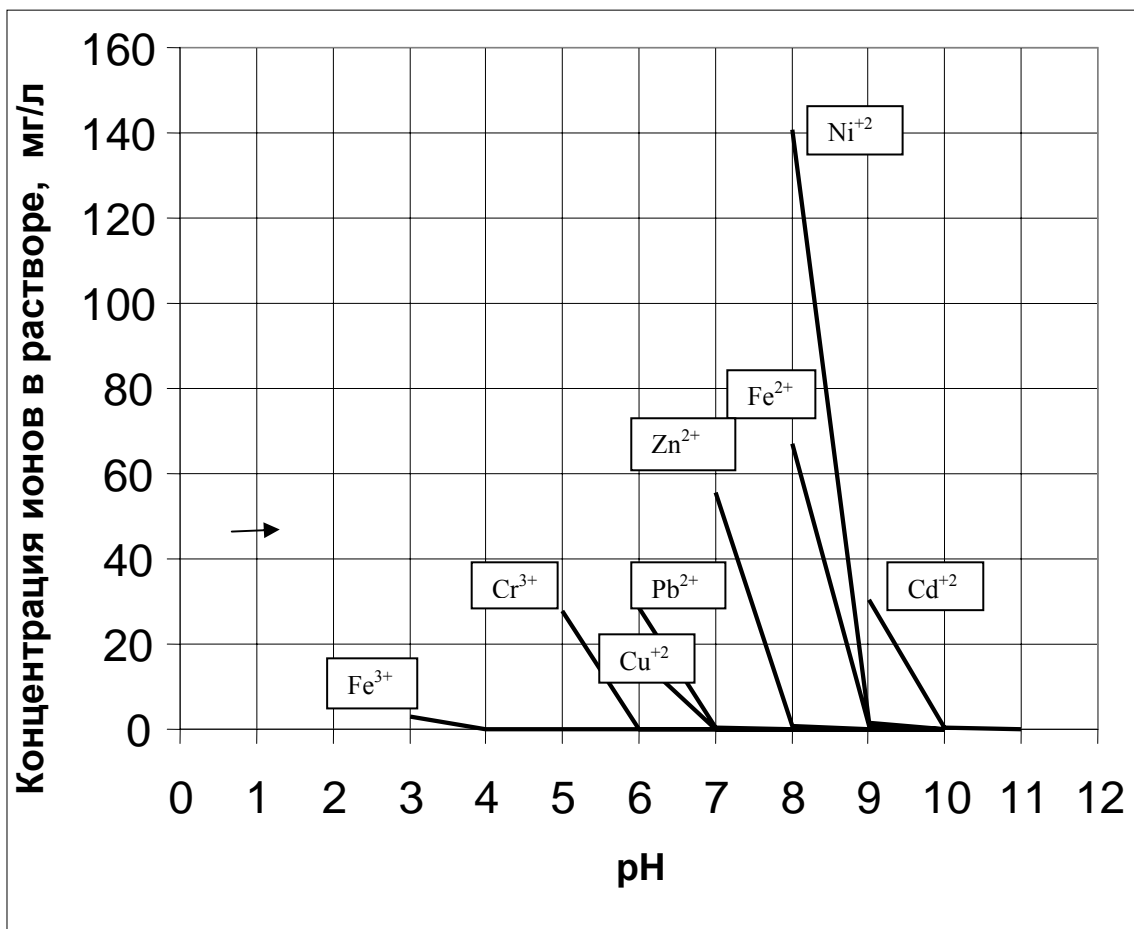


Рис. 14. pH осаждения некоторых металлов.

График построен на основании данных по произведению растворимости нерастворимых веществ.

С другой стороны значение pH обусловлено различным составом осадков и наличием в нём органических веществ, растворимых в кислотах при низких значениях pH. Так, по мере увеличения количества добавленной кислоты и уменьшения значений pH в раствор переходит всё большее количество органических веществ, в составе которых, вполне возможно содержатся ионы тяжёлых металлов. Однако, как отмечается в работе [9], применение химических реагентов не может обеспечить удовлетворительного извлечения некоторых тяжелых металлов (например, меди и кадмия). Растворение при этом части минерального и органического вещества осадка является отрицательной чертой метода, так как приводит к увеличению количества шлама, образующегося в процессе обработки жидкой фракции и содержащего тяжелые металлы. Кроме того, реагентное выщелачивание связано с большим расходом реагентов (до 70% от массы осадка по сухому веществу), а при pH ниже 2,3-2,1 происходит вымывание соединений фосфора и азота, что значительно ухудшает удобрительные свойства осадка.

Однако следует заметить, что достаточной количественной оценки эффективности реагентного выщелачивания в известной нам литературе не обнаружено. Так, в работе [26] показано, что обработка осадка азотной кислотой с последующим прогреванием и отделение твердой фракции

обеспечивается снижение содержания марганца и стронция в твердой фракции на 30-35%, остальных металлов только лишь на 5-10%. Поскольку эффективность такой обработки не высокая авторы предлагают применять для обработки осадков определённый класс высокомолекулярных веществ. Эти вещества представляют собой природные хелатообразующие вещества с молекулярной массой от 300 до 10^5 и нерегулярной структурой. В значительной степени они имеют ароматическую структуру, включают фенольные гидроксилы и карбоксильные группы, способные присоединять ионы металлов. Благодаря этому изученные вещества обладают более высокой растворимостью и способностью к обмену с ионами тяжёлых металлов. Установлено, что высокомолекулярные вещества в щелочной, нейтральной или кислой среде образуют хелатные соединения с тяжёлыми металлами, которые растворены или адсорбированы на взвешенных частицах, содержащих соединения металлов. Лабораторные исследования показали, что эффективность применения высокомолекулярных веществ данного класса при удалении ионов алюминия, железа, свинца, меди, марганца достигает 50 %, для хрома, стронция, кадмия, кобальта, кальция, магния – 60 %. Более подробные данные по применению данной технологии в работе отсутствуют, поэтому вывода о целесообразности его использования сделать нельзя.

