

5,5 кВт-ч электроэнергии и 125 л воды. Разработаны установки производительностью от 9 до 90 кг активного хлора в сутки.[6]

Электролизеры «Sea clor» биполярного типа включают: насосы-дозаторы, промежуточный бак, выпрямитель, бак для растворения соли, сетчатый фильтр, электролизеры, газоотделитель, бак-хранилище гипохлорита, кислотный контур. На получение 1 кг активного хлора при использовании растворов соли расходуется 5-6 кг хлорида натрия и 4,5-5 кВт-ч электроэнергии. Содержание активного хлора в готовом продукте 5-6 г/л.[6]

НИИ КВОВ совместно с ПКБ АКХ разработана серия установок, отличающихся производительностью, конструктивным оформлением, электродными материалами. Заводом «Коммунальник» серийно выполняются непроточные электролизные установки периодического действия типа ЭН, состоящая из: растворного бака, электролизера, бака-накопителя, выпрямительного агрегата, насоса, распределительной решетки, поплавка и вентилей.[7]

Наиболее простыми по конструкции являются установки производительностью до 1 и 5 кг хлора в сутки (ЭН-1 и ЭН-5). Эти электролизеры на получение 1 кг активного хлора расходуют 12-15 кг соли. Электролизеры ЭН-25 и ЭН-100 производительностью 25 и 100 кг хлора в сутки на получение 1 кг активного хлора расходуют 8-9 кг соли.[6]

НПК «Эколог» по заказу ГУП «Водоканал С.-Петербурга» разработаны и изготовлены электролизеры для получения гипохлорита натрия. Типоразряд электролизеров НПК «Эколог» представлен установками различной производительности по воде: от 1 тыс. до 100 тыс. м³/сут. (типы АОХ-2). Особенность этих электролизеров заключается в непрерывности процесса электролиза. В производственных условиях достиг-

нуты следующие основные показатели работы: расход электроэнергии 6-8 кВт-ч активного хлора, расход соли 12 кг/кг хлора.[8]

Существует большое количество конструкций электролизных установок. Надежность работы и безопасность эксплуатации установок, сравнительная простота их монтажа, а также возможность размещения на незначительных площадях способствуют широкому внедрению электролизеров в различных отраслях хозяйства, где в технологических процессах требуется применение хлорреагентов.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод.- М.: Стройиздат, 1988-256 с.
2. Яковлев С.В. и др. Канализация.- М.: Стройиздат, 1975-632 с.
3. Евилевич А.З. Утилизация осадков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1979- 87 с.
4. Глинка Н.Л. Общая химия: Учебное пособие для вузов.- Л.:Химия, 1985-704 с.
5. Природа Белоруссии. Популярная энциклопедия.- Мн.: «Белорусская советская энциклопедия им. П. Бровки», 1986- 598 с.
6. Медриш Г.Л. Обеззараживание природных и сточных вод с использованием электролиза.- М.: Стройиздат, 1982- 80 с.
7. Медриш Г.Л. Оборудование и приборы для обеззараживания воды. Журнал «Водоснабжение и санитарная техника» N 2, 1993
8. Иткин Г.Е., Гоухберг М.С., Трухин Ю.А. Новые установки для производства гипохлорита натрия. Журнал «Водоснабжение и санитарная техника» N10, 1998.

УДК 574

Головач А.П.

ГУМУСОВЫЕ ВЕЩЕСТВА В ПРИРОДНЫХ ГИДРОЭКОСИСТЕМАХ

Природные поверхностные воды - это сложнейшие гетерогенные многокомпонентные системы, содержащие до 60-70 элементов Периодической системы и тысячи природных и антропогенных органических веществ, из которых около 1000 строго нормируются. Возрастающая производственно-хозяйственная деятельность человека приводит к неизбежному увеличению концентрации тяжелых металлов и органических загрязняющих веществ в природных водах. Воздействие загрязнителей на экосистемы в значительной степени зависит от особенностей миграции их в гидросфере. Имеется в определенной степени обоснованное предложение при установлении предельно допустимых концентраций учитывать не только абсолютную концентрацию отдельных веществ в воде, но и форму существования их в виде определенных соединений, а также состояние этих соединений в водах, зависящее от величины рН среды и других факторов. Например, большинство природных вод обладает способностью связывать ионы тяжелых металлов, поступающих в водные объекты.

