

Разработка перспективных биотехнологий очистки сточных вод

Биотехнологии традиционно являются самыми экономичными и весьма эффективными процессами, применяемыми для очистки сточных вод, содержащих антропогенные (и им подобные) загрязнения. В последние десятилетия, несмотря на прогресс разного рода физических и физико-химических методов, экологические биотехнологии продолжают стремительно развиваться, позволяя решать все новые и новые задачи, стоящие перед отраслью водоотведения.

В настоящее время можно с уверенностью утверждать, что практически любой процесс трансформации химических соединений, обеспечивающий хоть какое-то выделение энергии, может быть осуществлен специфической группой микроорганизмов. Подтверждением этого факта являют-

ся не только хрестоматийные процессы азотного цикла, но и циклы трансформации серы, железа, марганца, хрома и практически всех элементов, участвующих в окислительно-восстановительных процессах. Причем в некоторых случаях природа способна предложить инженерам не один, а несколько путей реализации необходимого химического процесса.

Так, наряду с процессами биологической нитрификации и денитрификации, ставшими одной из основ современной базы практических знаний по очистке коммунальных сточных вод, в последние годы был открыт автотрофный процесс Анаммокс (Anammox – Anaerobic AMMonium OXidation), основанный на способности автотрофных бактерий окислять аммонийный азот, ис-

пользуя нитриты в качестве акцептора электронов. Результат этого процесса тот же – атмосферный азот, а существенным отличием является отсутствие потребности в каком-либо органическом субстрате, что чрезвычайно важно для очистки от азота стоков, обедненных органическими загрязнениями. Безусловно, при реализации данного процесса для удаления аммонийного азота необходимо часть его окислить до нитритов.

В экологических биотехнологиях используется также способность микроорганизмов аккумулировать в клетках и на их поверхности соединения, применяемые ими для улучшения условий жизнедеятельности и получения конкурентных преимуществ в борьбе за субстрат. Классическим примером биотехнологии, использующей

¹ Данилович Дмитрий Александрович, кандидат технических наук, главный технолог, Управление канализации, МГУП «Мосводоканал»

105005, Москва, Плетешковский пер., 2, тел.: (499) 261-03-62, e-mail: da_danilovich@mail.ru

² Козлов Михаил Николаевич, кандидат технических наук, начальник Управления новой техники и технологий, МГУП «Мосводоканал»

Тел.: (499) 253-93-64, e-mail: mnkozlov@mail.ru

³ Мойжес Оксана Викторовна, кандидат технических наук, руководитель Инженерно-технологического центра по проблемам канализации, МГУП «Мосводоканал»

109235, Москва, 1-й Курьяновский пр., 15, КОС (ИТЦ), тел.: (495) 348-16-13, e-mail: oksamos1@list.ru

⁴ Николаев Юрий Александрович, кандидат биологических наук, главный специалист, ИТЦ, МГУП «Мосводоканал»

Тел.: (495) 348-16-13, e-mail: nikolaevua@mail.ru

⁵ Дорофеев Александр Геннадиевич, кандидат биологических наук, главный специалист, ИТЦ, МГУП «Мосводоканал»

Тел.: (495) 348-16-13, e-mail: dorofeevag@mail.ru

внутриклеточную аккумуляцию, является хорошо известный процесс биологического удаления фосфора.

Фосфатаккумулялирующие гетеротрофные микроорганизмы последовательно в течение цикла жизнедеятельности, потребляя из раствора фосфат-ионы (в условиях избытка энергии от окисления органического субстрата), накапливают полифосфаты, обменивая их затем в условиях наличия субстрата (но при отсутствии окислителя) на внутриклеточный полимерный запасенный субстрат. За счет этого они получают преимущество в развитии по отношению к другим гетеротрофам, неспособным потреблять даже самый доступный субстрат при отсутствии окислителя.

В основе реализации вышеперечисленных биотехнологий лежит известный принцип кинетической селекции, по которому в биомассе благодаря поддержанию определенной скорости ее вымывания (возраста ила), температуры и других факторов обеспечивается опережающее размножение целевой группы бактерий, обладающих наибольшей скоростью роста в данных условиях.

Способность бактерий к иммобилизации на твердых поверхностях, используемая для интенсификации биологических процессов еще с XIX века, стала основой технологии биофильтров. Для бактерий целью иммобилизации является способность получать субстрат из потока жидкости, постоянно омывающего прикрепленные клетки, тогда как свободноплавающие клетки, вынужденные двигаться вместе с потоком, этой возможности лишены. Проблема большинства конструкций биофильтров заключается в

сложности обеспечения своевременного отделения избыточной биопленки, что во многих случаях приводит к заиливанию биофильтров, ухудшению массообмена и загниванию биопленки, а это, в свою очередь, влечет за собой вторичное загрязнение очищенной воды. Перспективным направлением использования иммобилизации бактерий, практически избавленным от этого недостатка, являются плавающие загрузки. Современные технологии и оборудование для переработки пластмасс позволяют создавать загрузочные материалы, обеспечивающие как своевременное удаление избыточной биомассы, так и защиту биопленки от механического слушивания.