К физико-химическим методам можно отнести:

- экстракцию соединений тяжёлых металлов органическими кислотами;
- фильтрование осадков через слой углещелочного реагента;
- обработку осадка (активного ила) кальций содержащими материалами;
- термический метод при повышенной температуре и давлении;
- метод термического гидролиза в кислой среде.

Для экстракции возможно применение гидроксамовых, аминодиуксусной и нитрилтриуксусной кислот. Принцип экстракции заключается в том, что осадок смешивается с экстрагентом, при этом в экстрагенте растворяются соединения тяжёлых металлов, а их концентрация в твердой фазе осадка снижается.

В работе [27] предложен метод извлечения тяжёлых металлов с помощью гуминовых веществ, которые содержатся в продуктах переработки бурого угля. Для реализации этого метода осадок обезвоживают на фильтр-прессах со стационарным намывным слоем углещелочного реагента, который является продуктом обработки бурого угля щелочью. Образующиеся при обезвоживании комплексы гуминовых веществ с металлами переходят в жидкую фазу. В дальнейшем жидкую фазу обрабатывают кислотным раствором до значений $pH=6,5-6,8$, что позволяет переводить в нерастворимое состояние и осаждают гуминовые комплексы, содержащие тяжёлые металлы. К сожалению, эффективность удаления ионов тяжёлых металлов по данной технологии в рассматриваемой работе не указана.

Одним из главных условий извлечения тяжелых металлов кальций содержащими реагентами является наличие в системе поверхности раздела малорастворимых материалов. Извлечение тяжелых металлов из избыточного активного ила при введении в систему кальций содержащих материалов протекает за счет [28]:

- 1) ионного обмена из соединений, в которых металлы связаны с органическими веществами и другими компонентами ила;
- 2) реакций замещения из соединений, в которых металлы связаны с компонентами ила по механизму комплексообразования;
- 3) процесса пептизации, при котором металлы, связанные с белковоподобными веществами, переходят в водную фазу ила;
- 4) нарушения адсорбционного равновесия между комплексом металла и компонентами минеральной составляющей условно твердой фазы активного ила.

Известен способ обработки активного ила, заключающийся в том, что в качестве соединений кальция используют малорастворимые сульфат или карбонат кальция в виде природных минералов или отходов промышленности [43]. Содержащие кальций реагенты смешиваются с активным илом в соотношении 5 - 15 частей материала на 100 частей ила. Смесь выдерживается в течение 3 - 6 ч при температуре 6 - 30°C и при постоянном перемешивании. Установлено, что в результате этого в жидкую фазу ила переходят тяжелые металлы, находящиеся в ионной форме, в форме гидроксокомплексов, а также в виде коллоидных веществ, связанных в основном с полисахаридами, фульвокислотами и белковоподобными веществами. Смесь затем разделяют на твердую и жидкую фазу путем отстаивания, центрифугирования или фильтрования. Жидкую фазу, содержащую тяжелые металлы, в дальнейшем обрабатывают реагентами с целью удаления из нее металлов. В таблице 7.3. приведены ориентировочные значения эффективности извлечения из твердой фазы активного ила с использованием гипса и фосфогипса, некоторых тяжелых металлов, рассчитанной по данным описания патента [29]. Для извлечения использовался природный гипс с содержанием $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 95 %, и фосфогипс с содержанием $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ - 95%, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ – 4% и CaF_2 – 1%. Из данных таблицы видно, что таким способом из активного ила в наибольшей степени удаляются соединения никеля и меди. В тоже время нельзя достоверно сделать вывод о том, какой кальцийсодержащий минерал действует более эффективно, поскольку в экспериментах гипс использовался в количественном отношении по массе к активному илу как 5:100, а фосфогипс в количественном отношении 15:100.

Таблица 7.3. Эффективность извлечения тяжелых металлов обработкой кальций содержащими материалами.

№ п/п	Наименование металлов	Эффективность извлечения металлов при использовании гипса, %	Эффективность извлечения металлов при использовании фосфогипса, %
----------	--------------------------	---	--

	Железо	39	73
	Цинк	25	46
	Медь	47	71
	Никель	80	94

Кроме того, установлено, что металлы, образующие устойчивые соединения и входящие в структуру силикатов и алюмосиликатов извлекаются в существенно меньшей степени при контакте с малорастворимыми кальциевыми материалами независимо от их природы.

К недостаткам технологии удаления тяжелых металлов с применением гипса и фосфогипса можно отнести относительно большие затраты вводимого в процесс кальцийсодержащего материала и значительную продолжительность процесса.

Введение перед смешением избыточного активного ила с кальцийсодержащим материалом растворимого в воде фосфата, например монокальцийфосфата или дигидрофосфата натрия, в количестве 1-100 мг PO_4^{-3} на литр позволяет сократить продолжительность выделения металлов на 2-4 часа, а затраты кальцийсодержащих материалов при этом уменьшаются до 1-4,5 массовых частей на 100 частей активного ила. Процесс смешения рационально осуществлять с помощью аэрации, что положительно сказывается на эффективности выделения металлов. В таблице 7.4. приведена сравнительная эффективность извлечения металлов из активного ила без предварительного введения в ил дигидрофосфата кальция и с его введением.

Таблица 7.4. Сравнительная эффективность извлечения металлов из активного ила без предварительного введения в ил дигидрофосфата кальция и с его введением

№ п/п	Наименование металлов	Эффективность извлечения металлов без предварительного введения дигидрофосфата кальция, %	Эффективность извлечения металлов с предварительным введением дигидрофосфата кальция, %
1	Медь	62,5	65,8
2	Цинк	54,4	71,6
3	Свинец	65,0	86,5

Сравнение эффективности производилось при следующих параметрах процесса. Проба активного ила влажностью 98% делилась на две части. Одна часть смешивалась с 4,5 частями гипса без введения фосфата кальция, а вторую часть предварительно смешивалась с $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ до содержания PO_4^{-3} 50 мг/л. Перемешивание осуществлялось в течение 2,5 часов механическим способом. Твердая фаза в дальнейшем отделялась центрифугированием и в ней определялась концентрация металлов. Из приведенных в таблице данных видно, что предварительное введение растворимого фосфата повышает эффективность извлечения металлов, хотя и в разной степени. В таблице 7.5.

