

С. П. Высоцкий¹, д-р техн. наук, О. Ю. Ятченко²

1 – ГОУВПО «Донбасская национальная академия строительства и архитектуры», г. Макеевка, 2 – Автомобильно-дорожный институт ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет», г. Горловка

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ МЕМБРАННЫХ СИСТЕМ ОЧИСТКИ ВОДЫ ЗА СЧЕТ ПРИМЕНЕНИЯ ПОРОШКООБРАЗНОГО АКТИВИРОВАННОГО УГЛЯ

Исследовано применение порошкообразного активированного угля для повышения эксплуатационной надежности обратноосмотических мембран при обработке исходной воды с высокой концентрацией загрязнений органической природы. Выполнено сравнение работы двух систем при отсутствии дозирования порошкообразного активированного угля и с дозировкой 20 г/дм³. При длительности эксплуатации 65 дней на установке с дозировкой порошкообразного активированного угля, перепад давления на мембране увеличился на 16 кПа, а на установке без дозирования порошкообразного активированного угля перепад давления на мембране увеличился до 61 кПа за 48 дней. Число бактерий в установке без дозирования порошкообразного активированного угля было в 100 раз больше, чем в установке с его применением, при этом большая часть бактерий присутствует в адсорбированной форме.

Ключевые слова: микрофльтрация воды, плоская листовая мембрана, порошкообразный активированный уголь, бактерии, загрязнение органическими веществами

Введение

Технология мембранного разделения широко используется для очистки поверхностных и сточных вод [1, 2, 3]. Однако мембранная технология имеет некоторые ограничения, например, исходная вода должна подвергаться предварительной обработке, а мембрана должна периодически очищаться для предотвращения уменьшения расхода потока из-за загрязнения мембраны [4, 5]. Мембранные процессы, такие как обратный осмос и нанофльтрация, могут удалить большую часть загрязняющих веществ, включая растворенные органические вещества, однако при этом эксплуатационные расходы высоки из-за повышенных затрат электроэнергии и реагентов на восстановление загрязненных мембран [6, 7]. Микрофльтрация (МФ) или ультрафльтрация (УФ) являются экономически эффективными способами. Но растворенное органическое вещество не может быть удалено из-за их относительно больших пор [8, 9].

Таким образом, мембранный процесс требует сочетания с надлежащими процессами обработки для его успешного применения при утилизации и повторном использовании воды. Поскольку мембраны устойчивы к большинству окислителей и устойчивы к высоким концентрациям взвешенных твердых веществ, они также могут быть включены в обычный процесс обработки воды, такой как окисление, коагуляция, абсорбция или биологическая обработка, для удаления как растворенных, так и твердых загрязняющих веществ [9]. Типичным примером является окисление соединений при удалении железа и марганца, или погружение мембран в порошкообразную активированную суспензию для удаления природного органического вещества или синтетических органических химикатов.

Гибридная мембранная система, соединенная с порошкообразным активированным углем, была исследована как усовершенствованный процесс обработки, в связи с природой активированного угля, для удаления растворимых органических загрязнений путем адсорбции [10, 11]. Порошкообразный активированный уголь (ПАУ) включали в систему ультрафльтрации с использованием полых волокон (ПАУ-УФ) для удаления общего органического углерода и синтетического органического химиката, 2,4,6-трихлорфенола из природной воды [11]. Применялась комбинированная адсорбция МФ и порошкообразного активирован-

ного угля для очистки воды, загрязненной органическими соединениями. Проводили экспериментальное исследование биологической активированной угольной системы МФ для удаления стойких органических загрязнителей. Результаты показали, что система может удалять 83 % общего органического углерода (ООУ) с дозой 20 г/дм³ ПАУ в течение 64 дней. Было обнаружено, что система может последовательно удалять более 95 % ООУ с дозой ПАУ 40 г/дм³ в течение 40 дней из синтетических сточных вод.

Предыдущие исследования показали, что добавление ПАУ может обеспечить лучшее физическое удаление природного органического вещества (ПОВ) и синтетических органических соединений (СОС), уменьшить прямую нагрузку растворенных органических загрязнителей на мембрану и предотвратить загрязнение мембраны. Погружные мембраны – это гибкие инструменты, которые могут использоваться для прямой фильтрации или могут быть соединены с обычным процессом, таким как окисление, коагуляция, абсорбция или биологическая обработка, для удаления как растворенных, так и взвешенных загрязняющих веществ. Уровень очистки может быть легко повышен по мере изменения качества исходной воды или стандартов питьевой воды. Погружные мембраны также очень универсальны; их можно использовать для строительства новых или модернизации существующих установок, погружая мембраны непосредственно в осветлитель или песчаный фильтр.

Погружная мембранная адсорбционная гибридная система имеет много преимуществ. ПАУ можно использовать в течение длительного периода. По мере того как адсорбированные органические вещества подвергаются биодеградации, на поверхности ПАУ образуется все больше адсорбционных участков. Погруженные в воду мембраны не закупориваются, поскольку почти вся органика удаляется ПАУ, и роль мембраны заключается только в удержании ПАУ и других взвешенных твердых веществ. Потребность в энергии очень низка (всего 0,2 кВт·ч/м³), а также отсутствуют проблемы с образованием осадка [9].