В основе всей современной очистки сточных вод активным илом лежит способность бактерий формировать макроагрегаты – флокулы. В последние десятилетия этот давно известный принцип получил неожиданное развитие. Первый прорыв был совершен в области анаэробного метанового процесса. Открытие и практическое освоение феномена формирования метаногенных гранул ила (особо прочных и крупных флокул) превратили анаэробную очистку сточных вод из экзотического процесса, требующего длительной обработки в течение многих суток, в процесс, проходящий буквально за несколько часов при нагрузках по ХПК до 50–70 кг/(м³·сут) [1; 2]. Чрезвычайно важно, что микроорганизмы, формируя гранулы с помощью экзополимеров, не только оптимизируют межклеточный перенос промежуточных продуктов биохимических процессов, но и могут достичь того же результата, что и при иммобилизации, т. е.

оптимального расположения в потоке обновляющегося субстрата. Более того, за счет формирующихся и отделяющихся пузырьков биогаза эти агломераты способны перемещаться в объеме биореактора на расстояния в несколько метров.

Основным селективным принципом, позволяющим создавать устойчивые гранулы из обычного сброженного осадка, является скорость восходящего потока, т. е. принцип гидравлической селекции. Микроорганизмы, не обладающие определенной скоростью осадения, в этих условиях покидают биореактор, а более плотные конгломераты задерживаются. В реализации принципа биологической очистки с прикрепленной микрофлорой природа превзошла даже такие мощные аппараты, как биореакторы с псевдоожиженным слоем песка. В этих системах, работающих в анаэробных условиях, внесенный песок постепенно вымывается, а его место занимают анаэробные гранулы, обладающие еще большей скоростью седиментации и способные удерживаться при скорости восходящего потока до 1 см/с.

Изучение и освоение феномена образования анаэробных гранул, в которых объединены различные группы микроорганизмов метаногенного сообщества, открыли широкие перспективы применения этого принципа для процессов очистки городских сточных вод от органических веществ и биогенных загрязнений. В конце 1990-х годов были разработаны принципы получения аэробных гранул, объединяющих в себе все четыре основные группы микроорганизмов, обеспечивающих эти процессы [3]. По мере снижения концентрации кислорода,

а затем и нитратов в глубь гранулы располагаются: аэробные гетеротрофы и нитрификаторы, денитрификаторы и фосфатаккумулирующие денитрифицирующие бактерии. Основными факторами для реализации этой биотехнологии являются циклический процесс, восходящий поток сточной воды, сверхбыстрая седиментация и регулирование кислородных условий. Хотя данный процесс только начал развиваться и к настоящему времени вышел только на опытно-промышленный уровень, можно предсказать ему большое будущее. Возможно, этот метод заменит большинство созданных до него технологических и конструктивных решений для реализации биологической очистки.

Понимание селективирующих механизмов формирования подобных активных илов позволяет говорить об общем направлении совершенствования современной биологической очистки — сверхбыстром отстаивании для накопления в биореакторе хорошо седиментирующей биомассы. Этот принцип уже используется в анаэробных процессах, когда из-за специфического состава сточных вод невозможно формирование устойчивых гранул, а быстрооседающие флоккулы удерживаются при скорости восходящего потока, хотя и уступающей возможностям гранул, но тем не менее весьма высокой. Аналогично в аэробных условиях очистки не обязательно добиваться формирования гранул — значительный эффект по ускорению процесса и уменьшению необходимого объема биореакторов может быть достигнут при получении быстрооседающих флоккулированных высококонцентрированных илов.

Пока же на практике наиболее быстро развивающимся методом интенсификации биотехнологических процессов очистки является их гибридизация с современным физическим способом — мембранной фильтрацией. Такую возможность дает мембранное ило-разделение, как правило, с вакуумным отбором жидкой фазы. Этот метод, примененный в MBR-реакторах, позволяет повысить концентрацию аэробной биомассы до пределов, ограниченных лишь окислительной мощностью системы и вязкостью ила. В настоящее время эти концентрации составляют 10–15 г/л. Простота и компактность мембранных сооружений, снижение стоимости и совершенствование мембран и установок, их использование, несмотря на ряд очевидных (большое количество оборудования, высокие затраты на его обновление и эксплуатацию) и потенциальных (риск кольматации пор, разрывов мембран) недостатков этой технологии, способствовали тому, что она начала использоваться не только на малых очистных сооружениях, но и на крупных станциях производительностью до 100 тыс. м³/сут. Следует заметить, что прогресс ранее описанного биотехнологического направления — очистки с быстрооседающим илом — в перспективе может сделать мембранное оборудование лишним, очередной раз продемонстрировав почти безграничные возможности союза природы и инженера-исследователя.