Металлы в ряду наиболее опасных веществ, поступающих в природные воды при антропогенном загрязнении, занимают особое место. Даже в малых количествах эти поллюанты оказывают токсическое воздействие на гидробионтов, существенно изменяя экологическое состояние водных объектов. Кроме того, металлы не подвергаются биодegradации и в значительных количествах могут накапливаться в воде, водных

организмах и толще донных отложений. Большинство природных вод обладает способностью связывать ионы тяжелых металлов, поступающих в водные объекты. Это свойство природных вод является интегральным показателем и называется комплексообразующей способностью. Величина комплексообразующей способности определяет "буферную емкость" воды с точки зрения потенциальной возможности снижения токсического воздействия тяжелых металлов на гидробионтов. Комплексообразующая способность природных вод характеризует совокупное содержание активных центров координации в составе компонентов, способных связывать ионы металлов, и определяется суммарным содержанием органических и неорганических лигандов, а также коллоидов различной природы, образующих с ионами металлов комплексные соединения и вещества разной степени устойчивости [1].

Наиболее существенный вклад в комплексообразующую способность природных вод вносит растворенное органическое вещество. Учитывая критерий снижения токсичности тяжелых металлов и распространенность в водах органических веществ, способных их связывать, в составе растворенных органических веществ можно выделить следующие классы веществ, определяющих в основном комплексообразующую способность природных вод: гуминовые кислоты, фульвокислоты, полифенолы, белковоподобные вещества, полипептиды и сахара.

Головач Анна Петровна. Доцент каф. инженерной экологии и химии Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика, экология

В речных водах республики среди перечисленных высокомолекулярных органических лигандов преобладают гумусовые вещества (60–90 % растворенных органических веществ), следовательно, их вклад в комплексообразующую способность является определяющим.

В результате комплексообразования загрязняющие вещества приобретают миграционные свойства лигандов. В поверхностных водах гумусовые кислоты находятся в растворенном, коллоидном и взвешенном состоянии. Распределение гумусовых веществ между основными формами миграции обусловлено их концентрацией, химическим составом вод, pH раствора и другими факторами. Физико-химическое состояние гумусовых кислот определяет миграционные свойства комплексованных металлов. Однако и сами металлы, взаимодействуя с гумусовыми веществами, способны существенно изменять поведение самих макромолекул в растворе. Координация катионов отрицательно заряженными функциональными группами высокомолекулярного лиганда приводит к ослаблению внутримолекулярного отталкивания. В результате предпочтительной становится компактная свернутая конфигурация макромолекул гумусовых кислот в растворе, они становятся более гидрофобными и выпадают в осадок.

Растворенные формы, которые включают комплексы щелочных и щелочноземельных элементов с фульвовыми и частично с гуминовыми кислотами, занимают доминирующее положение в природных водах. Легко гидролизующие катионы Cu^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Al^{3+} и другие могут образовывать растворимые комплексы с фульвокислотами, благодаря чему их миграционная способность возрастает на 2-3 порядка [2].

Значительная часть гуминовых кислот, высокомолекулярных фракций фульвокислот и их соединений в природных водах существует в виде частиц коллоидной дисперсности и составляет коллоидную форму миграции комплексованных микроэлементов. Образование металлорганических коллоидов можно объяснить адсорбцией органических поликислот на неорганическом коллоиде (гидроксиды железа, марганца, алюминия) и комплексообразованием полиядерных гидроксидов с гуминовыми и фульвовыми кислотами. Гумусовые соединения придают отрицательный заряд коллоидным агрегатам, способствуя их стабилизации в растворе и повышая миграционную активность элементов в природных водах.

Нерастворимые комплексные соединения металлов с гумусовыми веществами, скоагулировавшие органические коллоиды и металлорганические ассоциаты и гуминовые и фульвовые кислоты, адсорбированные на поверхности глинистых материалов, составляют взвешенные формы миграции. Соосеждаясь с глинами, гумусовые вещества переводят в твердую фазу связанные с ними катионы металлов, в значительной мере определяя процессы аккумуляции металлических загрязнений в природных водах.

Процесс образования интерполимерных комплексов "органический загрязнитель - гумусовое вещество" изучен хуже, чем взаимодействие гумусовых веществ с ионами металлов. Однако, можно предположить, что растворяющее действие гумусовых соединений по отношению к n-алканам, полиароматическим углеводородам, бенз(а)пирену, ДДТ и другим органическим веществам в большой мере определяется комплементарностью поверхностей партнеров, поверхностным потенциалом и наличием гидрофобных поверхностей, характерных для каун-эфиров и деформированных белков в молекулах гумусовых веществ, то есть при образовании комплекса "органический загрязнитель - гумусовое вещество" существенную роль играют конформационные превращения макромолекулы гумусовой кислоты [3].

С растворимым гумусом связано до 96 % аминокислот, доля которых достигает 21–35% в азотсодержащей фракции органического вещества природных вод, гуминовые и фуль-

вовые кислоты увеличивают в 2–4 раза растворимость пестицидов (ДДТ), n-алканов и полиароматических углеводородов. Гумусовые кислоты, кроме того, могут ускорять гидролиз пестицидов, влияя на результаты определения полиароматических углеводородов в водах, фотосенсибилизировать разложение некоторых загрязняющих веществ, изменять летучесть и биоусвояемость связанных фракций различных органических соединений [4].

