РОЗДІЛ «ХІМІЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ. БІОТЕХНОЛОГІЇ. ЕКОЛОГІЯ»

УДК 665.637.563:665.64:661.881.1

ЖУКОВСКИЙ Т.Ф., к.т.н.

Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем (УкрНИИЭП), г. Харьков

ТЕХНОЛОГИЯ ПЕРЕРАБОТКИ ВТОРИЧНОГО СЫРЬЯ С ПОЛУЧЕНИЕМ ВАНАДИЕВОЙ ПРОДУКЦИИ

Надана коротка характеристика вуглеводної сировини і продуктів її переробки. Відзначена перспективність використання коксу термоконтактного крекінгу (ТКК) нафти та твердих продуктів спалювання мазуту (ТПС) на теплових електростанціях (ТЕС) як вихідної сировини для одержування ванадієвої продукції. Розроблена технологія добування ванадію з коксу ТКК, ТПС і одержування готового продукту з вмістом 92% V_2O_5.

Представлена краткая характеристика углеводородного сырья и продуктов его переработки. Отмечена перспективность использования кокса термоконтактного крекинга (ТКК) нефти и твёрдых продуктов сгорания мазута на тепловых электростанциях (ТЭС) как исходного сырья для получения ванадиевой продукции. Разработана технология получения ванадия из кокса ТКК, ТПС и получение готовой продукции с содержанием 92% V_2O_5.

The paper provides a summary overview of key properties and characteristics of hydrocarbon resources and derived products. It highlights the potential value of heavy oil contact cracking (CC) coke and fuel oil combustion residue generated at the thermal power stations that can be used as input materials for vanadium-based products. The technology has been developed for vanadium recovery from CC coke, featuring the 92% content of V_2O_5 in final products.

Введение. Основным сырьём для получения ванадия в странах СНГ являются титаномагниевые руды Качканарского месторождения (Российская Федерация). Руды Керченского месторождения, которые являются потенциальным источником ванадиевой продукции в Украине, характеризуются низким содержанием V_2O_5 (0,06%), повышенным содержанием примесей мышьяка (0,11%), серы (0,13%) и фосфора (около 1%) [1]. Существующие технологии переработки Керченского ванадийсодержащего сырья приводят к загрязнению окружающей среды, превышению нормативных показателей по вредным выбросам и не позволяют селективно и эффективно извлечь ванадий. В настоящее время Керченские руды не перерабатываются.

Дефицит ванадиевой продукции в Украине как одного из основных элементов для легирования стали оценивается в тысячи тонн, и практически основное количество феррованадия Украина импортирует из Российской Федерации и стран дальнего зарубежья.

Постановка задачи. Потенциальным и заметным источником вторичного ванадийсодержащего сырья в Украине являются твёрдые продукты сгорания (ТПС) углеводородного сырья на тепловых электростанциях (ТЭС), отработанные ванадиевые катализаторы (ОВК) и продукты глубокой переработки нефти: кокс термоконтактного кре-

кинга (ТКК), гудрон. Концентрация в них ванадия значительно превышает (в 10÷ 100 раз) содержание V_2O_5 в традиционном рудном сырье − титаномагниевых рудах Качканарского месторождения (0,14÷0,17% V_2O_5).

В высокотемпературной зоне котлоагрегата (топка, пароперегреватель) при сжигании мазута образуются зольные остатки (ТПС) с высоким содержанием пятиоксида ванадия – 15÷20%. Шламы, полученные после нейтрализации образовавшихся на поверхности воздухонагревателя ТПС, содержат 5÷10 %V_2O_5. Основная масса зольных остатков – зола «уноса», часть которой оседает в газоходах и поступает в атмосферу, содержит 1÷5 % V_2O_5. Кроме повышенного содержания соединений ванадия в ТПС, ценность их как источника вторичного сырья заключается в том, что они не требуют дополнительных этапов добычи, обогащения, агломерации, доменной плавки и удаления ванадия из чугуна в конверторах. Данные технологические процессы являются обязательными при получении конвертерных ванадиевых шлаков − исходного продукта для получения ванадия по пирогидрометаллургической технологии.

Результаты работы. Отработанные ванадиевые катализаторы типа СВД, БАВ, СВС и другие содержат 5÷8 % V_2O_5. Катализаторы представляют собой сложную систему, состоящую из сульфованадатов, нанесённых на диатомит или силикагель. В различных химических процессах для очистки смесей применяют катализаторы с оксидами ванадия и марганца (АВК-10М). Содержание в них оксида ванадия (V) составляет 12÷20%. Зольный концентрат от сжигания кокса ТКК и летучая зола уноса сжигания мазута на ТЭС, содержащие 40÷80% углерода и 2,3÷7,1% V_2O_5, можно использовать как ванадийсодержащее сырьё непосредственно в металлургическом производстве при получении ванадиевой продукции.

Химический состав основных компонентов вторичного ванадийсодержащего сырья представлен в табл.1.