В последние годы специалистами МГУП «Мосводоканал» были выполнены исследования по многим из проанализированных выше процессов, часть которых изучается в русле современных зарубежных

разработок, а другую можно охарактеризовать как новые шаги в развитии перспективных биотехнологий.

Технология с использованием активных илов с высокой скоростью седиментации и низким иловым индексом была отработана сначала на лабораторной установке, затем — на крупномасштабном промышленном сооружении [4; 5].

На стадии лабораторной разработки использовали SBR-реактор периодического действия объемом 17 л (рис. 1). Цикл работы (4 часа) состоял из фаз подачи сточной воды, перемешивания при полном

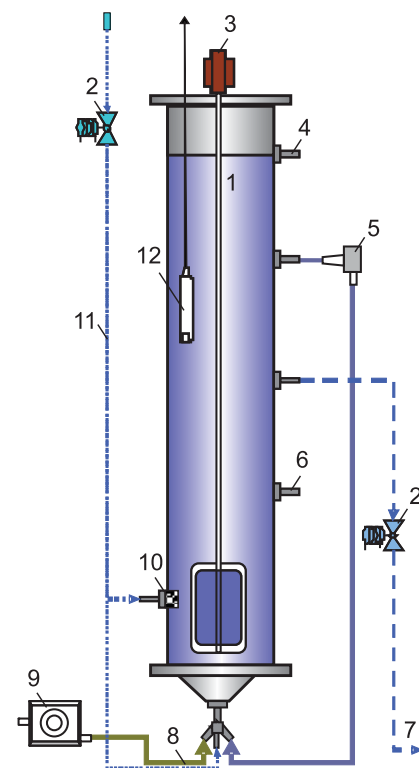


Рис. 1. Реактор периодического действия с быстрооседающим илом

1 — реактор; 2 — электромагнитный клапан; 3 — мешалка; 4 — штуцер аварийного слива (перелива); 5 — центробежный насос для вертикального перемешивания; 6 — штуцер для взятия проб; 7 — сброс очищенной воды; 8 — подача сточной воды; 9 — перистальтический насос подачи сточной воды; 10 — мелкопузырчатый аэратор; 11 — подача сетевого воздуха; 12 — кислородный датчик

Таблица 1

Показатель, мг/л	Исходная сточная вода	Очищенная сточная вода	Эффективность удаления, %
N-NH ₄	20	0,2	99
N-NO ₂	—	0,02	—
N-NO ₃	—	8,7	—
P-PO ₄	2	0,6–0,8	60–70
ХПК	160	40	75
БПК ₅	80	8	90

рабочем объеме, аэробной фазы и фазы отстаивания с последующим сливом очищенной воды. В результате подбора технологических режимов работы установки было создано необходимое гидравлическое (гравитационное) селекционное давление на ил в направлении формирования быстрооседающих частиц.

Качественные показатели подававшейся в реактор и очищенной в лабораторной установке воды приведены в табл. 1.

Общее время исследований после окончания фазы запуска (около 25 суток) составило 160 и 200 суток (в двух режимах). В реакторе эффективно протекали все необходимые процессы – нитри-денитрификация и биологическое удаление фосфора. Доза ила в реакторе составляла 5–8 г/л, возраст ила – 16–30 суток. Иловый индекс устойчиво поддерживался в диапазоне 40–80 мл/г. Концентрация взвешенных веществ в очищенной воде составляла 6–8 мг/л. Следует отметить, что реализация данного процесса требует использования специальной конструкции биореактора.

Промышленный эксперимент по применению этого технологического принципа был проведен на одной из экспериментальных технологических линий Люберецких

очистных сооружений, работающей по технологии биологического удаления азота и фосфора производительностью 80 тыс. м³/сут.

До начала эксперимента доза активного ила в аэротенке составляла 2,3–2,6 г/л, иловый индекс – 160–190 см³/г, гидравлическая нагрузка на вторичные отстойники – 0,9–1,1 м³/м². Концентрация взвешенных веществ в очищенной сточной воде после вторичных отстойников составляла 6–8 мг/л (рис. 2).

Для реализации гидравлической селекции быстро-

оседающего активного ила на некоторое время, как и на лабораторной стадии, пришлось допустить работу вторичных отстойников с повышенным выносом взвешенных веществ.

Из данных, представленных на рис. 2, видно, что в первые 25–30 дней эксперимента доза активного ила и значение илового индекса не изменялись. В этот период произошло вымывание мелких медленно оседающих фракций активного ила. В течение 40 суток при дальнейшем увеличении дозы активного ила с 3 до 6 г/л наблюдалось уменьшение значения илового индекса со 180 до 120 см³/г. Концентрация взвешенных веществ в очищенной сточной воде не увеличилась. В течение следующих 70 суток доза ила в аэротенке поддерживалась в диапазоне 6–6,5 г/л. При этом зафиксировано дальнейшее снижение илового индекса до 80–100 см³/г, концентрация взвешенных веществ в очищенной воде составила не более 8–9 мг/л.