показано положительное влияние на процесс извлечения использование для смешивания ила и кальций содержащих материалов метода аэрации.

Таблица 7.5. Влияние аэрации при смещении активного ила и кальций содержащих материалов на эффективность извлечения металлов.

№ п/п	Наименование металлов	Эффективность извлечения металлов при механическом смещении, %	Эффективность извлечения металлов при смещении аэрацией, %
1	Медь	57,1	60,1
2	Свинец	42,9	57,1
3	Никель	48,1	68,5
4	Хром	31,0	45,2

Метод обработки осадка при повышенной температуре и давлении [30] позволяет перевести органическую составляющую осадков в растворимые в воде нетоксичные соединения. Тяжёлые металлы совместно с остальной неорганической составляющей осадков будут находиться в виде нерастворимых в воде соединений. Отделение в дальнейшем нерастворимой части дает возможность использовать ее в промышленности и строительстве. Такая технология состоит из двух стадий. На первой стадии сгущённая до 85-90% влажности смесь осадков первичных и/или вторичных отстойников очистных сооружений поступает в реактор, где подвергается термической обработке при температуре 150-220 °С в течение 10-120 мин при давлении 0,5-3,0 МПа при рН ниже 7. При этом происходят следующие процессы: полисахариды клеточных стенок микроорганизмов и полисахариды гидролизуются до моносахаридов с последующим их распадом и образованием органических кислот и углекислого газа. Образующиеся органические кислоты и ионы тяжёлых металлов катализируют процесс автогидролиза. На второй стадии в нагретую на первой стадии до температуры 150-220 °С суспензию осадков сточных вод подаётся щёлочь до достижения $\text{pH} \geq 10$ для перевода образующихся органических кислот в растворимые соли. После этого суспензию в течение 20-180 мин обрабатывают кислород содержащим газом в количестве, необходимом для окисления органических веществ. Такую обработку ведут при давлении 1,5-5 МПа. На второй стадии происходит окисление моносахаров, жиров, белков и других органополимеров с последующей конденсацией мономеров в высокомолекулярные соединения с выделением углекислого газа и воды. Ионы тяжёлых металлов в этих условиях образуют нерастворимые соединения, которые при последующем охлаждении обрабатываемой суспензии выпадают в осадок. Затем суспензию охлаждают до температуры ниже 100 °С и снижают давление до атмосферного. После этого производят разделение суспензии на жидкую и твёрдую фазы (фильтрацией, отстаиванием, центрифугированием и т.п.). Таким образом, суспензия разделяется на раствор органических веществ и твёрдый осадок, состоящий из песка, солей тяжёлых металлов и части, нерастворимых в воде органических веществ. Эффективность изъятия металлов в этом случае составляет 96,39 %.

Так же в литературных источниках имеются некоторые сведения о применении для удаления ионов тяжёлых металлов термического гидролиза в кислой среде [31]. Этот способ позволил отделить органическое вещество, фосфор, тяжёлые металлы друг от друга, с одновременным получением источника углерода, улучшающего процессы денитрификации при удалении азота. Как видно из описания термических методов, эта технология обработки осадков достаточно энергоёмкая, сложная в монтаже и эксплуатации, так как связана с оборудованием, работающим в условиях повышенных температур и давлений. По сути дела, рассмотренные термические методы являются методами ликвидации органической части осадков с одновременным выделением минеральных компонентов, в том числе и соединений тяжёлых металлов.

Лекция 7

7.4.2. Реагентно-биологические методы удаления тяжёлых металлов

Реагентно-биологические методы основаны на сочетании, как биологических процессов, так и реагентной обработки. Известен запатентованный способ обработки осадков сточных вод с удалением тяжёлых металлов [32]. Согласно этому способу технология обработки осадка включает два варианта. По первому варианту (рис.15.) исходный осадок сначала подвергается промывке водой и уплотнению. Это дает возможность снизить щелочность обрабатываемого осадка и в дальнейшем уменьшить расход кислоты. Уплотнённый осадок затем поступает на реагентно-биологическую кислотную обработку, которая осуществляется ацидофильными микроорганизмами в аэробных условиях при pH 2,0-2,8. При этом тяжёлые металлы переходят в жидкую фазу осадка. Затем жидкая фаза осадка отделяется от твердой фазы и направляется на дальнейшую обработку. Твердая фаза, освобожденная от тяжёлых металлов, выводится из технологии. Дальнейшая обработка жидкой фазы заключается в следующем. Общее ее количество разделяют на две части и одну часть в размере 30-50% направляют на анаэробную обработку с участием сульфат редуцирующих микроорганизмов. Для интенсификации сульфат-редукции при анаэробной обработке вводится органический субстрат в виде сырого осадка или его смеси с активным илом аэротенков. Прошедший анаэробную обработку поток, содержащий биомассу анаэробного ила, сульфиды тяжёлых металлов и сероводород, подвергают отстаиванию с отделением легко оседающих частиц анаэробного ила для организации рециркуляции на стадию анаэробной обработки. После этого частично осветленный поток смешивают с остальным потоком жидкой фазы и со сливной водой. При смешении потоков происходит повышение pH до 5,0-6,0 и выше, что вызывает выпадение в сульфидов, карбонатов и гидроксидов тяжёлых металлов. В случае необходимости может производиться дальнейшее повышение pH смеси щелочными реагентами ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaOH) до точки полного выпадения гидроксидов тяжёлых металлов (pH 8,0-9,0). Отделение шлама, содержащего тяжёлые металлы, от осветленной

жидкой фазы производится методом отстаивания. Осветленную жидкую фазу после отстаивания рекомендуется использовать в качестве промывной воды.

