

Як видно з таблиці 1 ступінь вилучення сульфат-іонів з розчинів досягав 77 %, концентрація іонів кальцію була нижча норм ГДК для питної води, а вміст алюмінію визначався в слідових концентраціях. Але завдяки внесенню нітрат-іонів глибокої демінералізації досягти не вдалося. Тому для зниження рН розчини після відстоювання нейтралізували вуглекислим газом. Отримані результати представлені в табл. 2.

При стехіометричній дозі коагулянту вміст сульфатів знизився до 5 – 7 мг-екв/дм³, для 20 % -го надлишку алюмінату натрію при підвищенні дози СаО ступінь вилучення сульфатів зростає майже до 90 %. При застосуванні стехіометричної дози СаО і 10-, 50- та 70 %-му надлишку алюмінату натрію максимальний ступінь вилучення сульфат-іонів складає 73,46 % і спостерігається при 50 %-му надлишку коагулянту.

Як видно, в цілому ефективність вилучення сульфатів зростає з підвищенням дози вапна при постійній дозі коагулянту. З таблиці видно, що більш, як двократне перевищення дози вапна від стехіометричного співвідношення з концентрацією сульфатів недоречно, оскільки призводить до незначного підвищення ефективності вилучених сульфатів з води. Ефективність вилучення сульфатів за постійних доз вапна зростає з підвищенням дози коагулянту до 70% від стехіометричної кількості сульфатів.

Таблиця 3 – Результати досліджень ефективності зниження вмісту сульфат-іонів з використанням вапна, алюмінієвого коагулянту та вуглекислого газу

| C(SO ₄ ²⁻) п, мг-екв/дм ³ | Доза ал. коагулянту, мг- екв/дм ³ | Доза СаО, мг-екв/дм ³ | рН | | C(SO ₄ ²⁻) кін, мг-екв/дм ³ | Z, % |
|----------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------|-----|-----|------------------------------------------------------------------|------|
| | | | поч | кін | | |
| 75 | 50 | 150 | 12 | 7 | 8,13 | 87,7 |
| 75 | 50 | 180 | 12 | 7 | 3,13 | 95,8 |
| 75 | 50 | 225 | 12 | 7 | 2,9 | 96,1 |
| 75 | 50 | 255 | 12 | 7 | 1,8 | 97,6 |
| 75 | 60 | 150 | 12 | 7 | 21,8 | 70,9 |
| 75 | 60 | 180 | 12 | 7 | 18,3 | 75,6 |
| 75 | 60 | 225 | 12 | 7 | 16,25 | 78,3 |
| 75 | 60 | 255 | 12 | 7 | 13,54 | 81,9 |
| 75 | 0 | 255 | 12 | 7 | 52,0 | 30,7 |
| 75 | 10 | 255 | 12 | 7 | 17,85 | 76,2 |
| 75 | 25 | 255 | 12 | 7 | 9,16 | 87,8 |
| 75 | 35 | 255 | 12 | 7 | 5,4 | 92,8 |
| 75 | 0 | 180 | 12 | 7 | 32,5 | 56,7 |
| 75 | 10 | 180 | 12 | 7 | 21,9 | 70,8 |
| 75 | 25 | 180 | 12 | 7 | 5,21 | 93,1 |
| 75 | 35 | 180 | 12 | 7 | 3,95 | 94,7 |

Висновки

Таким чином в результаті проведених досліджень розроблено спосіб демінералізації сульфат містких вод, який забезпечує вилучення сульфатів на 87 – 97 % в залежності від вихідної концентрації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Сальникова Е. О., Гофенберг И. В., Туранина Е. Н., Ситчихина Л. Е., Пинигин В. К. Очистка сточных вод от сульфат-ионов с помощью извести и оксосульфата алюминия // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, №2, С. 152-157.
2. Сальникова Е. О., Передерий О. Г. Выбор осадителя при очистке сточных вод от сульфата кальция // Химия и технология воды. – 1983. – № 12, С. 22 – 24.