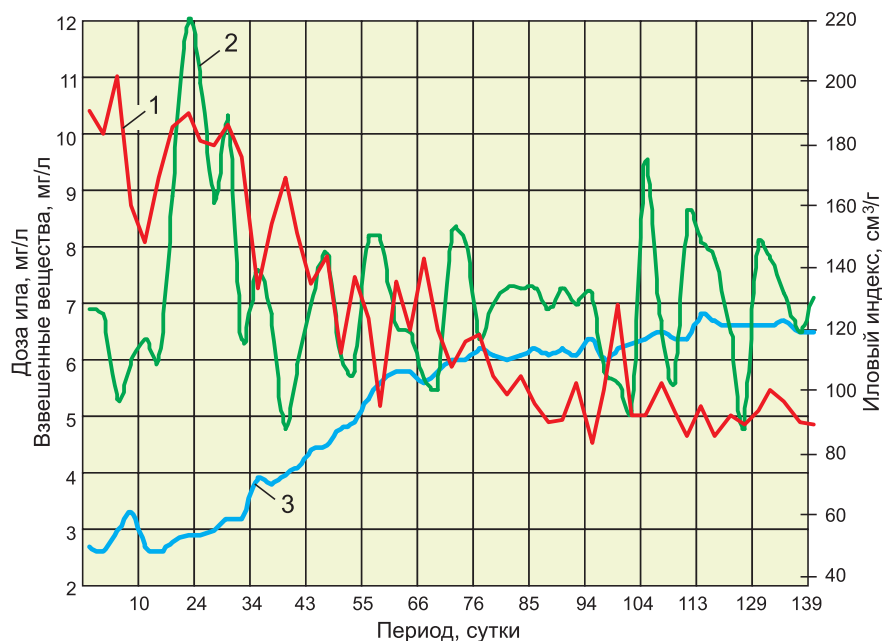


Рис. 2. Динамика дозы ила в аэротенке, илового индекса и концентрации взвешенных веществ в очищенной сточной воде на первом этапе эксперимента

1 – иловый индекс; 2 – взвешенные вещества; 3 – доза ила

Таблица 2

Показатель, мг/л	Первый этап эксперимента		Второй этап эксперимента	
	осветленная сточная вода	очищенная сточная вода	осветленная сточная вода	очищенная сточная вода
Взвешенные вещества	90	7,2	95	7
ХПК	275	32	290	27
N-NH ₄	19	0,3	20	0,3
N-NO ₂	–	0,02	–	0,02
N-NO ₃	–	7,7	–	7,6
P-PO ₄	2,3	0,84	2,1	0,6/0,3*

* В числителе – второй этап эксперимента, в знаменателе – период после оптимизации процесса удаления фосфора.

Показатели качества поступающей (осветленной) и очищенной сточной воды по этапам эксперимента приведены в табл. 2.

В ходе второго этапа эксперимента проводилась оптимизация процесса удаления PO₄ при повышенных дозах активного ила. Дальнейшее увеличение нагрузки до 100 тыс. м³/сут на опытную линию не привело к ухудшению качества очистки.

Для экспериментального исследования перспективной MBR-технологии биологической очистки была проведена модернизация пилотной установки биологического удаления азота и фосфора производительностью 3,5 м³/сут с использованием мембранного модуля [6]. Принципиальная технологическая схема работы пилотной установки представлена на рис. 3.

В установке использован мембранный модуль МСВ-3

фирмы «Huber». Модуль сконструирован из плоских гидрофильных мембран, обладающих высокой смачиваемостью и низким сродством к компонентам сточной воды, вызывающим засорение мембран. Размер пор в мембранах составляет 38 нм, что обеспечивает поток через мембраны до 60 л/(м²·ч) при низком трансмембранном давлении (0,1–0,2 бар). Для предотвращения забивания мембраны постоянно продуваются воздухом, в системе отсутствуют периодические промывки обратным током жидкости и реагентами.

В течение девяти месяцев эксплуатации на пилотной установке отработаны режимы с различными дозами активного ила и гидравлическими нагрузками. В табл. 3 приведены результаты работы пилотной установки с мембранным илоотделением при дозе активного ила 5 г/л, общем возрасте ила

30–35 суток. Концентрация растворенного кислорода в аэробных реакторах поддерживалась в диапазоне 1,6–2,5 мг/л.

Работа пилотной установки с мембранным модулем при возрасте активного ила 16–30 суток и дозе ила 7 г/л позволяла доводить концентрацию фосфора фосфатов в очищенной сточной воде до 0,2–0,4 мг/л (при концентрации P-PO₄ в осветленной сточной воде 1–2 мг/л). В период проведения экспериментальных исследований седиментационные свойства ила не изменились (иловый индекс 100–120 см³/г).