Цель исследования: определение влияния присадки в обрабатываемую воду порошкообразного активированного угля на производительность и перепад давления на плоских мембранных элементах.

Изложение основного материала

Гибридная система, как показано на рисунке 1, представляет собой мембранный процесс, который состоит из комбинации порошкообразного активированного угля и микрофильтрации (ПАУ-МФ). Синтетическую воду готовили путем разбавления и смешивания исходных растворов в резервуаре для исходной воды. Затем она подавалась перистальтическим насосом в реактор, в котором осуществлялось перемешивание растворов с помощью сжатого воздуха. Вода отфильтровывалась и подавалась всасывающим насосом с потоком 16–18 л/м²·ч. Уровень воды в фильтровальном баке поддерживался с помощью датчика уровня, который управлял приточным насосом и всасывающим насосом, для поддержки постоянного объема воды в реакторе. Для измерения величины перепада давления на мембране (ПДМ) использовался манометр.

Аэрация осуществлялась с расходом воздуха 3 л/мин воздушным компрессором через диффузор, прикрепленный к днищу реактора, с целью псевдооживления ПАУ и предотвращения осаждения ПАУ на мембране. Диапазон изменения температуры во время работы составлял 22–26 °С. ПАУ дозировали в бак исходной воды. После начала эксперимента добавление ПАУ не производилось. В этом эксперименте система А была без порошкообразного активированного угля в реакторе, а система Б была с концентрацией 20 г/дм³ порошкообразного активированного угля в реакторе. Расход ПАУ для системы Б составлял 80 г при объеме реактора 4 л.

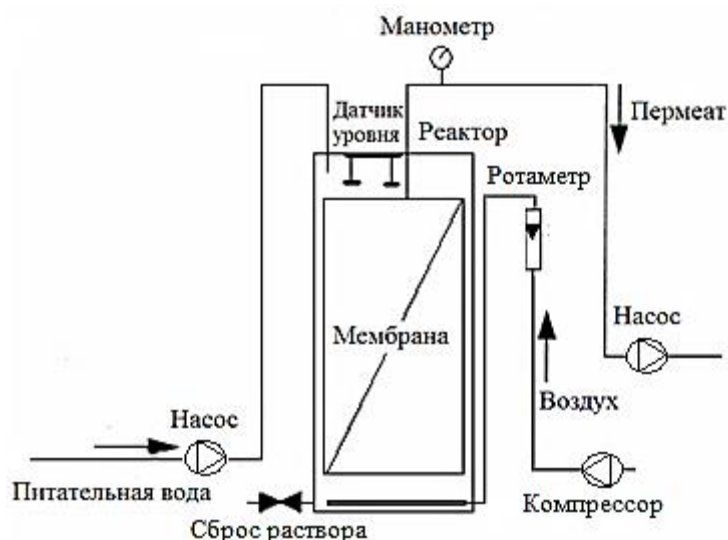


Рисунок 1 – Схема погружной мембранной системы

В начале этого эксперимента использовали исходную воду с концентрацией загрязнений в 100 раз превышающей обычную, которая использовалась в реакторах с аэрацией перед фильтрацией в течение 24 ч. Затем, как только начиналась фильтрация, использовалась подача исходной воды с обычной концентрацией.

Концентрация загрязнений в исходной воде, используемой при исследовании процесса предварительного загрязнения мембраны, приведена в таблице 1. Пять исходных растворов (концентрированных 1000 раз) были приготовлены для пяти соединений. Каждый исходный раствор в количестве 20 мл вводили в емкость с исходной водой (20 л) для разбавления с целью получения конечной концентрации, указанной в таблице 1.

В начале исследования в оба реактора подавали исходную воду (а в процессе загрязнения в 100 раз большей концентрацией, чем обычная синтетическая исходная вода) и аэрировали без фильтрации в течение 24 ч перед экспериментом. Это осуществлялось для оценки роли ПАУ даже тогда, когда ПАУ был истощен по сорбционной способности перед добавлением органических загрязнений. Обе системы затем эксплуатировались в непрерывном режиме с использованием синтетической исходной воды с регулярной концентрацией.

Таблица 1 – Компоненты исходной воды

Органические/неорганические вещества	Концентрация (мг/дм ³)
Полипептон	10,00
Дрожжевой экстракт	5,00
Глюкоза	1,50
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,20
MnSO ₄ ·7H ₂ O	0,05

Диапазон размеров частиц ПАУ составлял от 0,147 до 0,044 мкм. В экспериментах использовалась плоская полиэфирсульфоновая мембрана МФ. Эффективная площадь составила 0,04 м² с размером пор 0,2 мкм. Размеры составляли 150 × 300 × 6 (мм) при методе работы всасывающего типа, а рабочее давление составило примерно 65 кПа.