Второй вариант способа (рис. 16.) включает первоначальное анаэробное сбраживание осадка, затем промывку сброженного осадка промывной водой для снижения его щелочности. После промывки осадок уплотняется и подается на первую ступень кислотной обработки, где происходит его смешение с промывной водой в соотношении 1:3 и кислотой для доведения pH смеси до 3,0-4,0. При этом часть ионов тяжелых металлов переходят в жидкую фазу. Полученную кислую смесь направляют на уплотнение с разделением ее на уплотненный кислый осадок и кислую сливную воду, содержащую Cr^{3+} , Fe^{2+} и другие ионы тяжелых металлов, подвижные в среде с низким окислительно-восстановительным потенциалом. Затем уплотненный кислый осадок направляется на вторую ступень кислотной обработки, где его аэрируют в присутствии ацидофильных микроорганизмов или смешивают с кислотой и окислителем. Обработанный осадок разделяется на твердую фазу и жидкую фазу, содержащую ионы тяжелых металлов, подвижные в среде с высоким окислительно-восстановительным потенциалом. Освобожденную от тяжелых металлов твердую фазу выводят из технологического цикла. Жидкая же фаза направляется на извлечение тяжелых металлов. Для этого она смешивается с кислой сливной водой первой ступени кислотной обработки, со сливной водой от стадии уплотнения сброженного осадка и с нейтрализующим агентом. При этом pH должно доводиться до 6-7. В качестве нейтрализующего агента используют щелочные реагенты (CaO , NaOH). Количество реагента в данном случае экономится за счет того, что сливная вода от стадии уплотнения сброженного осадка имеет высокую щелочность (10-20 мг-экв/л). После щелочной обработки и отстаивания жидкой фазы образуется шлам, содержащий тяжёлые металлы. Осветленная жидкая фаза направляется в технологию очистки сточных вод.

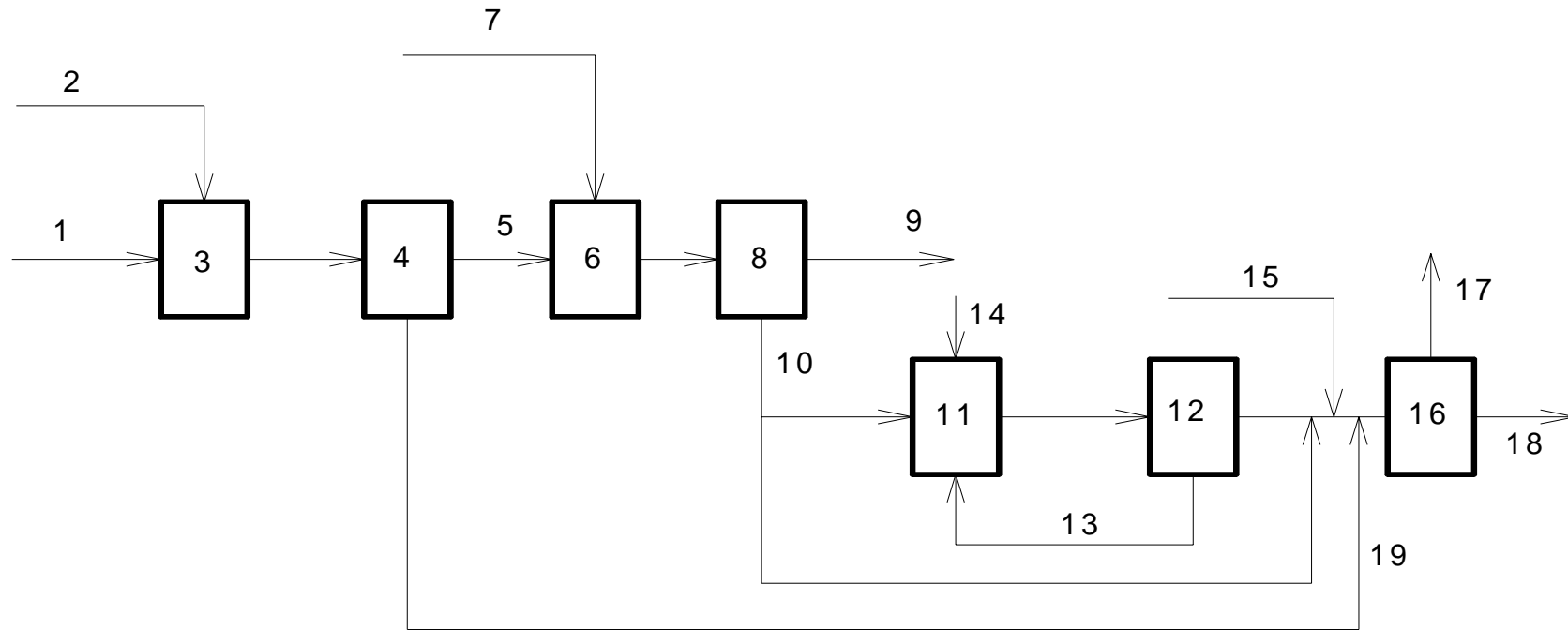


Рис. 15. Технологическая схема обработки осадков с удалением тяжелых металлов (по патенту № 2057088 Российской Федерации, вариант 1)

1.- подача исходного осадка; 2.- подача промывной воды; 3.- промывка осадка; 4.- уплотнение осадка; 5.- уплотненный осадок; 6.- реагентно-биологическая кислотная обработка осадка; 7.- подача кислоты; 8.- отделение твердой фазы от жидкой; 9.- вывод твердой фазы осадка, освобожденного от тяжелых металлов; 10.- кислая сливная вода; 11.- анаэробная обработка; 12.- отстаивание; 13. возврат анаэробного ила; 14.- добавление исходного сырого осадка или его смеси с активным илом; 15.- добавление нейтрализующего реагента; 16.- отстаивание; 17.- шлам, содержащий тяжелые металлы; 18.- осветленная жидкая фаза; 19 сливная вода.