Важным техническим параметром мембранных установок является динамика гидравлических свойств мембраны во времени. В ходе исследований установлен оптимальный расход сточной воды, обеспечивающий рабочее трансмембранное давление в установке 0,1–0,3 бар. При увеличении давления до 0,4 бар и выше осуществляли ее промывку лимонной кислотой и гипохлоритом натрия.

Экспериментальные исследования на пилотной установке удаления биогенных элементов с мембранным илоотделением производительностью 3,5 м³/сут показали, что применение мембранных модулей позволяет сократить объем сооружений на 15–20% при качестве очистки сточной воды от аммонийного азота до 0,1 мг/л, фосфора фосфатов – до 0,1–0,2 мг/л и взвешенных

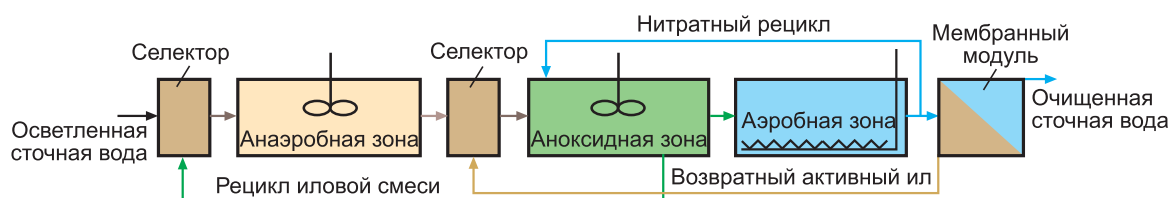


Рис. 3. Принципиальная схема пилотной установки с мембранным илоотделителем

Таблица 3

Показатель, мг/л	Поступающая сточная вода	Очищенная сточная вода	Эффективность удаления, %
Взвешенные вещества	110	0	100
ХПК	170	33	80
N-NH ₄	25	0,1	99
N-NO ₂	—	0,02	—
N-NO ₃	—	9	—

веществ — практически до нуля.

Для классических технологий биологического удаления азота и фосфора (с гравитационным илоразделением) большое значение имеет поддержание возраста ила, обеспечивающее как устойчивую нитрификацию, так и поглощение фосфатов. В эксплуатационных условиях этот баланс может нарушаться. Технологии с применением плавающих загрузок решают проблему стабилизации качества биологической очистки сточных вод, прежде всего процесса нитрификации. При этом уменьшается возраст ила, что способствует дефосфатации при сохранении эффективности очистки от аммонийного азота.

Интересным решением, широко распространенным в мировой практике, является применение плавающей загрузки BioChip фирмы «AnoxCaldnes»



Рис. 4. Элемент пластиковой загрузки

(рис. 4). МГУП «Мосводоканал» на лабораторной и пилотной установках проведены исследования по применению этой загрузки для доочистки от окисляемых форм азота и БПК. Первый этап исследований на лабораторной установке позволил определить динамику окисления аммонийных соединений в зависимости от удельной доли загрузочного материала в реакторе (рис. 5). Стандартная кинетика окисления аммонийного азота приведена на рис. 6.

Согласно полученным зависимостям, для доокисления остаточного аммонийного азота и азота нитритов биологически очищенных вод канализационных очистных сооружений (исходное содержание

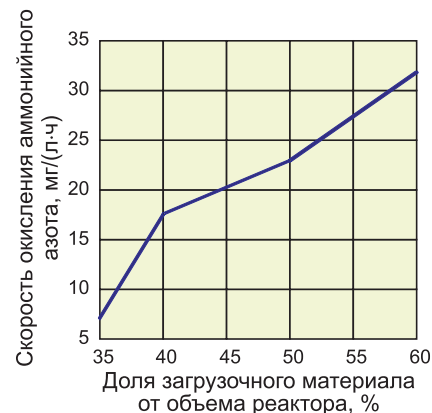


Рис. 5. Скорость окисления аммонийных соединений в зависимости от удельной доли загрузочного материала

аммонийного азота 6–8 мг/л) гидравлическое время удержания плавающей загрузки должно составлять 60 мин, при концентрации аммония 3–4 мг/л — не менее 30 мин.

На втором этапе исследований на полупромышленном биореакторе полученные зависимости были подтверждены. Определено, что концентрация растворенного кислорода в реакторе должна составлять 2,5–3 мг/л. Поскольку прирост ила в автотрофном процессе нитрификации незначителен, использование доочистки в биофильтре с плавающей загрузкой может проводиться