Пробы исходной воды из реакторов и выходящего потока отбирались один раз в сутки в течение всего периода эксплуатации. Поскольку образцы, взятые из фильтрационного резервуара, включали некоторые взвешенные твердые вещества, их фильтровали с помощью фильтра 0,45 мкм, а затем хранили в стеклянной бутылке объемом 100 мл, закрывали крышкой и помещали в холодильник перед измерением.

Сопротивление мембраны оценивалось с помощью модели последовательного сопротивления по формуле:

$$R_C = R_M + R_{БП} + R_O = \frac{ПДМ}{\mu \cdot J},$$

где R_C – суммарное гидравлическое сопротивление (м^{-1});

R_M – гидравлическое сопротивление мембраны (м^{-1});

$R_{БП}$ – гидравлическое сопротивление блокирования пор (м^{-1});

R_O – гидравлическое сопротивление отложений (м^{-1});

$ПДМ$ – перепад давления на мембране ($\text{кг/м}^2\cdot\text{с}^2$);

μ – динамическая вязкость воды ($\text{кг/м}\cdot\text{с}$);

J – удельный поток рассола при фильтрации ($\text{м}^3/\text{м}^2\cdot\text{с}$).

Для получения каждого значения сопротивления составляющие оценивались следующим образом: I – R_C оценивали по конечному потоку микрофильтрации сточных вод; II – поверхность мембраны промывали водой и очищали губкой для удаления слоя осадка. После этого снова измеряли скорость потока деионизированной воды, чтобы получить значения гидравлического сопротивления $R_M + R_{БП}$; III – R_M оценивали путем измерения потока деионизированной воды после химической промывки (мембрану погружали в 0,2 моль/дм³ NaOH и 0,4 % раствор NaOCl на 12 ч). R_O , полученный из I и II этапа, и $R_{БП}$ рассчитывали по этапам II и III.

Одним из важных параметров в мембранных системах является перепад давления на мембране, который увеличивается со временем работы. Управление ПДМ тесно связано с эффективностью систем. Затраты на управление могут быть снижены за счет повышения эффективности эксплуатации и увеличения времени фильтрации после достижения определенного ПДМ.

Фактическая продолжительность эксперимента составила 65 дней. Было обработано почти 1 280 л исходной воды. Органические вещества в реакторе системы Б (с ПАУ), адсорбированные на порошкообразном активированном угле, увеличивали размер частиц, способствуя мембранной фильтрации. Для системы А (без ПАУ) на поверхности образовался слой обрастания, что сократило время непрерывной фильтрации.

На рисунке 2 показаны профили изменения ПДМ в двух системах. По мере специальной утилизации в начале эксперимента величина ПДМ быстро увеличивалась в течение первых трех суток, а затем несколько уменьшалась из-за разбавления в реакторе (без ПАУ). После этого он постепенно увеличивался, и продолжительность фильтрации составляла 48 дней, пока ПДМ системы А не поднялся до 61 кПа. Затем проводили химическую промывку с использованием 0,2 моль/дм³ NaClO и 40 % раствора NaOH (погружали в воду на 12 ч). Для системы Б величина ПДМ не давала заметного увеличения в течение всего эксперимента и в конце возросла до 16 кПа. Таким образом, мембранная система может работать более двух месяцев без каких-либо проблем. Кроме того, ПДМ увеличивался плавно. Это означает, что ПАУ работал как буфер против высокой нагрузки загрязняющих веществ. Однако мембрана в реакторе без ПАУ нуждается в более частой химической промывке во время работы.

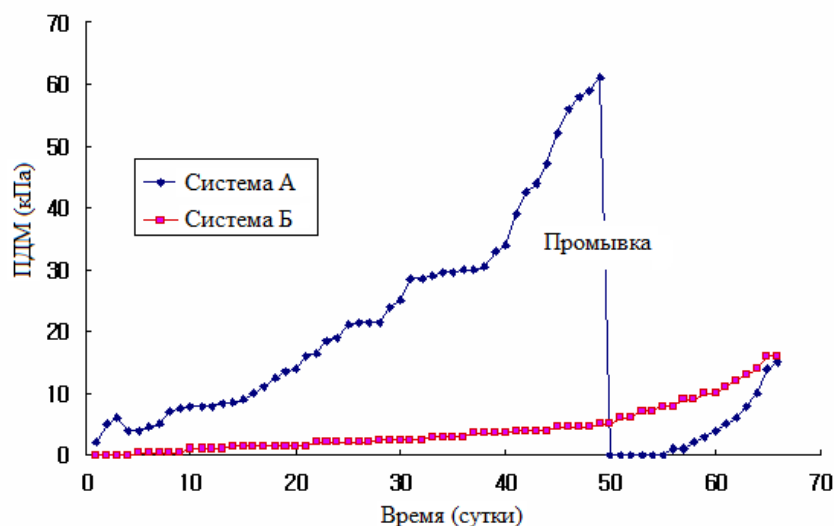


Рисунок 2 – Изменение ПДМ в двух системах

Анализ сопротивления фильтрации был проведен с дальнейшей модификацией, как показано на рисунке 3. Из общего сопротивления около 96,6 % приходилось на сопротивление отложений (R_O) и около 1 % – на сопротивление мембраны (R_M). Сопротивления пор мембраны ($R_{БП}$) в системе А составило 3–4 % – почти вдвое больше, чем $R_{БП}$ в системе Б (2 %). Результаты показывают, что ПАУ уменьшил сопротивление пор.