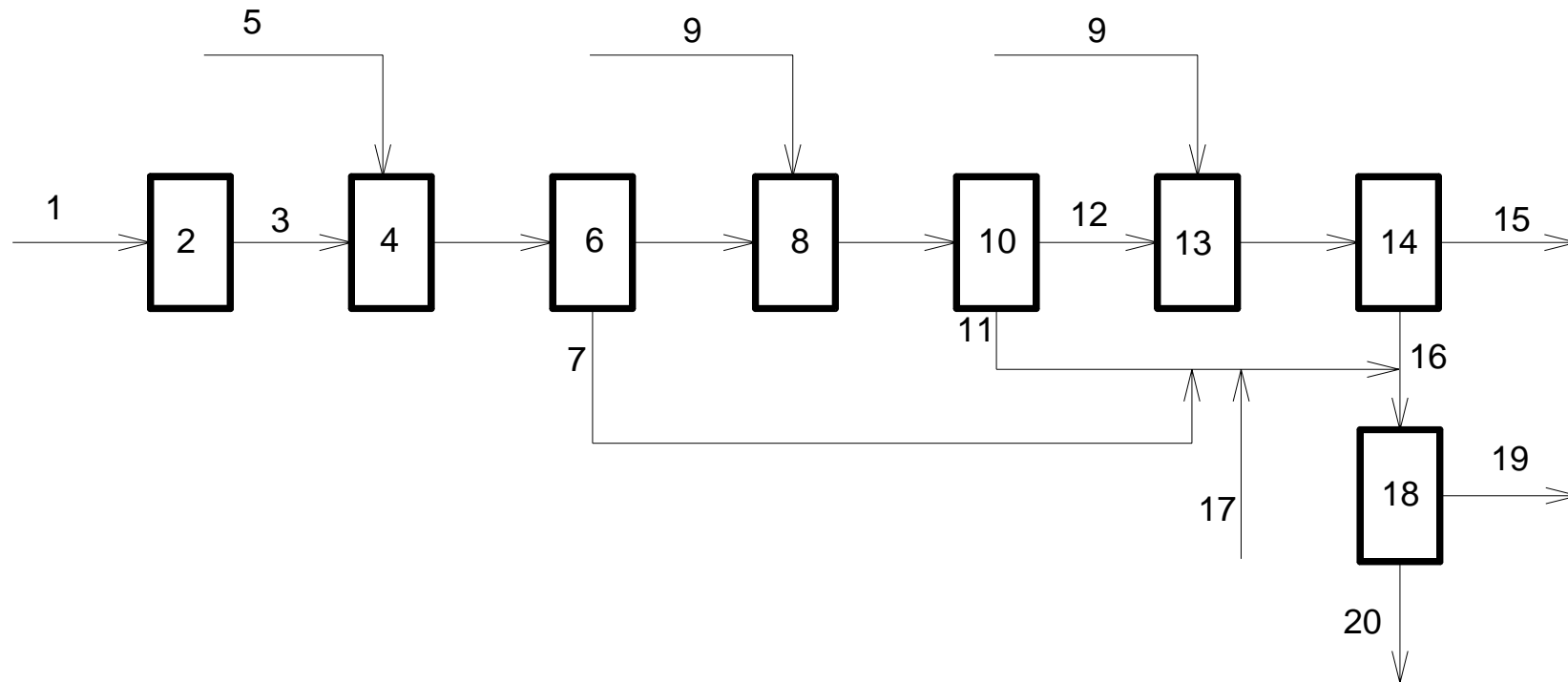


Рис. 16. Технологическая схема обработки осадков с удалением тяжелых металлов (по патенту № 2057088 Российской Федерации, вариант 2)

1.- подача исходного осадка; 2.- анаэробное сбраживание; 3. сброженный осадок; 4. промывка осадка; 5.- подача промывной воды; 6.- уплотнение; 7.- сливная вода; 8.- 1-ая ступень кислотной обработки; 9.- подача раствора кислоты; 10.- уплотнение; 11.-кислая сливная вода; 12.- уплотненный кислый осадок; 13.- 2-ая ступень кислотной обработки; 14.- уплотнение; 15.- вывод твердой фазы осадка, освобожденного от тяжелых металлов; 16.- жидкая фаза; 17. подача нейтрализующего реагента; 18.- отстаивание; 19.- шлам, содержащий тяжелые металлы; 20.- осветленная жидкая фаза.

Анализируя приведенную информацию, следует отметить, что заявленный способ обработки осадка по двум вариантам технологически сложен, требует четкого соблюдения технологии. К недостаткам можно отнести также и потребность в реагентах, хотя эта потребность путем рационально построенной технологической схемы минимизирована.

Другим вариантом предыдущего способа является технология реагентно-биологического выщелачивания [8], схема которой приведена на рисунке 17. Эта технология комбинирует химические и биологические приёмы: обработку осадков солями двухвалентного железа и кислотными реагентами с аэробными биологическими процессами, осуществляемыми специфической биомассой микроорганизмов. В своем составе эта биомасса содержит автотрофные тионовые бактерии *T. ferrooxidans* и *T. thiooxidans* рода *Thiobacillus*, способные активно функционировать в кислой среде и использовать в качестве источника энергии восстановленные соединения серы. Кроме того, в отличие от других тионовых бактерий они способны окислять ионы закисного железа (Fe^{2+}) до ионов окисного железа (Fe^{3+}). Образование окисного железа в кислой среде приводит к разрушению сульфидов тяжёлых металлов и их органокомплексов, осаждению растворённых фосфорных соединений, флокулированию органических веществ. Благодаря многофункциональной роли окисного железа и его постоянной регенерации тиобациллами процесс можно проводить по сравнению с химическими технологиями при больших значениях pH, что приводит к значительной экономии реагентов. Осадок, прошедший реагентно-биологическое выщелачивание, затем обезвоживают на фильтр-прессах и обрабатывают карбонатом кальция для нейтрализации. Фильтрат, образующийся при обезвоживании, содержит тяжелые металлы, его смешивают со сливной водой уплотнителя, образующейся при промывке исходного анаэробно сброженного осадка. В результате смешения создаются условия для выделения нерастворимых соединений тяжелых металлов. Технология позволяет снизить содержание металлов в осадке в 3-5 раз, при этом в осадке сохраняется основное количество азота и фосфора. Поэтому удобрительные свойства осадка после такой обработки практически сохраняются. В технологии используются соли двухвалентного железа в количестве 1-2% Fe и 10-15% серной кислоты от массы сухого вещества осадка.