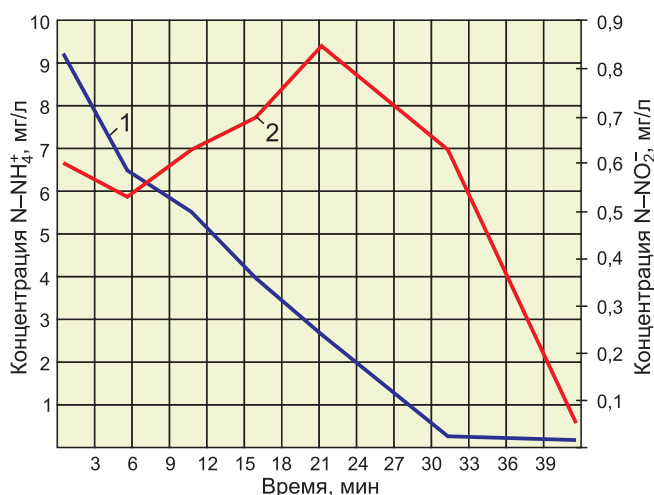


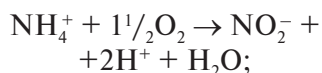
Рис. 6. Изменение концентраций аммония и нитритов в реакторе при 40% удельного объема загрузки
1 — N-NH₄⁺; 2 — N-NO₂⁻

после вторичных отстойников, не требуя дополнительных сооружений по отстаиванию.

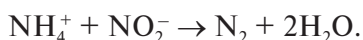
При использовании биотехнологий для удаления азота и фосфора на очистных сооружениях, эксплуатирующих метантенки, особое внимание должно уделяться возвратным потокам от сооружений обработки осадка. Общее содержание аммония и фосфора, поступающих с возвратными потоками сооружений обработки осадка, может составлять до 20% нагрузки, поступающей с городской сточной водой. При использовании уплотнителей сброженного осадка (неизбежном при реализации в метантенках термофильного режима сбраживания) также весьма существенно влияние выноса с возвратными потоками взвешенных веществ.

Возможным решением является создание локальных сооружений очистки возвратных потоков от соединений азота. Однако при применении традиционной нитриденитрификации возникает проблема нехватки органического вещества для денитрификации и необходимость добавления органического реагента. Процесс Анаммокс является перспективным направлением решения этой проблемы. Процесс проводится в две стадии: частичная нитрификация — для получения нитрита, и собственно реакция Анаммокс — окисление аммония нитритом, проводимое бактериями порядка *Planctomycetales*.

Частичная нитрификация:



реакция Анаммокс:



Оптимальное соотношение концентраций азота аммо-

ния и нитрита для протекания процесса Анаммокс составляет 1,3.

Были проведены лабораторные исследования процесса Анаммокс для удаления аммония из фильтрата ленточных сгустителей сброженного осадка [7]. Лабораторная установка состояла из емкости хранения сточной воды, реактора частичной нитрификации и реактора анаксидного окисления Анаммокс (рис. 7).

В ходе оптимизации режима эксплуатации реактора частичной нитрификации величина отношения концентраций $\text{N}-\text{NH}_4 : \text{N}-\text{NO}_2$ в обработанной воде варьировала в диапазоне 1,2–1,5, концентрация нитратов при этом оставалась на низком уровне — 8,4 мг/л. Затем вода поступала на обработку в реактор Анаммокс.

Период выхода реактора Анаммокс на режим полного удаления азота составил 137 дней. Из представленных на рис. 8 данных видно, что реактор работал в трех режимах при температуре 20–25 °С. В течение первого периода нагрузка на реактор постепенно увеличивалась с 0,007 до 0,03 кгN/(м³·сут). При этом эффективность конверсии азота также возросла, что говорит об увеличении активности бактерий. Начиная со 139-го дня, наблюдалось устойчивое удаление азота в реакторе. Эффективность удаления азота в течение данного периода была максимальной и составила в среднем 90% (достигая 99%). При этом нагрузка на реактор по азоту была постепенно увеличена до 0,08 кгN/(м³·сут). Когда реактор достиг устой-