Таблица 1 – Характеристика вторичного ванадийсодержащего сырья

Наименование вторичного сырья	Массовое содержание компонентов, % масс.					
	V_2O_5	NiO	Fe_2O_3	SiO_2	CaO	S
ТПС	26,7	4,4	18,7	8,5	0,9	3,2
ОВК	7,1	–	2,9	46,2	8,8	13,9
Кокс ТКК	7,1	2,5	2,0	10,0	8,0	4,0
ТПС (зола «уноса»)	1,9	0,2	5,3	0,3	0,15	3,82

Использование в качестве восстановителя углерода продуктов глубокой переработки нефти позволяет снизить расход металлургического кокса при агломерации руд [3, 4]. Ванадий утилизируется как легирующий элемент. Утилизация вторичного ванадийуглеродсодержащего сырья металлургическим способом весьма перспективна, не требует значительных капитальных затрат, позволяет использовать существующее оборудование и получить легированный ванадиевый чугун. Основным критерием количества вторичного сырья, вовлекаемого в металлургическое производство, является содержание в нём серы и ванадия. Возможности данного способа переработки ванадийсодержащих отходов расширяются при снижении в них содержания серы.

Потенциальным и заметным источником ванадийсодержащего сырья являются нефть, битумы и продукты их переработки: мазуты, гудроны, коксы, а также твердые продукты сжигания углеводородного сырья.

В нефти и битумах многих месторождений концентрация ванадия (1000-1500 г/т) сопоставима с его концентрацией в титаново-магнетитовых рудах Качканарского

месторождения (0,15% V_2O_5). В тяжелой высокосернистой нефти (степноозерской, зимницкой, нурлатской и др.) содержание ванадия достигает 700-1000 г/т.

Сравнительно высокое содержание ванадия наблюдается в нефти Тимано-Печерского и Волго-Уральского бассейнов, Афгано-Таджикской депрессии и месторождений Бузачинского района в Западном Казахстане. Содержание ванадия в нефтяной золе этих месторождений колеблется от 9,5 до 30%. Следует отметить, что в нефти Венесуэлы (Эстерн Хеви Бленд), Канады (Атабаска), США (Шанель) содержание V_2O_5 составляет соответственно 835, 450 и 448 г/т. Особенно высоким содержанием оксида ванадия характеризуются битумы, например, Куйбышевской области (912 г/т), Оренбургской области (до 5000 г/т) и Садкинского месторождения (6000-6700 г/т).

Значительная часть ванадия, содержащегося в нефти и битумах, входит в структуру смолисто-асфальтовых компонентов, 4-15% ванадия находится в виде свободных молекул-ванадилпорфиринов.

Учитывая относительно низкое содержание ванадия в сырой нефти, мировая практика производства ванадия сложилась на базе использования продуктов переработки нефти. При глубокой и высокотемпературной переработке нефти ванадий концентрируется в тяжелых продуктах: мазуте, гудроне, коксе и твердых продуктах сжигания углеводородного сырья. Тяжелые фракции обогащаются с концентрированием ванадия в летучей золе. При этом концентрация ванадия в золах возрастает в 10÷100 раз.

В промышленно развитых странах количество ванадия, получаемого из этих продуктов, составляет значительную долю от общего объема, производимого из традиционного сырья. В Японии из такого сырья получается до 20% от общей потребности ванадия, а в США – 5÷10%. В Украине отсутствуют промышленно опробованные технологии извлечения ванадия из летучей золы и продуктов переработки нефти.

Одним из продуктов глубокой переработкой нефти является кокс термоконтактного крекинга. Кокс ТКК характеризуется высоким содержанием ванадия и никеля. Даже при использовании нефти с содержанием 150÷200 г/т ванадия получается кокс с содержанием этого металла 2600 г/т, а из нурлатской и зимницкой нефти - 6300 и 8900 г/т. После сжигания кокса в топке парового котла или газифицирования на установке ТКК получается зольный концентрат (остаток), в котором содержание V_2O_5 увеличивается в десятки раз. Зольный остаток является ценным ванадийсодержащим сырьем.

Данный концентрат был использован в качестве исходного сырья при разработке технологии извлечения из него ванадия. Принципиальная технологическая схема переработки ванадийсодержащего зольного остатка ТКК и ТПС с получением высококачественного готового продукта включает ряд основных процессов:

- окислительный обжиг в шахтной печи гранулированных отходов с добавлением в качестве реакционно-способной добавки известняка;
- выщелачивание обожжённой шихты слабокислыми растворами H_2SO_4 ;
- осаждение ванадия из растворов;
- сушка и плавка пентаоксида ванадия.

По разработанной гидрохимической технологии порошкообразную шихту, состоящую из концентрата и известняка, предварительно окомковывают на грануляторе, а затем обжигают в шахтной печи. При обжиге шихты при температуре 830÷850°С происходит ряд физико-химических процессов, в том числе окисление трех- и четырехвалентных оксидов ванадия в пятивалентное состояние с образованием растворимых ванадатов кальция, натрия, железа и других.