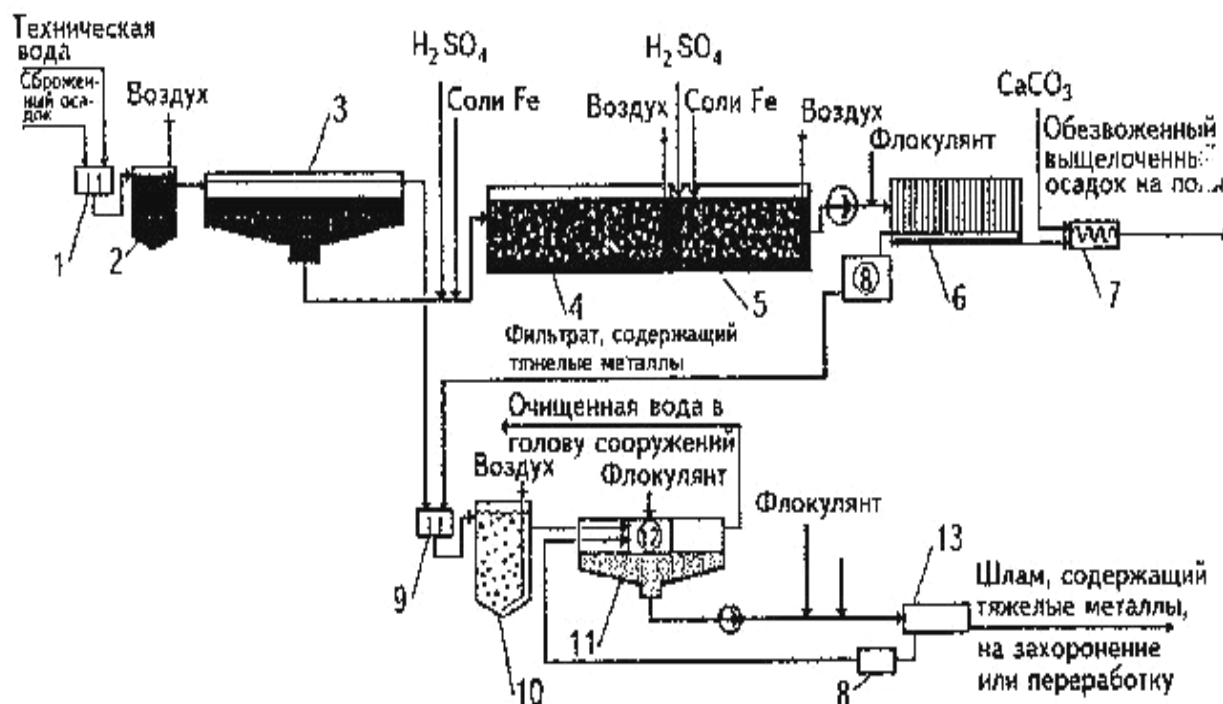


Рис. 17. Технологическая схема реагентно-биологического выщелачивания тяжёлых металлов из осадков городских сточных вод

1,9.- камера смешения; 2.- промывной резервуар; 3.- уплотнитель; 4.- биореактор-выщелачиватель первой ступени; 5.- биореактор-выщелачиватель второй ступени; 6.- фильтр-пресс; 7.- смеситель осадка и нейтрализующего материала; 8.- сборный резервуар фильтрата; 10.- дегазатор; 11.- отстойник-уплотнитель; 12.- камера хлопьеобразования; 13.- аппарат механического обезвоживания.

Однако, не смотря на очевидные достоинства предлагаемой технологии, она отличается достаточной сложностью и все-таки значительным расходом реагентов, особенно кислоты.

Лекция 8

7.5. Использование вермикультуры калифорнийских червей для переработки и утилизации осадков сточных вод.

7.5.1. Характеристика и особенности калифорнийского гибрида.

Калифорнийский гибрид красного червя - анемид-гермафродит несамостоятельный (имеет органы размножения самки и самца, но для оплодотворения необходим партнер), темно-коричневого или темно-красного цвета, взрослая особь достигает в длину 8-9 см., в диаметре 3-5мм,

живет до 16 лет ("дикие" - 4 года); температура тела 19-20°C; масса взрослой особи 0,8-1 г; питается с помощью грубого беззубого отверстия, которым впитывает пищу. Кормом могут служить разные субстанции органического происхождения, например: перегной животного происхождения (кроме куриного кала); отходы мясокомбинатов, рыбоперерабатывающих предприятий, бумага, картон, осадки от городских и промышленных очистных сооружений.

Дождевой калифорнийский червь плодовитый, оплодотворение в оптимальных условиях происходит каждые 7 суток. Самка откладывает капсулу с яйцами (от 2 до 20), через 14-20 дней появляется молодое поколение. Новорожденные черви достигают половой зрелости приблизительно на 9-ые сутки. При оптимальных условиях потомство может достичь 1,5 тыс. особей в год. Максимального размера червь достигает в 7 мес. возрасте.

Гибрид красного червя потребляет в день кормов приблизительно столько, сколько весит сам (около 1г); 60% этого количества после переваривания выделяется в виде биогумуса.

Особенность этого червя состоит в том, что он утратил инстинкт оставлять свое место поселения при непривычных условиях среды, поэтому его можно разводить, не опасаясь потери популяции.

Для эффективного использования калифорнийского гибрида для переработки различных органических отходов необходимо соблюдать некоторые условия.

Важнейшими из них являются:

- температура (оптимальная) - в диапазоне 20-25°C;
- влажность порядка 80%;
- кислотность среды - 5,5-8,5 pH;
- кислотный режим - формирование невысоких пластов из отходов, которые хорошо аэрируются;
- состав корма (необходимость наличия белков, углеводов, разнообразных минеральных веществ, в особенности богатых азотом).
- размер потребляемых фракций не должен превышать 1 мм.