УДК 504.064.4

Сафранов Т.А., Губанова Е.Р., Шанина Т.П., Кориневская В.Ю. (Украина, Одесса)

РЕАЛИЗАЦИЯ ПРИНЦИПА «НУЛЕВЫХ ОТХОДОВ» НА МУНИЦИПАЛЬНОМ УРОВНЕ

Характеристика общей проблемы и актуальности задачи. Одной из актуальных проблем современности является минимизация экологических последствий, связанных с размещением всё большего количества отходов в окружающей природной среде (ОПС). Современный прогресс сопровождается увеличением темпов образования твёрдых бытовых отходов (ТБО), которые являются конечным результатом функционирования городских систем. По состоянию на 2007 год, в Украине накоплено 3 млрд. м³ ТБО, которые размещены на 4,5 тысячах свалок и полигонов общей площадью 6,7 тис. га. 98 % образующихся ТБО вывозится на свалки и полигоны. Всё это говорит о том, что ТБО по своему воздействию на ОПС сопоставимы с промышленными отходами. Тем не менее, объёмы переработки некоторых видов отходов (макулатуры, стеклобоя и полимерных отходов) увеличиваются [1]. Однако в целом по стране ситуация с ТБО складывается следующим образом – образование отходов увеличивается, а большинство мест их захоронения исчерпали свою ёмкость. Одесский регион не является исключением. Так, объём образования отходов увеличился до 0,82 (2007 год) до 1 (2009 год) м³/ чел. в год. В Одесской области насчитывается 617 свалок общей площадью 4131,05 га. Одесская

агломерация ежегодно производит около 2,5 млн. м³ ТБО, а в сфере обращения с ними преобладают ликвидационные методы [2]. В связи с этим актуальным является разработка стратегии обращения с муниципальными отходами, которая позволит минимизировать отходонакопление и максимально использовать ресурсный потенциал компонентов общего потока ТБО.

Формулировка задачи. Задачей данного исследования является разработка общих принципов обращения с муниципальными отходами и рассмотрение возможностей утилизации отдельных составляющих на основе существующих технологий. Внедрение такой концепции на городском уровне призвано уменьшить отходонакопление, т.е. достичь уровня «нулевых отходов» с максимальным использованием ресурсного потенциала ТБО.

Полученные результаты. Городская система является источником образования и последующего загрязнения ОПС потоком отходов. Ситуация в сфере образования и размещения отходов характеризуется следующими особенностями:

а) потоки отходов направлены из системы, т.е. конечное загрязнение отходами происходит за пределами урбанизированной территории;

б) городские отходы представлены отходами производства и потребления; в) возможно использование части отходов в качестве вторичных материальных ресурсов (ВМР).

Городские системы берут на себя управленческие функции в общегосударственной системе управления и обращения с отходами. Кроме того, города являются объектами внедрения систем эффективного обращения с отходами различных уровней – от отдельных предприятий или территориальных объединений до общегородского уровня [3].

Одним из методов обращения с общим потоком муниципальных отходов является разработанная в Одесском государственном экологическом университете (ОГЭКУ) Концепция обращения с твёрдыми муниципальными отходами. Данная концепция основана на реализации принципа «нулевых отходов», суть которого состоит в максимально возможном использовании компонентов муниципальных отходов. Для этого необходимо дифференцировать поток образующихся муниципальных отходов по следующим составляющим:

- 1) легко разлагающаяся органическая составляющая ТБО;
- 2) инертные минеральные крупногабаритные отходы;
- 3) стабилизированные потенциальные вторичные материальные ресурсы (ВМР);
- 4) опасные отходы.

Дифференциация общего потока ТБО по указанным четырём потокам проводится на начальной стадии жизненного цикла ТБО. Для каждого из представленных потоков разработаны принципы управления и обращения, позволяющие минимизировать отходонакопление (табл. 1) [4].

Таблица 1 – Принципы управления и обращения с потоками ТБО

| Органическая фракция | Инертные минеральные крупногабаритные отходы | Потенциальные вторичные материальные ресурсы | Опасные отходы |
|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| принцип альтернативного принуждения к отделению данной фракции на стадии образования | принцип материальной заинтересованности субъекта, инициирующего образование отходов и организации, занимающейся транспортировкой | принцип экономической целесообразности в цепочке “производитель отходов” – “сортировщик отходов” – “переработчик ВМР” | принцип осознанной безопасности: субъект, инициирующий образование отходов, препятствует их бесконтрольному поступлению в ОПС и смешиванию с другими потоками |

Одним из перспективных методов утилизации легко разлагающейся органической фракции является анаэробная ферментация с последующим компостированием получаемых продуктов. В отличие от традиционной технологии переработки органической фракции ТБО, применение данной технологии дает более низкую эмиссию «парниковых» газов за счёт связывания активного углерода на начальной стадии процесса. Схема материального баланса рассматриваемых процессов представлена на рис. 1 [3, 5].

