

Оценка гумусовых кислот, образующихся в процессе биоконверсии древесных отходов без участия компонентов почвы, проведена методами элементного анализа и определения функциональных групп.

Результаты элементного анализа выделенных препаратов гуминовых кислот (табл. 2) показывают, что содержание углерода, водорода и азота укладывается в пределы, установленные для гумусовых кислот почв [7,8].

Анализ состава функциональных групп (табл. 3) показывает, что гумусовые кислоты содержат большой набор кислородсодержащих функциональных групп. Выделенные препараты ГК отличаются от почвенных ГК более низким содержанием карбоксильных и карбонильных групп [8]. Все препараты ГК содержат значительное количество фенольных гидроксидов.

Как видно из полученных результатов (табл. 2), увеличение срока гумификации способствует постепенному обогащению ГК карбоксильными и карбонильными группами. При этом количество гидроксильных групп уменьшается. Таким образом, гумификацию древесных отходов можно рассматривать как процесс окислительного кислотообразования [9].

Наилучшим источником получения биологически активных соединений является гумифицированный гидролизный лигнин, по сравнению с остальными исследуемыми лигноцеллюлозными материалами. Направленная биодеструкция лигноцеллюлозных отходов углубляет реакции окисления ГК, что должно положительно сказаться на биологической активности получаемых препаратов. При этом достаточно проводить гумификацию в течение 60 суток.

Литература.

1. Охрана окружающей среды в объединениях и на предприятиях концерна «Беллесбумпром» / Романовский А.М., Самойлович К.Д., Терехова Л.Д. и др. // Деревообрабатывающая про-ть. 1987. № 2. - С. 12-14.
2. Воробьева А.А. и др. //Биотехнология.1987.№4.-С.433.
3. Бертякова О.А., Маслов С.Г., Смольяников С.И. Направления использования остатка при производстве нитрогуминовых стимуляторов роста из торфа // Рациональное использование природных ресурсов Сибири. Томск, 1989. - С. 26.
4. Биологически активные препараты стимулирующего и фунгицидного действия на основе торфа / Наумова Г.В., Косоногова Л.В., Жмакова Н.А., Овчинникова Т.Ф. // Химия твердого топлива. 1995. № 2. - С. 82-87.
5. Регулятор роста с защитными свойствами из торфа / Наумова Г.В., Косоногова Л.В., Кособокова Р.В. и др. // Торфяная промышленность. 1990. № 2. - С. 22-25.
6. Тишкович А.В., Шныриков В.Г., Зубовский В.С. Природа торфа и эффективность на его основе / Под ред. И.И. Лиштвана. Мн.: Наука и техника, 1987. - 140 с.
7. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во МГУ, 1981. - 272 с.
8. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990 - 325 с.
9. Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. - 288 с.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОЧИСТКИ СТОЧНОЙ ВОДЫ МОЛОКОПЕРЕРАБАТЫВАЮЩЕГО ПРОИЗВОДСТВА В АНАЭРОБНОМ БИОРЕАКТОРЕ

И.А. Ровенская, Н.С. Ручай, Н.В. Гриц
Научный руководитель – Н.В. Гриц
УО "Белорусский государственный
технологический университет"

В связи с ростом молочного производства постоянно увеличивается водопотребление и соответственно объем сточных вод, требующих обработки. Из всего объема потребляемой воды 85-90% ее переходит в сточные воды.

Молокоперерабатывающие предприятия Республики Беларусь остро нуждаются в недорогих, малозатратных очистных сооружениях, обеспечивающих локальную очистку сточной воды. Для очистки стоков молокоперерабатывающих производств чаще всего предлагаются аэробные биореакторы: дисковые биофильтры [1], биореакторы с иммобилизованной на неподвижных носителях микрофлорой [2].

В настоящей работе исследован анаэробный процесс очистки сточных вод Столбцовского молочного завода спонтанно развивающейся анаэробной микрофлорой. Анаэробную обработку сточных вод производили в лабораторном биореакторе объемом 0,5 л с фиксированной насадкой типа "ВИЯ", функционирующем в периодическом режиме в мезофильных условиях (30°C). Плотность загрузки биореактора носителем 12 г/л.

Запуск биореактора и вывод его на стабильный режим работы осуществляли в течение 20 суток. Для оценки эффективности функционирования закрепленной на носителе анаэробной микрофлоры при очистке сточной воды производили залповую замену жидкости в биореакторе на сточную воду и контролировали изменение уровня загрязненности воды по величине ХПК. Состав сточной воды анализировали по общепринятым показателям стандартными методами [3].

Исследования показали, что уровень загрязненности сточной воды по ХПК в течение рабочего дня на предприятии колеблется в широких пределах: от 160 мг/л до 3600 мг/л. Средний уровень загрязненности общего стока составляет 1200-2000 мг/л по ХПК. Доля биологически окисляемых загрязнений (БПК₅) составляет 50-60% от величины ХПК. Значение pH сточной воды изменяется в пределах 6-9. Повышенная температура стоков (около 30°C) способствует эффективной анаэробной очистке. Содержание взвешенных веществ колеблется от 40 мг/л до 1100 мг/л. Взвешенные вещества более чем на 90% представлены органическими соединениями.