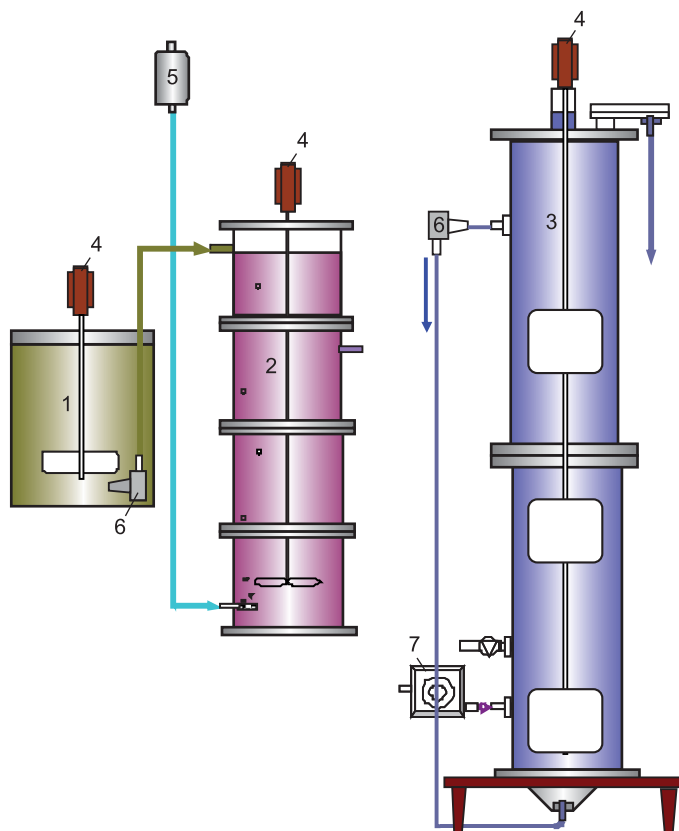


Рис. 7. Установка автотрофного удаления азота

1 — емкость для фильтрата; 2 — реактор частичной нитрификации; 3 — реактор Анаммокс; 4 — электродвигатель с мешалкой; 5 — компрессор; 6 — центробежный насос; 7 — перистальтический насос

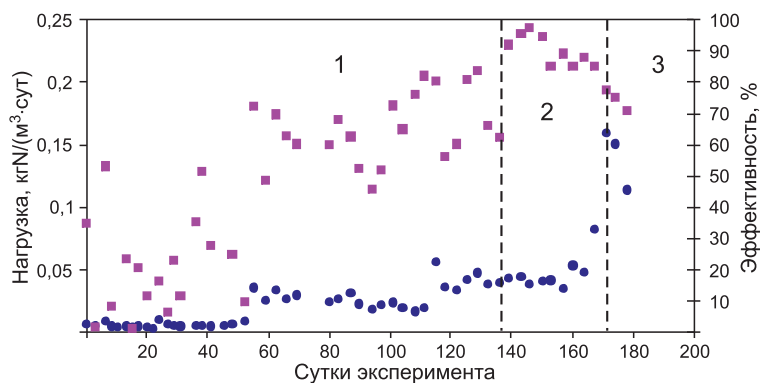


Рис. 8. Полное удаление азота в реакторе Анаммокс

1–3 – режимы работы; ● нагрузка по азоту; ■ эффективность удаления азота

чивой работы по удалению азота, нагрузка по суммарному азоту была увеличена до 0,16 кгN/(м³·сут), начиная со 171-го дня, в целях ускоренного наращивания биомассы.

Сравнительный анализ двух технологий удаления азота из сточной воды (последовательной нитри-денитрификации и процесса Анаммокс) показывает, что удельные затраты энергии на удаление 1 кг азота при последовательной нитри-денитрификации в 2,5 раза выше, чем в процессе Анаммокс. Кроме того, для процесса Анаммокс не требуется органическое вещество, а прирост активного ила минимален. Однако проведение процесса Анаммокс требует поддержания очень высокого возраста ила (несколько десятков суток). Наряду с длительностью процедуры запуска требуется и эффективное предварительное удаление взвешенных веществ из обрабатываемой жидкости. Поэтому использование данного процесса реально для очистки фильтрата (фугата), но нецелесообразно для сливной воды уплотнителей сброженного осадка.

Другим перспективным направлением решения проблемы возвратных потоков является технология аэробной биологической обработки сброженного осадка, в ходе

которой удаление соединений азота и осаждение значительной части фосфатов могут осуществляться непосредственно из иловой воды сброженного осадка. В настоящее время технология детально изучена на лабораторной установке, состоящей из реактора рабочим объемом 7,5 л и уплотнителя такого же объема [8].

Специфический ил для запуска был получен из обычного ила аэротенков канализационных очистных сооружений путем селекции в контакте со сброженным осадком в полупериодическом режиме при аэрации в течение 30 суток.

Аэрируемый реактор работал в хемостатном режиме со скоростью протока 0,33 сут⁻¹ (гидравлическое время удержания трое суток) при 35–37 °С, что соответствует температуре сброженного осадка после прохождения теплообменни-

ка рекуперации. Концентрация растворенного кислорода поддерживалась на уровне 0,6–3,5 мг/л. Биологически обработанный сброженный осадок поступал в уплотнитель, работающий при комнатной температуре с гидравлическим временем пребывания 1,5 суток.

Распад по беззольному веществу осадка составлял 5–6%, по ХПК – 14%. Наряду с этим при оптимальном кислородном режиме происходило уменьшение содержания аммонийного азота более чем на 85%, суммы ионных форм азота – около 50%, фосфатов – более 60% (табл. 4).

Возраст активного ила в реакторе составлял 3 суток, что при работе в оптимальном для развития микроорганизмов температурном диапазоне было достаточно для прохождения развитого процесса нитрификации. Уменьшение суммы форм азота, безусловно, свидетельствует о развитой симультанной денитрификации, происходящей в реакторе в условиях лимитирования по кислороду и высокой концентрации органического субстрата. Уменьшение концентрации фосфатов при такой обработке может быть обусловлено образованием струвита, а также включением в биомассу аэробных микроорганизмов.