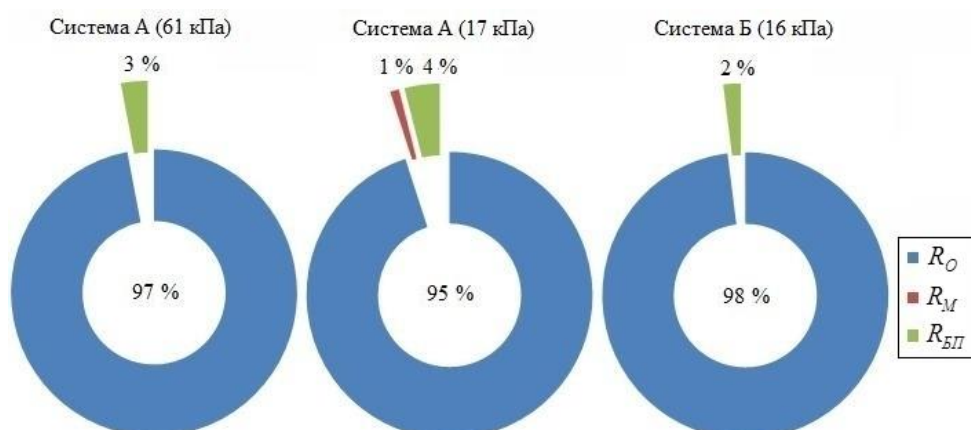


Рисунок 3 – Сравнение значений сопротивления

Средние концентрации загрязнений в исходной воде были следующими: ООУ $3,19 \text{ мг/дм}^3$; мутность $0,6 \text{ мг/дм}^3$; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ $1,117 \text{ мг/дм}^3$. Учитывая, что цель настоящего исследования заключалась в повторном использовании воды, предполагалось, что исходная вода будет иметь то же качество воды, что и вторичные стоки. Сточные воды для мембранных биореакторов (МБР) являются одним из видов вторичных стоков. Поскольку качество сточных вод данного исследования для установки МБР и исследования подводного мембранного биореактора нанофильтрации (НФ МБР) близки к синтетической воде, эта система может быть использована для очистки вторичных сточных вод этой установки.

Прозрачность воды важна в продуктах, предназначенных для потребления человеком, и во многих производственных операциях. Мутность в воде вызывается взвешенными и коллоидными веществами, такими как глина, мелкодисперсные органические и неорганические вещества, а также планктон и другие микроскопические организмы.

Изменение мутности в образцах имеет одинаковую скорость ее удаления для двух систем. Фаза разбавления для реактора системы А длилась более 40 дней, при этом система Б оставалась неустойчивой. Неустойчивое состояние системы Б продолжалось до 10-го дня. Средняя концентрация мутности в притоке составила $0,6 \text{ мг/дм}^3$ (с 11-го по 64-й день) (рисунок 4). Концентрация сточных вод для системы А составила $0,038 \text{ мг/дм}^3$, а степень удаления – 93,8 %. Такой же результат был получен в системе Б. Они обладали почти одинаковой способностью к удалению мутности. В реакторе системы Б ПАУ адсорбировал взвешенные и коллоидные вещества. В системе А на поверхности образовался слой обрастания, что улучшило скорость удаления органического вещества.

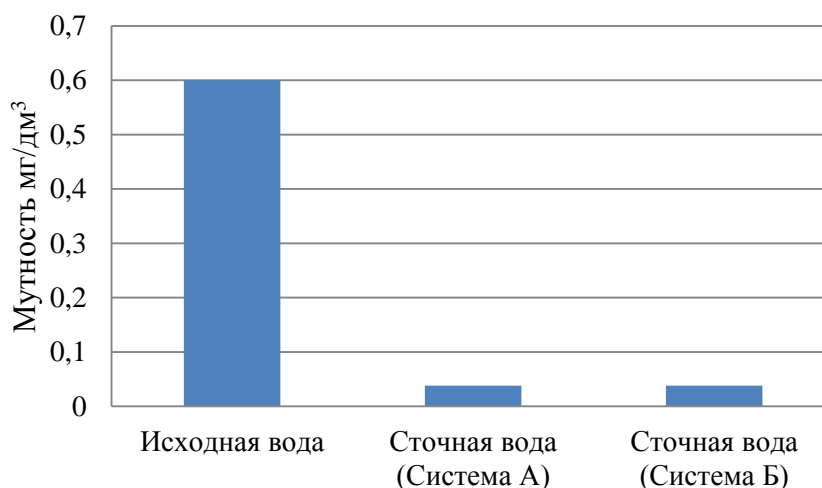


Рисунок 4 – Средняя мутность

Так как взвешенные и коллоидные вещества адсорбировались на ПАУ, средняя мутность в системе Б была ниже, чем во входящем потоке. С другой стороны, увеличение мутности в реакторе системы А было аналогично накоплению ООУ в том же реакторе. Предполагалось, что органическое вещество будет сорбироваться на частицах сорбента, а не прикрепляться к поверхности мембраны. Большая часть бактерий находилась во взвешенном состоянии в объеме раствора системы А, в то время как те, что находились в системе Б, были адсорбированы на поверхности порошкообразного активированного угля.