В результате применения данной технологии возможно получение ликвидных товарных продуктов – биогаза (17 %) и компоста (9 %). Образующийся биогаз может быть трансформирован в электрическую и тепловую энергию и использован для работы перерабатывающих установок.

Масса сырья для анаэробной ферментации формируется за счёт трёх составляющих:

- 1) легко разлагающаяся органическая фракция ТБО;
- 2) легко разлагающаяся органическая составляющая промышленных отходов;
- 3) избыточный активный ил с очистных сооружений (при отсутствии в нём токсичных компонентов).

В рамках данного исследования нами была проведена оценка применимости Концепции обращения с твёрдыми муниципальными отходами, разработанной в ОГЭКУ в г. Белгород-Днестровский (Одесская область). На предварительном этапе исследования была проведена оценка «отходного» потенциала города.

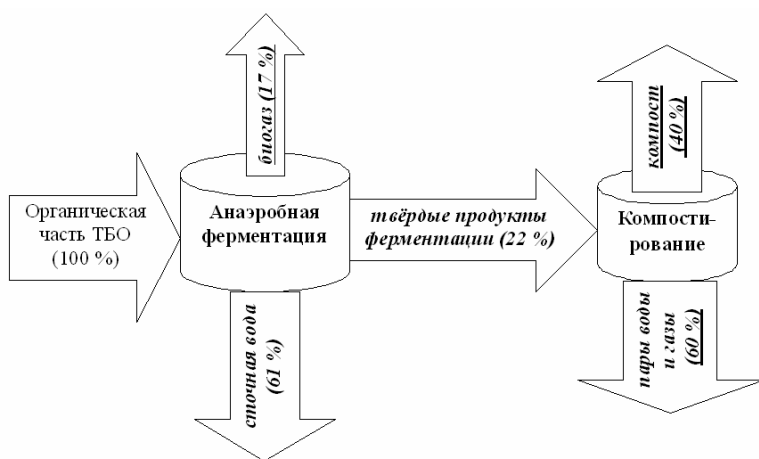


Рис. 1. Схема переработки органической фракции ТБО

В морфологическом составе отходов городов с населением от 10 до 1000 тыс. чел. преобладает легко разлагающаяся органическая фракция пищевых и садово-парковых отходов (58 %). Кроме того, удельная часть потока потенциальных ВМР в составе ТБО таких городов выше, чем в среднем для городов Украины, и составляет 33 % (по сравнению с 26 % для крупнейших городов). Опасных отходов образуется меньше (0,55 %), чем в среднем по Украине (0,67 %). Всё это позволяет говорить о перспективности внедрения Концепции в малых и средних городах, в т.ч. и в Белгород-Днестровском [3].

Перспективными по внедрению предложенной Концепции обращения с муниципальными отходами в г. Белгород-Днестровский являются общества совладельцев многоквартирных домов, поскольку они представляют собой небольшие ограниченные территориальные образования, в которых имеются условия для сбора разделённых компонентов ТБО – огороженные площадки для сбора, охват небольшого количества населения. Преимуществом данного метода обращения с ТБО является его доступность для осуществления жителями города (нет необходимости собирать отдельно каждый из ВМР). Кроме того, такое разделение фракций ТБО позволит обеспечить высококачественным сырьём мусоросортировочную станцию, которую планируется построить на полигоне ТБО Белгород-Днестровского района.