Таблица 4

Показатель, мг/л	Образец	
	Сброженный осадок	Аэробно обработанный сброженный осадок
P-PO ₄ ³⁻ (фильтрат)	22,5	7,2
N-NH ₄ ⁺ (фильтрат)	693	99,8
N-NO ₃ ⁻ (фильтрат)	0,6	155,8
N-NO ₂ ⁻ (фильтрат)	0,2	114,9
Сумма N (N-NH ₄ ⁺ ; N-NO ₃ ⁻ ; N-NO ₂ ⁻)	694	370

Изменение основных показателей в сброженном осадке при аэробных условиях биологической очистки приведено в табл. 4 (даны средние показатели за три месяца работы установки в стационарном режиме).

Обработка в аэробных условиях позволяла практически полностью удалить сероводород из толщи осадка. Аэробно сброженный осадок терял специфический анаэробный запах и приобретал удовлетворительные органолептические свойства (слабый запах активного ила). При уплотнении такого осадка не происходит выделения дурно пахнущих веществ, что позволяет отказаться от дорогостоящего перекрытия уплотнителей на очистных сооружениях. Высокая эффективность стабилизации и соответственно отсутствие загнивания позволяют проводить прямое внесение такого осадка в почву в качестве удобрения.

За счет удаления коллоидных веществ и стимуляции образования биофлокулянтов (внеклеточных полимеров) в процессе биологической обработки в аэробных условиях достигнуто значительное улучшение водоотдающих свойств сброженного осадка, что позволило не только исключить стадию промывки, но и снизить (по сравнению с промытым сброженным осадком) дозу флокулянта с 6 до 5 кг/т сухого вещества. В результате исключения стадии промывки вынос взвешенных веществ со сливной водой из уплотнителя аэробно обработанного осадка составит не более 5% нагрузки на него, в то время как при традиционной технологии вынос взвешенных веществ составляет 11% нагрузки.

Несмотря на необходимость дополнительных объемов для

обработки осадка, а также подачи воздуха в биореактор, предлагаемая технология в комплексе является рациональной, так как суммарное время аэрации и уплотнения не превышает 4,5 суток (при обычном времени нахождения сброженного осадка в уплотнителях около 5 суток с учетом разбавления промывной водой), а потребность в воздухе не превышает таковую для окисления аммонийного азота возвратных потоков в аэротенках станции.

Выводы

Современные биотехнологические методы интенсификации процессов очистки сточных вод и обработки осадков позволяют существенно уменьшить объем сооружений, повысить их надежность и экономичность. Необходимо углубленное фундаментальное изучение и развитие новых биотехнологических процессов, расширяющих возможности использования биологической очистки.

Авторы благодарят В. Г. Асееву, В. А. Грачева, М. В. Кевбрину, Е. А. Казакову, К. В. Шотину, А. В. Акментину, С. Н. Новикову, Р. В. Остапенко, участвовавших в выполнении исследований, результаты которых изложены в настоящей статье.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Lettinga G., van Velsen A. F. M., Hobma S. W., etc. // *Biotechn. Bioeng.* 1980. 22.
2. Калюжный С. В., Данилович Д. А., Ножевникова А. Н. Анаэробная биологическая очистка сточных вод // *Итоги науки и техники. Сер. Биотехнология.* Т. 29. — М., 1991.

3. Weber S. D., Ludwig W., Schleifer K.-H., Fried J. Microbial composition of aerobic granular sewage biofilm // *Appl. Environ. Microbiol.* 2007. V. 73.
4. Данилович Д. А., Козлов М. Н., Николаев Ю. А. и др. Удаление азота и фосфора из сточной воды в реакторе периодического действия с восходящим потоком сточной воды / Сб. докладов конгресса «Вода: экология и технология» — «ЭКВАТЭК—2008». — М., 2008.
5. Данилович Д. А., Козлов М. Н., Мойжес О. В., Шотина К. В. Удаление фосфора и аммония из сточной воды в сооружениях с повышенными дозами ила / Сб. докладов конгресса «Вода: экология и технология» — «ЭКВАТЭК—2008». — М., 2008.
6. Данилович Д. А., Козлов М. Н., Пупырев Е. И. и др. Пилотная установка для очистки городских сточных вод с применением мембранного илоотделителя фирмы Huber / *Материалы конф. IWA по мембранным технологиям «ЭКВАТЭК—2008».* — М., 2008.
7. Данилович Д. А., Николаев Ю. А., Мойжес О. В. и др. Анаэробное окисление аммония в возвратных потоках от обработки сброженного осадка (Анаммокс). / Сб. докладов конгресса «Вода: экология и технология» — «ЭКВАТЭК—2008». — М., 2008.
8. Данилович Д. А., Кевбрина М. В., Гусев Д. В., Николаев Ю. А. Аэробная биологическая обработка сброженного осадка / Сб. докладов конгресса «Вода: экология и технология» — «ЭКВАТЭК—2008». — М., 2008.