В течение всего цикла исследований произошло некоторое снижение содержания взвешенных веществ. Взвешенные твердые частицы прилипали к поверхности мембран и реактора. Кроме того, в реакторе системы А было много отложений из различных пресноводных водорослей, образующих обычно зеленоватую пленку на поверхности стоячей воды.

За исключением нестабильного периода, концентрация ООУ на входе варьировалась от $1,76 \text{ мг/дм}^3$ до $5,99 \text{ мг/дм}^3$, при этом средняя концентрация ООУ на входе составляла $3,19 \text{ мг/дм}^3$.

Средние значения для пяти проб показаны на рисунке 5. Концентрация ООУ не является стабильной из-за способа приготовления исходной воды (разбавление и смешивание). Добавление в исходную воду ООУ через день может вызвать накопление твердых частиц в резервуаре для исходной воды в течение двух дней и привести к изменениям концентрации. В начале этого эксперимента использовался высококонцентрированный входной поток, который перемешивался в реакторах в течение 24 ч с аэрацией перед фильтрацией. Затем, как только началась фильтрация, была использована обычная концентрация загрязнений в исходной воде. В результате наблюдалось неустойчивое состояние с 1-го по 18-й день для суточной смены ООУ. С 19-го дня эксплуатационные параметры стабилизировались. Средняя приточная концентрация ООУ составила $3,19 \text{ мг/дм}^3$ в течение стационарного состояния с 19-го по 64-й день.

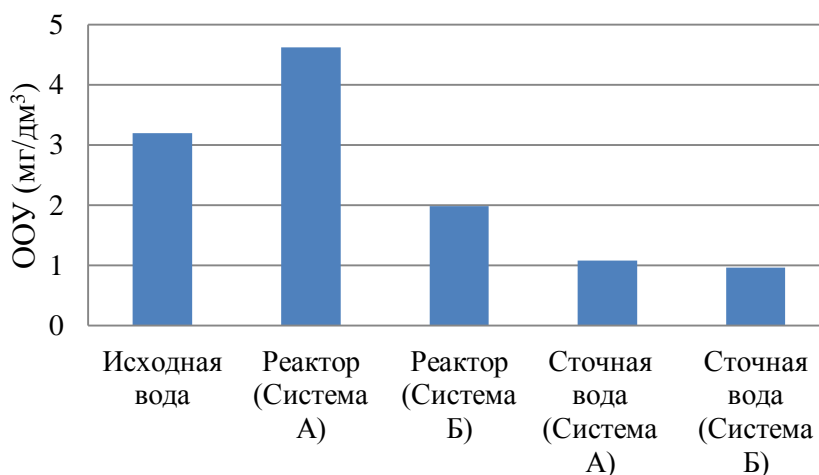


Рисунок 5 – Среднее значение ООУ

Средняя концентрация ООУ в очищенной воде составляла $0,96 \text{ мг/дм}^3$, а скорость удаления составила $69,8 \%$ для системы Б. Система А показала значения $1,08 \text{ мг/дм}^3$ и $66,2 \%$. Скорость удаления в системе Б была несколько выше, чем в системе А, из-за наличия ПАУ, который адсорбировал органические вещества в реакторе. Для системы А на поверхности образовался слой обрастания, что улучшило скорость удаления органического вещества; в то же время считалось, что время непрерывной фильтрации сокращается. Этот результат соответствовал расчетным данным, показывающим, что скорость удаления составила $52,0 \%$ для мембранной системы без ПАУ и $74,4 \%$ для мембранной системы с 10 г/дм^3 ПАУ с использованием полых волокон. Сравнение результатов первого и настоящего исследования показало, что лучшее удаление в ООУ было получено с помощью полых волоконистой мембраны, но более длительное время непрерывной фильтрации было получено при применении плоской листовой мембранной системы. Различия в характеристиках работы этих двух систем обусловлены различием размеров пор двух мембран: $0,1 \text{ мкм}$ для полого волокна и $0,2 \text{ мкм}$ для плоского листа.