В настоящее время выделяют два основных источника происхождения гумусовых веществ в поверхностных водах. С одной стороны — это трансформация почвенного гумуса и окисление других терригенных органических веществ, с другой — синтез гуминовых и фульвокислот в водоеме в процессе ферментативного разложения водных организмов.

По современным представлениям в синтезе, например, гуминовых кислот участвуют разнообразные органические вещества, претерпевающие при этом сложные биохимические и химические превращения. Об этом свидетельствует наличие в их составе фрагментов аминокислот, ароматических альдегидов, полифенолов, пуриновых и пиримидиновых оснований, углеводов. В результате опытов по изучению образования гумусовых веществ в морской воде из живых и мертвых растений выявлено, что мертвое растение выделяет приблизительно в 10 раз меньше гумусовых веществ, чем живое. В первом случае преимущественно выделяются гуминовые кислоты, во втором случае — фульвовые. Популяции микроорганизмов, в частности эпифитных, способствуют образованию гумусовых веществ утилизацией и синтезом простых органических соединений (например, аминокислот и углеводов, которые затем полимеризуются). Наличие в процессе образования гумусовых веществ грибов повышает в них содержание ароматических веществ [5].

Однако, несмотря на большое количество работ [6, 7], проблема природного синтеза гумусовых веществ до конца еще не решена. Наиболее вероятны два механизма образования гумусовых веществ: либо биомолекулы и связанные с ними некоторые мелкие молекулы разлагаются в процессе гумификации и образуют центральное ядро гуминового вещества, либо "реполимеризуются" малые органические молекулы, получающиеся после полной биодеструкции исходных биополимеров. Большинство исследователей склоняются к признанию важной роли в образовании гумусовых соединений взаимодействия аминокислот и углеводов по меланоидиновому механизму. В результате ферментативного окисления ароматических соединений, в том числе полифенолов и лигнина, образуются хиноны и семихиноновые радикалы, вступающие во взаимодействие с аминогруппами полипептидов, аминокислот и меланоидинов. Окончательным этапом формирования гумусовых веществ является поликонденсация отдельных фрагментов.

В целом гумусовые вещества представляют собой класс природных соединений переменного состава. При сравнительно больших вариациях молекулярных масс (300–50000 а.е.м.) относительно небольшие изменения их состава не вызывают существенных изменений свойств гумусовых веществ. Несмотря на большое разнообразие в объектах окружающей среды, строение гуминовых и фульвовых кислот можно представить в виде ядра из фрагментов циклически полимеризованного углерода и боковых цепей [6, 7]. По современным представлениям в состав каждого фрагмента торфяных гумусовых кислот входит не более трех ароматических ядер. Фрагменты молекул соединяются мостиками, состоящими из отдельных атомов ($-\text{O}-$, $-\text{N}=\text{}$) или групп атомов ($-\text{NH}-$, $-\text{CH}_3$). Азот, входящий в состав гуминовых и фульвовых кислот, представлен аминогруппами и в гетероциклах. В состав ядер гумусовых веществ входят бензо-(пиридин)-поликарбоновые кислоты. В периферийной

части молекулы присутствуют аминокислоты, аминокислоты и углеводы. При ароматических ядрах и в боковых цепях располагаются гидроксильные и карбоксильные группы, определяющие кислотные свойства этих веществ.

Основное количество кислорода гуминовых и фульвовых кислот входит в состав карбоксильных, карбонильных, гидроксильных (фенольных, спиртовых) и метоксильных группировок. Как правило, содержание кислорода (карбоксильной группы) выше в фульвовых кислотах, благодаря чему они обладают более высокой реакционной способностью и подвижностью в водной среде. Фракции фульвокислот растворяются не только в щелочах, но также в воде и в кислотах. В то время как для гуминовых кислот, вследствие их более низкой основности, характерны меньшая растворимость в воде и нерастворимость в кислотах. В гумусовых кислотах природных вод обнаружен алифатический и ароматический углерод, причем в гуминовых соотношение ароматического углерода и алифатического гораздо выше, чем в фульвовых, то есть при переходе от фульвовых к гуминовым кислотам происходит последовательное увеличение содержания конденсированных ароматических фрагментов. Постепенное изменение степени гумификации образцов и наличие корреляции с функциональным составом, по мнению некоторых авторов [6], позволяет считать фульвокислоты промежуточным звеном в сложном и многообразном процессе биохимической трансформации органического вещества. Повышение ароматичности при переходе от фульвовых к гуминовым кислотам сопровождается углублением окраски препаратов и в значительной мере сказывается на изменении цветности вод, обогащенных ГВ. Цветность поверхностных вод на 75–85 % обусловлена присутствием гуминовых и всего на 25–15 % — фульвовых кислот, несмотря на преобладание последних.