Поток инертных минеральных крупногабаритных отходов может быть использован для проведения рекультивации закрытой свалки, расположенной по ул. К. Маркса или как вспомогательное сырьё на полигоне ТБО. Поток ВМР в составе бумаги, ветоши, металла, полимерной упаковки и т.д. может быть покомпонентно утилизирован с использованием различных технологий. Так, отобранный металл можно передать на утилизацию ОАО «Втормет». Макулатура может быть реализована для последующей переработки специализированным компаниям, которые закупают макулатуру. Кроме того, цена данного вида вторсырья зависит от его чистоты, а отделение легко разлагающейся органической фракции в момент образования отходов позволит повысить ценность данного вида ВМР. Такие опасные отходы, как просроченные медикаменты, могут передаваться аптечным складам, люминесцентные лампы – на демеркуризацию совместно с отходами промышленных предприятий.

Нами рассмотрена возможность внедрения принципа дифференциации потоков отходов госучреждений и промышленных предприятий для последующей совместной утилизации с компонентами городских ТБО. В 2006 г. на промышленных предприятиях г. Белгород-Днестровский образовалось около 1600 т ТБО, что делает их перспективными для внедрения раздельного сбора с последующей утилизацией отдельных компонентов.

Необходимо подробнее остановиться на перспективах комплексной переработки органической фракции отходов г. Белгород-Днестровский. Общий поток сырья для анаэробной ферментации формируется за счёт трёх составляющих. Во-первых, это легко разлагающаяся органическая фракция ТБО. По предварительным подсчётам, масса данного потока, выделенного из ТБО города, составила 5197,7 т (2006 г.). Кроме того, возможно вовлечение части производственных отходов, например, отходов пищевой промышленности, в общегородской поток легко разлагающихся органических отходов. Из производственной сферы города выделены предприятия, являющиеся основными источниками отходов, которые можно эффективно утилизировать с использованием рассматриваемых методов – это ООО «Исток», ОАО «Комбинат хлебопродуктов», ОАО «БДПаляница», ОАО «Винконцерн» и др. Общая масса сырья для анаэробной ферментации с промышленных предприятий города составляет 2094,6 т. На совместное анаэробное сбраживание также может быть перенаправлен поток избыточного ила с очистных сооружений города. Масса осадка, который образуется на очистных сооружениях, составляет 210 т.

Таким образом, масса сырья для анаэробной ферментации по городу в целом, составляет 7502,3 т или 35725,2 м³. Следовательно, в результате процесса анаэробной ферментации общего потока легко разлагающихся органических отходов с последующим компостированием продуктов ферментации возможно получение 1062,8 тыс. м³ биогаза, 660,2 т компоста [5].

Выводы. Таким образом, внедрение Концепции обращения с муниципальными отходами позволит максимально использовать ресурсную ценность ТБО. Предлагаемая технология переработки органической фракции ТБО посредством анаэробного сбраживания с последующим компостированием твёрдых продуктов ферментации является наиболее оптимальной с точки зрения образования как полезного продукта (компоста), так и количеств побочных продуктов процесса, в т.ч. и «парниковых» газов.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році.

2. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2009 році.
3. Кориневская В.Ю., Шанина Т.П. Отходы городских систем как потенциальный ресурс и источник загрязнения окружающей природной среды // Вісник Одеського державного екологічного університету. Вип. 11. – Одеса: «Екологія», 2011. – С. 20-28.
4. Сафранов Т.А., Губанова Е.Р., Шанина Т.П., Кориневская В.Ю., Скрипник А.П. Управление качеством окружающей среды в контексте решения проблемы твёрдых бытовых отходов // Перший Всеукраїнський з'їзд екологів (Ecology-2006). Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2006. – С.16.
5. Патент на корисну модель № 58436 «Спосіб комплексної утилізації твердих побутових відходів».

УДК 544.77.052.22 : 544.77.052.5

Сліпенюк Т.С., Лявинець О.С., Сліпенюк О.Т., Кобітович О.М. (Україна, Чернівці)

СПОСОБИ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВА ПОЛІВІНІЛХЛОРИДУ

Полівінілхлорид (ПВХ) завдяки цілому ряду цінних властивостей є одним із найбільш розповсюджених полімерів і знаходить різноманітне застосування в різних галузях промисловості та сільського господарства. Але внаслідок викидів із стічними водами великої кількості полімеру ПВХ виникає проблема його утилізації [1]. Це тісно пов'язано із проблемою очищення водного басейну від шкідливих домішок полімеру ПВХ. Необхідно підібрати такі хімічні добавки, які б впливали на стійкість дисперсної фази ПВХ у воді і в той же час були малотоксичними і використовувались у малій кількості. Підходити до розв'язання цієї проблеми необхідно з точки зору регулювання стійкістю латексів, до яких і належать водні суспензії ПВХ [2, 3].