Средняя концентрация ООУ в реакторе системы А составила $4,62 \text{ мг/дм}^3$, а в системе Б – $1,98 \text{ мг/дм}^3$. По сравнению с данными по сбросам было обнаружено, что в обеих системах наблюдалась некоторая потеря концентрации ООУ. Некоторые из них были окислены кислородом в реакторах, а некоторые были адсорбированы на поверхности мембран и реактора. В системе А ООУ накапливается в реакторе во время фильтрации. Возможная причина заключается в том, что ООУ оторгался в объем, а не прикреплялся к поверхности мембраны, образуя адсорбированный на мембране слой. С другой стороны, большая часть ООУ была адсорбирована на поверхности ПАУ в системе Б. Способность противостоять высокой нагрузке органического вещества может быть повышена путем интеграции ПАУ в систему, что может обеспечить более стабильные и безопасные характеристики обработки. Разница между концентрацией в реакторе и в стоках в системе А составила $3,54 \text{ мг/дм}^3$, при этом в реакторе осталось $76,7 \%$ органического углерода. С другой стороны, разница в системе Б составила $1,02 \text{ мг/дм}^3$, причем в реакторе оставалось $51,6 \%$ органического углерода. Различия между двумя системами подтверждается разницей загрязнений мембран в двух реакторах.

Концентрации азота в аммиаке, нитритах и нитратах были измерены для образцов из резервуара исходной воды, а также из притоков на входе и выходе. Установлено, что концентрация азотистых соединений в баке исходной воды была равна их концентрации на выходе установки для всех проб на протяжении всего эксперимента. Это подразумевает, что все азотистые соединения не удалялись мембранной фильтрацией.

Наблюдалась фаза разбавления для аммиака из-за высокой концентрации поступающего вещества в первые сутки эксперимента. После нестационарной фазы (с 1-го по 10-й

день) средняя концентрация $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ в притоке составила $1,117 \text{ мг/дм}^3$ в течение стационарной фазы (с 11-го по 64-й день) для аммиака. Концентрация сточных вод для системы А составляла $1,348 \text{ мг/дм}^3$, значение для сточных вод системы Б составляло $1,343 \text{ мг/дм}^3$. Хотя наблюдалось небольшое количество $\text{NO}_2^- - \text{N}$, концентрация $\text{NO}_3^- - \text{N}$ в сточных водах не имела явных изменений по сравнению с количеством поступающих веществ.

Средние концентрации $\text{NO}_3^- - \text{N}$ составили $3,188 \text{ мг/дм}^3$ для входящего потока, $3,136 \text{ мг/дм}^3$ – для выходящего потока системы А и $3,003 \text{ мг/дм}^3$ – для стока системы Б. Поскольку не было явного увеличения $\text{NO}_3^- - \text{N}$, окисление аммиака не было доказано. Во-первых, это может быть связано с тем, что концентрация $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ в притоке была слишком низкой для реакции. Во-вторых, существовали только органические источники азота (полипептон и дрожжевой экстракт), а не неорганические источники азота. Реакция окисления в этих условиях протекает с трудом. Кроме того, аэрированного количества было недостаточно, аэробная реакция не была завершена.

В системе, использующей полое волокно с 40 г/дм^3 ПАУ, окисление аммиака было очевидным, но не наблюдалось различий в концентрации аммиака между притоком и стоком, как для мембранной системы без ПАУ, так и для мембранной системы с 10 г/дм^3 ПАУ. Это означает, что дозирование порошкообразного активированного угля в системе Б (20 г/дм^3) было недостаточным для того, чтобы привести к увеличению биологической активности, что привело к окислению аммиака в сравнительно короткий срок эксплуатации.

В начале фильтрации не было явного эффекта во время фазы разбавления; значения pH сточных вод практически не менялись с притоком в течение всего эксперимента. Значение pH увеличилось после очистки. Среднее значение pH притока составило 7,20, значения двух реакторов составляли: 7,47 (система Б) и 7,45 (система А). В сточных водах составляли 7,52 (система Б) и 7,53 (система А). Между сточными водами этих двух систем не было никакой существенной разницы. Это означает, что ПАУ не оказывает никакого влияния на значение pH в этой гибридной системе в течение периода эксплуатации.

В результате подсчета бактерий в течение одного месяца были получены данные, приведенные в таблице 2. Данные в таблице 2 показывают, что количество бактерий в реакторе системы Б было примерно в сто раз выше, чем в реакторе системы А. Количество бактерий, подсчитанных из образца после осаждения ПАУ, было меньше, чем из смеси с ПАУ в реакторе системы Б. Таким образом, большинство бактерий считалось находящимися в адсорбированном состоянии на ПАУ (иммобилизованном состоянии). Это дает возможность сделать вывод, что ПАУ обеспечивает хорошую среду обитания для бактерий, которые, как можно ожидать, в дальнейшем будут удалять органические вещества с помощью биологической активности.