В лабораторном биореакторе с иммобилизованной микрофлорой анаэробной обработке подвергали среднесуточную пробу сточной воды (ХПК=1200 мг/л и ХПК=1800 мг/л), сточную воду с высоким уровнем загрязненности (ХПК=12000 мг/л и ХПК=5600 мг/л) и предварительно разбавленную молочную сыворотку (ХПК натуральной сыворотки 130000 мг/л). Подготовка сточной воды к анаэробной обработке заключалась только в корректировке величины pH, если этот показатель выходил за пределы интервала 6-8.

Результаты эксперимента (табл. 1) свидетельствуют, что степень очистки сточных вод молокоперерабатывающего производства в анаэробных условиях составляет 76-89%. Высокая степень очистки среднесуточного стока (89%) достигается за время 16 часов. При обработке максимально загрязненного стока (ХПК=12000 мг/л) интенсивно протекающие процессы деструкции загрязнений кислотогенной микрофлорой приводят к закислению среды до pH=5,5-5,0, что угнетает жизнедеятельность метаногенных бактерий и затормаживает процесс очистки, увеличивая время обработки стоков. Процесс очистки восстанавливается при введении в сточную воду мела, выполняющего функции нейтрализующего агента. Такое же явление имело место и при анаэробной обработке молочной сыворотки. Вероятно, это связано с высоким содержанием в сточной воде белков, превращаемых анаэробной микрофлорой в органические кислоты.

Таблица 1 - Эффективность анаэробной обработки сточной воды

Очищаемый сток	Уровень загрязненности по ХПК, мг/л		Степень очистки, %
	стока	очищенной воды	
Усредненный сток	1200	200	83
	1800	200	89
Сильно загрязненный сток	5600	600	89
	12000	2800	76
Разбавленная молочная сыворотка	4000	400	90

Представляет интерес определение глубины очистки стоков по основным биогенным элементам. Как следует из табл.2, анаэробная очистка сточной воды приводит к снижению содержания азота на 52-55%, фосфора на 29-41%.

Таблица 2 - Изменение состава сточной воды в результате анаэробной обработки

Основные показатели	Сильно загрязненный сток		Слабо загрязненный сток	
	до очистки	после очистки	до очистки	после очистки
pH	7,0	6,3	7,6	6,3
ХПК, мг/л	5800	600	1800	400
Общ. азот, мг/л	540	290	230	110
Общ. фосфор, мг/л	54	32	21	15
Взвещ. в-ва, мг/л	1850	35	980	21

Таким образом, результаты выполненных исследований свидетельствуют о высокой эффективности анаэробной очистки сточной воды молокоперерабатывающего производства и пригодности этого метода для предварительной очистки стока.

Литература

- 1 Radwan K.H., Ramanujam T.K. Treatment of dairy waste water using modified RBC / *Appl. Waste Manag. Technol. Dev. Countries: Techn. Pap. Present 3rd Int. Conf. Nagpur, Febr. 25-26, 1995. Vol.1. – С. 301-306.*
- 2 Горбань Н.С., Школьник Е.М. Использование иммобилизованных микроорганизмов для увеличения эффективности очистки сточных вод. / *Химия и технология воды. – 1995, № 4 – С. 444-449.*
- 3 Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод – М.: Химия. 1974. – 336 с

БАКТЕРИАЛЬНЫЕ ДЕГАЛОГЕНАЗЫ

И.М. Бурак, И.В. Лайковская

*Научный руководитель - В.Н. Леонтьев
Белорусский государственный технологический университет*

Галогенсодержащие органические соединения составляют одну из наиболее широких групп загрязнителей окружающей среды. Они широко используются в сельском хозяйстве в качестве пестицидов, в химической промышленности в качестве растворителей и мономеров для органического синтеза, а также при производстве некоторых лекарственных препаратов. Высокая токсичность, устойчивость к химическому и биологическому разложению галогенсодержащих органических соединений позволяет назвать проблему загрязнения ими биосферы одной из важнейших экологических проблем современности.

Основная роль в детоксикации попавших в окружающую среду галогенированных ксенобиотиков принадлежит микроорганизмам, в частности бактериям. В большинстве случаев элиминирование атома галогена из молекулы субстрата обусловлено наличием у бактерий специфических ферментов – дегалогеназ, и лишь иногда реакция дегалогенирования протекает спонтанно, в случае образования неустойчивого интермедиата по одному из основных метаболических путей.

В настоящее время известно семь путей ферментативного дегалогенирования ксенобиотиков [1]

“Тиопитическое” дегалогенирование У бактерий, утилизирующих дихлорметан, дегалогенирование катализирует глутатион-S-трансфераза с образованием S-хлорметилглутатиона и с последующим его дехлорированием. Способность утилизировать дихлорметан с образованием формальдегида отмечена для многих штаммов *Pseudomonas*, *Nuphomicrobium*, *Methylobacterium*. Дегалогеназа *Nuphomicrobium* sp. DM2 характеризуется как 195-кДа гомомерный белок с молекулярной массой субъединицы 33 кДа, требующий для своей работы присутствия глутатиона [2]. В дальнейшем при исследовании структуры и кинетических свойств глутатион-S-трансфераз различных штаммов бактерий было обнаружено 2 группы этих фермен-