Поскольку в питании червей важную роль играют микроорганизмы, подчеркивается важность использования как источник питания отходов, в которых активно принимают участие и протекают микробиологические процессы.

Черви пропускают через пищевой тракт и землю, которая оказывает содействие измельчению проглоченных растительных остатков. При этом они усваивают не только органические вещества, которые помещаются в проглатываемом грунте, но и переваривают микроорганизмы, которые находятся в ней. В кишечнике червя растительные остатки и грунт поддаются глубоким изменениям, разлагаясь на более простые соединения, обогащаются соединениями кальция, магния, нитратами, фосфорной кислотой. Благодаря

выработке червями в особых известковых железках пищевода щелочи происходит нейтрализация кислот, которые находятся в субстрате.

При введении вермикультуры можно использовать только отходы, которые частично разложились, в которых процессы разложения затухают. Допустимый уровень содержания в них аммиака - 0,5 мг/кг субстрата. Обязательное условие - предшествующее хранение навоза крупного рогатого скота (КРС) не менее 5-7 месяцев.

По мере увеличения плотности популяции отмечается повышенная возбуждаемость червей, стресс от перенасыщения отрицательно сказывается на размножении. В этой связи подчеркивается важность определения оптимальной плотности популяций при ведении вермикультуры.

Результаты химических анализов показали, что гумус содержит все необходимые для питания растений вещества в хорошо сбалансированном виде и легко усваиваемой форме. Он имеет оптимальную реакцию грунтового раствора, содержит богатейшую флору бактерий. В сравнении с органическими удобрениями вермикомпосты содержат значительно больше подвижных элементов питания. Кроме того, в экскрементах червей в 10-11 раз больше усваиваемого калия, в 7 - фосфора, в 2 раза кальция и магния. Питательные вещества биогумуса медленно растворяются в воде, то есть могут длительное время обеспечивать растения питанием. В гранулированных гумусных удобрениях гумуса в 4-8 раз больше, чем в перегное и компостах.

Как уже сказано раньше, любая тонна органики, переработанная червями, дает 600 кг гумусного удобрения, которое содержит 30% гумуса и 70% зольного остатка, а также около 100 кг биомассы червей, которая отличается высокой питательной ценностью. В червях содержатся почти все аминокислоты, в том числе, особо важные - лизин и метионин. В состав биомассы входят многочисленные ферменты, витамины, микроэлементы. Сухие вещества тканей составляют 17-23%.

7.5.2. Некоторые характеристики процесса вермикультивирования.

На площадке вермикомпостирования расчет плотности заселения червей и нагрузка по органическому субстрату ведется в стандартных "ложах" размерами 2 x 1 м. Плотность заселения одного ложа колеблется от 40 до 100 тысяч червей взрослых, молодых, а также коконов с яйцами. На одно ложе нужно в год 10-12 центнеров органического вещества. Температуру в теплицы, где размещаются ложа, поддерживают 10-20°C.

Наиболее благоприятные условия для размножения червей создаются при использовании отходов приблизительно с 20%-ным содержанием целлюлозы, поэтому в перегной рекомендуется прибавлять солому, древесные опилки, макулатуру и другие целлюлозосодержащие вещества.

Рекомендуют проводить испытания отходов на пригодность для питания червей. Ими заполняют небольшие ящики с отверстиями и

запускают туда 50 червей. По их активности и выживанию судят о пригодности корма.

Толщина пласта новых отходов, которые укладываются после измельчения и увлажнения ложа, не должна превышать летом 15 см., зимой - 25 см. рН среды не должен быть ниже 7,0. Удаление готового биогумуса начинают после достижения толщины компоста на стеллажах материала 1,0м. Готовый компост высушивают, просеивают и фасуют для продажи.

Площадки или помещение для производства вермикомпостов должны быть круглые сутки освещены (80 Вт/100м²) во избежание расползания червей. В зимнее время ложа укрывают мешками, но не рекомендуется использовать нейлоновые мешки, так как ложа должны хорошо проветриваться.

Следует тщательно оберегать вермикомпостные ложа от кротов и мышей, муравьев и тысяченожек, моли. Считается необходимым разделять популяции червей одного стандартного ложа не менее 2 раз в год.

Специалисты Великобритании считают, что микроорганизмы, которые помещаются в вермикомпостах, оказывают содействие переводу токсичных форм тяжелых металлов в малоподвижные соединения. Однако нет сведений об условиях, которые оказывают содействие возвращению металлов в подвижное состояние.

7.5.3. Технология вермикультивирования при использовании осадков городских сточных вод.

Осадки городских канализационных очистных станций являются наиболее удобным сырьем для выращивания дождевых червей. В осадках в оптимальных для червей соотношениях имеются и биогенные элементы, и микроэлементы, и витамины, и примеси (песок и др. абразивные вещества) необходимые для жизнедеятельности дождевых червей. Кроме того, в осадках, а в особенности аэробно стабилизированных осадках очистных станций, ионы тяжелых металлов обычно находятся в нетоксичном, связанном состоянии, имеется богатый набор адаптированных к примесям сточных вод микроорганизмов, которые помогают дождевым червям в переработке компонентов состава осадков в биогумус и биомассу червей.

Очистные станции из-за наличия санитарной зоны вокруг них могут быть более всего рациональным местом для размещения участков вермикультивирования. Здесь и близость сырьевой базы, и возможность складирования готовых продуктов, и все условия для обеспечения охраны работы, техники безопасности обслуживающего персонала.