Таблица 2 – Подсчет бактерий (КОЕ/мл)*

Кол-во дней	43	46	52	54	58	61	65
Исходная вода	–	–	$9,10 \cdot 10^2$	$7,83 \cdot 10^2$	$6,88 \cdot 10^2$	$7,36 \cdot 10^2$	$5,67 \cdot 10^2$
Реактор (Система А)	$1,20 \cdot 10^4$	$2,00 \cdot 10^4$	–	$3,87 \cdot 10^4$	$1,47 \cdot 10^4$	$1,27 \cdot 10^4$	$5,17 \cdot 10^3$
Реактор (Система Б)	$2,10 \cdot 10^6$	$7,90 \cdot 10^5$	$1,97 \cdot 10^5$	$7,15 \cdot 10^5$	$7,10 \cdot 10^5$	$1,19 \cdot 10^6$	$7,60 \cdot 10^5$
Реактор (Система Б) осаждение	–	–	–	–	$1,83 \cdot 10^3$	$1,75 \cdot 10^3$	$1,67 \cdot 10^3$

*КОЕ – Колониеобразующие единицы.

Выводы

Эксплуатация мембранных элементов с применением порошкообразного активированного угля обеспечивает увеличение времени непрерывной фильтрации за счет уменьше-

ния загрязнения мембран. За счет обеспечения сорбции органических веществ повышается качество сточных вод. Дозировка порошкообразного активированного угля до 20 г/дм³ в течение исследуемого периода (64 дня) обеспечило стабильную работу. Перепад давления мембранной системы без сорбента увеличился до 61 кПа после 48 дней. На основании увеличения перепада давления на мембране, содержания компонентов загрязнений в исходной воде, весового баланса общего органического углерода и содержания взвешенных веществ можно констатировать, что основным компонентом обрастания являются органические вещества.

Список литературы

1. Yoo, R. S. Microfiltration: a Case Study / R. S. Yoo, D. R. Brown, R. J. Pardini, G. D. Bentson // Journal American Water Works Association. – 2010. – Vol. 87, Issues 3. – P. 38–49.
2. Lebeau, T. Immersed Membrane Filtration for the Production of Drinking Water: Combination with PAC for NOM and SOCs Removal / T. Lebeau, C. Lelièvre, H. Buisson [et al.] // Desalination. – 2015. – Vol. 117, Issues 1–3. – P. 219–231.
3. Tchobanoglous, G. Ultrafiltration as an Advanced Tertiary Treatment Process for Municipal Wastewater / G. Tchobanoglous, J. Darby, K. Bourgeois [et al.] // Desalination. – 2010. – Vol. 119, Issues 1–3. – P. 315–322.
4. Panglisch, S. Ultra- and Microfiltration Pilot Plant Investigations to Treat Reservoir Water / S. Panglisch, W. Dautzenberg, O. Kiepe [et al.] // Desalination. – 2015. – Vol. 119, Issues 1–3. – P. 277–288.
5. Madaeni, S. S. The Application of Membrane Technology for Water Disinfection / S. S. Madaeni // Water Research. – 1999. – Vol. 33, Issue 2. – P. 301–308.
6. Sobsey, M. D. Inactivation of Health-Related Microorganisms in Water by Disinfection Processes / M. D. Sobsey // Water Science & Technology Water Supply (Water Sci Tech Water Supply). – 2010. – Vol. 21, Issues 3. – P. 179–195.
7. Kim, H.-S. Application of Microfiltration Systems Coupled with Powdered Activated Carbon to River Water Treatment / H.-S. Kim, S. Takizawa, S. Ohgaki // Desalination. – 2007. – Vol. 202, Issues 1–3. – P. 271–277.
8. Seo, G. T. Sorption Characteristics of Biological Powdered Activated Carbon in BPAC-MF (Biological Powdered Activated Carbon-Microfiltration) System for Refractory Organic Removal / G. T. Seo, S. Ohgaki, Y. Suzuki // Water Science and Technology. – 2015. – Vol. 35, Issue 7. – P. 163–170.
9. Vigneswaran, S. Submerged Membrane Adsorption Hybrid System (SMAHS): Process Control and Optimization of Operating Parameters / S. Vigneswaran, W. S. Guo, P. Smith, H. H. Ngo // Desalination. – 2007. – Vol. 202, Issues 1–3. – P. 392–399.
10. Seo, G. T. Ammonia Oxidation at Low Temperature in High Concentration Powdered Activated Carbon Membrane Bioreactor / G. T. Seo, S. Takizawa, S. Ohgaki // Water Science & Technology Water Supply. – 2015 – Vol. 2, Issue 2. – P. 169–176.
11. Adham, S. S. Predicting and Verifying Organics Removal by PAC in an Ultrafiltration System / S. S. Adham, V. I. Snoeyink, M. M. Clark, J. L. Bersillon // Journal American Water Works Association. – 2015. – Vol. 83, Issue 12. – P. 81–91.

С. П. Высоцкий¹, О. Ю. Ятченко²

1 – ГОУВПО «Донбасская национальная академия строительства

и архитектуры», г. Макеевка, 2 – Автомобильно-дорожный институт

ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет», г. Горловка

Повышение эффективности мембранных систем очистки воды за счет применения порошкообразного активированного угля

Процесс очистки с применением порошкообразного активированного угля (ПАУ) и погруженными мембранами может быть использован как для промышленной, так и для коммунальной очистки сточных вод. Исследование данного процесса является приоритетной задачей в связи с ухудшением состояния водной среды во всем мире. Очистка с применением ПАУ имеет преимущества по сравнению с классическими методами очистки воды. Обеспечивается работа мембраны при более высоких концентрациях биомассы с результирующими высокими скоростями метаболизма. При этом получается более гигиеничный сток, поскольку гидравлические и твердые вещества (биомасса) удерживаются независимо друг от друга, система дает дополнительную степень свободы для управления технологическим процессом.