При концентраціях ПВХ 50 кг/м^3 і більше у стічних водах промислового виробництва велика його кількість потрапляє до річок, що становить загрозу для екологічного стану водного басейну. Це пов'язане з тим, що використання традиційних методів очищення стічних вод не завжди дає бажаних результатів, особливо якщо стічні води містять ультрамікрогетерогенні забруднення, якими і є латекси ПВХ.

В якості об'єктів дослідження були взяті: емульсійний полівінілхлорид $[- \text{CH}_2\text{CHCl} -]_n$, стабілізований аніонним емульгатором $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{SO}_3\text{Na}$; катіонна поверхнево-активна речовина (ПАР) – бісчетвертинна амонієва сіль похідної етилендіаміну – етоній; водорозчинні полімери: поліакриламід (ПАА) $M_r = 6,0 \cdot 10^6$, поліетиленоксид (ПЕО) $M_r = 2,5 \cdot 10^6$; електроліт Алюмінію сульфат. Експериментальні дослідження проводились на фотоелектричному колориметрі КФК-2МП при $\lambda = 540 \text{ нм}$.

Для виявлення специфіки міжчастинних взаємодій та їх ролі в процесах агрегативного структурування, ми провели розрахунок потенціальної енергії парної взаємодії частинок. Розрахунок енергії парної взаємодії сферичних частинок радіуса r як функції найкоротшої відстані між їх поверхнями h із врахуванням структурних сил відштовхування, які виникають при перекриванні приповерхневих граничних шарів зв'язаної води навколо частинок проводився згідно сучасної модифікованої теорії ДЛФО [4, 5].

Проведені розрахунки енергії парної взаємодії частинок ПВХ згідно положень сучасної модифікованої теорії ДЛФО показали, що агрегативна стійкість частинок ПВХ в його водній суспензії досягається за рахунок високих значень структурної та електростатичної складової розклинюючого тиску. Для реалізації явища коагуляційного та флокуляційного структурування необхідно реалізувати процеси гідрофобізації поверхні частинок та їх місткове зв'язування за допомогою макромолекул полімеру. В суспензіях частинки ПВХ взаємодіють між собою, утворюючи агрегати, які лише при певних умовах можуть бути стабільними.

В основі процесів очистки водного середовища від високодисперсних зависів ПВХ лежать явища коагуляційно-флокуляційного структурування дисперсної фази під впливом хімічних добавок (аквагідроксокомплексів Алюмінію сульфату, катіонної ПАР етонію, водорозчинних полімерів ПАА та ПЕО), які хімічно модифікують поверхню частинок і адсорбційна мікрофаза бере участь в міжчастинних взаємодіях, результатом яких може бути асоціація або стабілізація частинок дисперсної фази.

Ми порівнювали величини сумарної енергії взаємодії частинок з енергією їх теплового руху kT . Це давало змогу судити про співвідношення між енергіями взаємодії двох частинок та їх тепловим броунівським рухом, який веде до розпаду агрегатів (стабільність досягається при $|\sum U(h)|$ більше $5 kT$).

Було встановлено, що енергія парної взаємодії частинок дисперсної фази визначається фізико-хімічною природою поверхні частинок (константою Гамакера молекулярного притягання частинок, електричним потенціалом поверхні, розмірами приповерхневого структурованого шару зв'язаної води, величинами константи структурного відштовхування цих шарів). В залежності від відстані між поверхнями сферичних частинок h , будемо мати превалюючий вклад того чи іншого фактору.

Так, на малих відстанях $h < 15 \text{ нм}$ превалює структурний та електростатичний фактор відштовхування частинок, не дивлячись на високі значення енергії молекулярного притягання. Отже, високі значення структурних та електростатичних сил відштовхування не дають змогу частинкам з'єднатися при малих відстанях між поверхнями навіть у випадку невисоких значень потенціалу поверхні та ущільнення дифузної частини подвійного електричного шару (ПЕШ).

Якщо вводити електроліти, які містять багатозарядні іони (наприклад $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), то його