Гумусовые кислоты являются полиэлектролитами со слабодиссоциирующими в кислых и нейтральных средах ионогенными группами. Полная обменная емкость по карбоксильным и фенольным группам оценивается величинами от 3 до 11 мг-экв/г. Это указывает на высокую плотность ионогенных групп в молекулах гумусовых соединений и необходимость их рассматривания как полиэлектролитов. Константы диссоциации растворенных в природных водах гумусовых соединений оцениваются величинами pK_a для карбоксильных групп — от 1,5 до 6 и для фенольных групп от 8 до 12. Термин “карбоксильные группы” обычно употребляется в смысле обозначения тех ионогенных групп гумусовых соединений, которые при реальных рН природных вод (7–8) в значительной мере диссоциированы. В противоположность “фенольные группы”

в таком интервале рН практически не диссоциированы. Размер и форма частиц фульво- и гуминовых кислот зависят от степени диссоциации ионогенных групп, определяемой при отсутствии комплексообразования главным образом величиной рН. Свойства гумусовых веществ во многом зависят от присутствия в их молекулярной структуре карбоксильных и фенольных групп. Например, именно кислотными свойствами предопределяется та особая роль, которую гумусовые кислоты играют в процессах миграции химических элементов в биосфере [4].

Таким образом, гуминовые и фульвокислоты выполняют важные функции в гидроземосистеме: влияют на процессы самоочищения водоемов и обуславливают качество воды. Они являются своего рода носителями загрязняющих веществ в воде, активно участвуя в процессах трансформации, переноса и накопления органических веществ и металлов в водных экосистемах.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Комплексообразующая способность растворенного органического вещества природных вод / И. А. Едигарова, В. Н. Красюков, И. А. Лапин, АМ Никаноров // Водные ресурсы. - 1989. - № 4. - С. 122-129.
2. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов / Г. И. Варшал, И. Я. Кошечева, И. С. Сироткина и др. // Геохимия. - 1979. - № 4. - С. 508-607.
3. Conformational transformation of humic substances in water / Golovach A.P., Lishtvan I.I., Nemkovich N.A., Rubinov A.N. // Proceed. of SPIE. - 1994. - Vol. 2370.
4. Растворенные органические вещества торфяно-болотных вод / Головач А.П., Лиштван И.И., Крайко В.М. // Физико-химия торфа и сапропеля, проблемы их переработки и комплексного использования. Материалы VII Междунар. н.-т. конф. - Тверь, 1994.
5. Hatcher P.G., Spiker E.S. Selective degradation of plant biomolecules // Hum. Subst. and Role Environ. - Berlin, 1987. - P. 59-74.
6. Ziechman W. Evolution of structural models from consideration of physical and chemical properties // Hum. Subst. and Role Environ. - Berlin, 1988. - P. 113-132.
7. Humic substances in ground waters / N. Paxeus, B. Allarg, U. Olofsson, M. Bengtsson // Sci. Basis Nucl. Waste Manag. - Pittsburgh, 1986. - P. 525-532.

УДК 628.162

Житенев Б.Н., Шеина Л.Е.

ИНТЕНСИФИКАЦИЯ ОЧИСТКИ ПРОМЫВНЫХ ВОД СТАНЦИЙ ОБЕЗЖЕЛЕЗИВАНИЯ РЕАГЕНТНЫМ ОСАЖДЕНИЕМ

Подземные воды Республики Беларусь характеризуются повышенным содержанием железа от 1...5 до 12 мг/л [1]. Обезжелезивание подземных вод преимущественно осуществляется азириванием с последующим фильтрованием. При фильтровании через зернистый слой вода, содержащая двухвалентное железо и растворенный кислород, выделяет железо на поверхности зерен загрузки, образуя каталитическую пленку из ионов и окислов двух- и трехвалентного железа. Одновременно с образованием пленки на поверхности зерен фильтрующей загрузки, в межпоровом пространстве

происходит накопление рыхлого осадка гидроксида железа, который необходимо периодически удалять из фильтрующего слоя. Регенерация фильтра загрузки заключается в обычной промывке восходящим водяным или водовоздушным потоком. Доля воды, расходуемой для промывки, велика и, в зависимости от качества исходной воды и типа фильтра, может достигать до 10% от общего расхода очищаемой воды [1, 2].

В таблице 1 приведены усредненные показатели качества промывных вод водозаборов г. Бреста.

Шеина Людмила Евгеньевна. Аспирант каф. водоснабжения, водоотведения и теплоснабжения Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика, экология