Основное энергопотребление обусловлено аэрацией, которая используется для подачи растворенного кислорода и для поддержания твердых частиц во взвешенном состоянии. Аэрация используется для перемеши-

вания в резервуаре и доставки кислорода в биомассу. Кроме того, аэрация используется для очистки и/или мягкого перемешивания ПАУ с целью контроля загрязнения.

Исследование проведено с целью изучения влияния порошкообразного активированного угля с погруженной в него плоской листовой мембраной на эффективность работы и обработки, а также для оценки производительности системы. Эксперименты проводились в рабочих условиях со средней скоростью фильтрации 0,65 м/сут, с температурой воды 22–26 °С и дозой ПАУ 0 г/дм³ (система А) и 20 г/дм³ (система Б). Удаление ООУ составило 66,2 % для системы А и 69,8 % для системы Б. В течение 65 дней эксперимента величина ПДМ (перепада давления на мембране) в системе Б увеличилась на 16 кПа, но через 48 дней величина ПДМ в системе Б достигла 61 кПа. В результате с помощью ПАУ было увеличено время непрерывной фильтрации. Количество бактерий в реакторе системы Б оказалось в сто раз выше, чем в системе А, и большинство бактерий существовало в адсорбированном состоянии на ПАУ. Более высокую биологическую активность можно ожидать, удерживая ПАУ в фильтрационном реакторе. В результате исследования установлено, что введение ПАУ в систему фильтрации повышает эффективность работы мембран.

МИКРОФИЛЬТРАЦИЯ ВОДЫ, ПЛОСКАЯ ЛИСТОВАЯ МЕМБРАНА, ПОРОШКООБРАЗНЫЙ АКТИВИРОВАННЫЙ УГОЛЬ, БАКТЕРИИ, ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИМИ ВЕЩЕСТВАМИ

S. P. Vysotskiy¹, O. Yu. Yatchenko²

1 – Donbas National Academy of Civil Engineering and Architecture, Makeevka,

2 – Automobile and Road Institute of Donetsk National Technical University, Gorlovka

Efficiency Improvement of the Membrane Water Purification Systems through Application of the Powdery Activated Carbon

The cleaning process using powdery activated carbon (PAC) and immersed membranes can be used for both industrial and municipal wastewater treatment. The study of this process is a priority in connection with the deterioration of the aquatic environment worldwide. Purification using PAC has advantages over classical water purification methods. The membrane operation is ensured at higher biomass concentrations with resulting high metabolic rates. This results in a more hygienic drain, since hydraulic agents and solids (biomass) are held independently of each other, the system provides an additional degree of freedom for controlling the process.

The main energy consumption is due to aeration, which is used to supply dissolved oxygen and to maintain solid particles in suspension. Aeration is used to mix oxygen in the tank and deliver it to the biomass. In addition, aeration is used to clean and / or gently mix PAC to control contamination.

The study was conducted in order to study the effect of powdery activated carbon with a flat sheet membrane immersed in it on the efficiency of work and processing, as well as to evaluate system performance. The experiments were carried out under operating conditions with an average filtration rate of 0,65 m/day, with a water temperature of 22–26 °C and a dose of PAC of 0 g/dm³ (system A) and 20 g/dm³ (system B). ROI removal was 66,2 % for system A and 69,8 % for system B. During 65 days of the experiment, the magnitude of the PDM (pressure drop across the membrane) in the system B increased by 16 kPa, but after 48 days, the PDM value in the system B reached 61 kPa. As a result, the continuous filtration time was increased using PAC. The number of bacteria in the reactor of the system B was a hundred times higher than in the system A, and most bacteria existed in the adsorbed state on the PAC. Higher biological activity can be expected by holding PAC in the filtration reactor. As a result of the study, it is found that the PAC introduction into the filtration system increases the efficiency of membranes.

WATER MICROFILTRATION, FLAT SHEET MEMBRANE, POWDERY ACTIVATED CARBON, BACTERIA, ORGANIC POLLUTION

Сведения об авторах:

С. П. Высоцкий

SPIN-код: 7497-0100
Scopus Author ID: 7004891012
ORCID ID: 0000-0002-2988-7245
Телефон: +38 (071) 391-35-97
Эл. почта: sp.vysotsky@gmail.com

О. Ю. Ятченко

Телефон: +38 (071) 406-68-50
Эл. почта: motakudji@list.ru

Статья поступила 18.03.2020

© С. П. Высоцкий, О. Ю. Ятченко, 2020

Рецензент: М. В. Коновальчик, канд. техн. наук, АДИ ГОУВПО «ДОННТУ»