Литература

4. Яковлев С.В., Карюхина Е.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. М.: Стройиздат, 1980, -200 с.
5. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1988. – 256 с.
6. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод/Учебник для вузов: - М.: АСВ, 2002 – 704 с.
7. Евилевич А.З., Евилевич М.А. Утилизация осадков сточных вод. – Львов: Высшая школа, 1988 – 148 с.
8. СНиП 2.04.03.-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. – М.: Государственный комитет СССР по делам строительства. 1986. – 73 с.
9. Данилович Д.А., Козлов М.Н., Аджиенко В.Е., Эпов А.Н., Веригина Е.Л. Перспективные технологии в области обработки осадков. Водоснабжение и санитарная техника №1, 1996. - с. 12-14.
10. Behandlung von Kommunalklarschlamm. "Umweltmagazin".-1986,15, №2, с. 56-57.
11. Эльбаум С.И., Коган Ю.А., Ташмухамедов В.А., Хабибулаев И.К.,Рубин Д.А., Гайфулина А.Х. Способ аэробной стабилизации осадков сточных вод. Авторское свидетельство СССР №927762, Кл. C02 11/02, 1982.
12. Die aerob-thermophil stabilization von Klarschlamm. Fuchs L. "Abwassertechnik". 1984, №1, с.5-6.
13. Could Michael B.S., Drnevich Raymond F. Autothermal termophilie aerobic figestion. "I. Enirron Eng. Div. Poc. Amer. Soc. Siv. Eng." 1978, 104, №2, с. 259-270.
14. ISMA – ATAD process. <http://isma.pagesperso-organe.fr/>
15. Долобовская А.С., Невзоров М.И. Об аэробном окислении активного ила. Сб. «Очистка сточных вод и обработка осадков», вып. VII, Труды Харьковского отделения водного хозяйства ВНИИ ВОДГЕО. – Харьков: 1977, - 172 с.
16. Муравьева Н.В. Двухступенчатая очистка городских сточных вод в аэротенках. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук. – Киев.: 1987.
17. Муравьева Н.В. Теоретические предпосылки снижения избыточного активного ила в аэрационных сооружениях.
18. Проскуряков Н.С., Маринченко В.К. Процессы нитрификации-денитрификации в системах с закрепленной микрофлорой. В кн. Наука и техника в городском хозяйстве.: Респуб. межвед. научно-техн. сборник, - Киев.: Будівельник, вып.. 59, 1985, с. 42.
19. Чернышев В.Н., Куликов Н.И., Чернышева Е.Н. Интенсификация аэробной стабилизации осадков городских сточных вод. «Микробиологические методы борьбы с загрязнением окружающей среды»-Тезисы докладов. Пущино.-1988.-187с.
21. Чернышев В.Н., Беляева О.В. Кинетика процессов при аэробной

стабилизации активного ила в сооружениях с волокнистой насадкой. Новые технологические процессы и оборудование в области очистки воды и трубопроводов. Сб. научн. трудов.-Киев, 1991.- 108 с.

22. Чурбанова Н.И. Микробиология. – М.: Высшая школа, 1987. – 239 с.
23. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Химия воды и микробиология. М.: Стройиздат, 1974. -223 с.
24. Чернышев В.Н., Кижаяев В.Ф. Теоретическое и экспериментальное обоснование глубокой минерализации осадков городских сточных вод. Вісник ДонНАСА, вип. 2010-3(83), 2010, - с
25. Чернышев В.М., Нездоймінов В.І., Кижаяев В.Ф., Нудненко А.М. Спосіб обробки осадів міських стічних вод. Патент на винахід №94152, 2010.
26. Котюк Ф.А., Штонда Ю.И. Разработка методов удаления тяжёлых металлов из осадков городских сточных вод// Научно-технический сборник. Коммунальное хозяйство. – 2004. - №72. – с.165-169
27. Котюк Ф.А. Разработка экологически безопасного метода обработки осадка городских сточных вод// Научно-технический сборник. Коммунальное хозяйство. – 2006. - №74. – с. 95-99.
28. Зыкова И.В. Обезвреживание избыточных активных илов и осадков сточных вод от тяжелых металлов. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора химических наук. Санкт-Петербург. 2008.- 32с.
29. Патент № 2133231 Российская Федерация МКИ⁶ С 02 F 11/14 Способ переработки избыточного активного ила, содержащего тяжелые металлы [Текст] / Панов В.П., Зыкова И.В., Алексеева Е.А.; заявитель и патентообладатель СПГУТД. – № 98103036; заявл. 02.02.1998; опубл. 20.07.1999, Бюлл. № 20.
30. Калинин Е.П., Кононов В.Е., Трофимов В.А., Шипов В.П. Способ обработки осадков бытовых или промышленных сточных вод//патент России. – 1992.
31. Пииртола Л .Обработка илов//Сборник статей Акватек-2000. – 2000. – с. 561-562.
32. Данилович Д.А., Аджиенко В.Е. Способ обработки осадков сточных вод с удалением тяжёлых металлов//патент России. – 1996.

Содержание

	стр
1. Основные тенденции современного развития технологии очистки городских сточных вод и обработки осадков.....	2
2. Совершенствование механической очистки сточных вод и обработки осадков	4
3. Роль и место биологических процессов в технологии очистки сточных вод и обработки осадков.....	6
4. Интенсификация биологической очистки сточных вод. Повышение окислительной мощности сооружений.....	9
5. Требования к содержанию биогенных элементов в очищенных сточных водах. Современные технологии удаления из сточных вод азота и фосфора.....	10
6. Проектирование технологии удаления из сточных вод азота по методу предшествующей денитрификации.....	15
7. Современные технологии обработки осадков городских сточных вод.....	19
7.1. Состав и количество осадков, образующихся на городских канализационных очистных сооружениях.....	19
7.2. Методы обработки осадков и их оценка.....	23
7.2.1. Методы стабилизации осадков, их сравнительная оценка.....	23
7.2.2. Интенсификация аэробной стабилизации. Глубокая минерализация осадков.....	24
7.3. Современные технологии обезвоживания осадков. Пути их утилизации...	32
7.4. Методы обработки осадков, содержащих ионы тяжелых металлов.....	33
7.4.1. Химические и физико-химические методы удаления тяжелых металлов.....	33
7.4.2. Реагентно-биологические методы удаления тяжелых металлов.....	40
7.5. Использование вермикультуры калифорнийских червей для переработки и утилизации осадков сточных вод.....	45
7.5.1. Характеристика и особенности калифорнийского гибрида.....	45
7.5.2. Некоторые характеристики процесса вермикультивирования.....	47
7.5.3. Технология вермикультивирования при использовании осадков сточных вод.....	48
Литература.....	49