Обожженная шихта после охлаждения поступает на двухстадийное сернокислотное выщелачивание. После выщелачивания и фильтрования суспензии получают ванадийсодержащие растворы и твердый остаток – никелевый концентрат (табл.2). Концентрат, получаемый в рассматриваемой технологии, содержит около 5% NiO, что

позволяет предположить возможность его использования для выплавки ферроникелевых сплавов и лигатур с лучшими экономическими показателями, чем по существующей технологии, где используется сырье с содержанием никеля до 1%.

Осаждение ванадия из растворов осуществляется гидролитическим способом при нагревании до температуры 90-95ºС. Образующийся осадок отделяют от маточного раствора на фильтре. Осадок после сушки и плавки содержит 92% V_2O_5 (табл.2).

Таблица 2 – Химический состав никелевого концентрата и пятиоксида ванадия, полученных по существующей и разработанной технологиям

Наименование продукта	Массовое содержание основных компонентов, %					
	NiO	V_2O_5	CaO	$CaSO_4$	Fe_2O_3	MnO
Никель- продукт	5,9	1,3	4,0	49,0	25,0	–
V_2O_5 (по разработанной технологии)	0,5	92,0	1,6	–	3,0	0,2
V_2O_5 (по существующей технологии)	–	90÷92	1,0÷1,5	–	2,0÷3,0	3,0÷3,5

Как видно из табл.2, пятиоксид ванадия, получаемый из зольного концентрата, характеризуется пониженным содержанием марганца по сравнению с существующей технологией, что позволяет использовать его для выплавки алюминотермическим способом высококачественного низкомарганцовистого феррованадия марки ФВД75У. В разработанной пирогидрометаллургической технологии предложено окислительный обжиг ванадийсодержащих отходов осуществлять в шахтной печи. Обжиг предварительно гранулированной шихты в шахтной печи позволит значительно снизить выброс загрязняющих веществ в атмосферу (15÷20%), улучшить экологические показатели процесса, повысить на 3÷5% степень извлечения ванадия и исключить энергоёмкий процесс высокотемпературного обжига во вращающихся печах. В данной технологии используются недефицитные и дешевые реагенты – известняк и серная кислота.

Произведенный пятиоксид ванадия по содержанию основного компонента относится к продукту высшей категории качества.

Организацию производства ванадиевой продукции по известково-сернокислотной технологии из остатков сжигания кокса ТКК и ТПС рекомендуется осуществлять на заводах, перерабатывающих тяжелые высокосернистые сорта нефти.

Дополнительное производство ванадиевой продукции из зольных остатков кокса ТКК позволит расширить сырьевую базу по ванадию, частично покрыть существующий дефицит в Украине этого ценного легирующего элемента и улучшить экологическую ситуацию в районе нефтеперерабатывающих заводов и тепловых электростанций.

Выводы.

1. Дана характеристика вторичного ванадийсодержащего сырья. Установлено, что отработанные катализаторы, твердые продукты сжигания мазута на ТЭС и кокс термоконтактного крекинга является дополнительным и потенциальным источником для получения ванадиевой продукции в Украине.
2. Разработана гидрометаллургическая технология извлечения ванадия из вторичного сырья. Проведены экспериментальные исследования процессов: окислительного обжига шихты, выщелачивания обожженной шихты и осаждения ванадия из растворов.
3. Предложено окислительный обжиг предварительно окомкованной шихты осуществлять в шахтной печи, что позволит значительно сократить выбросы загрязняющих веществ в атмосферу и исключить энергоёмкий процесс обжига во вращающейся печи.

4. Вследствие отсутствия в Украине традиционных руд рекомендуется производство ванадиевой продукции по предложенной технологии осуществлять на предприятиях по переработке высокосернистой нефти или на тепловых электростанциях, сжигающих мазут.

ЛИТЕРАТУРА

1. Соскинд Д.М., Грибков В.В., Слотвинский–Сидак Н.П. Извлечение ванадия при глубокой переработке сернистых и высокосернистых нефтей и битумов// Химия. – 1988.– №4. – С.7-10.
2. Утилизация зол и шламов тепловых электростанций в чёрной металлургии/ Защита природной среды от выбросов предприятий чёрной металлургии// Т.Ф.Жуковский, А.И.Ровенский, Н.П.Слотвинский–Сидак, Э.А.Милош. – М. – 1991. – С.36-42.
3. Жуковский Т.Ф. Ванадиевые ресурсы Украины и технические решения по их переработке// Химия, технология и применение ванадия: Збірник наукових праць. – М. – 2000. – С.34-35.
4. Проценко А.В., Дмитриков В.П. Получение ванадия из отработанных катализаторов// Экология и ресурсосбережение. – 2007. – №3. – С.40-42.
5. Гринь Г.И., Жуковский Т.Ф., Гринь С.А. Энергосберегающая автоклавная гидрохимическая технология извлечения ванадия из твёрдых продуктов сжигания мазута на энергетических установках// Вестник НТУ "ХПИ". – 2002. – №3 – С.3-8.

УДК 661.152.2:621.31.004.18

БАГНО А.О., аспірант
ВОЛОШИН М.Д., д.т.н., професор
ШЕСТОЗУБ А.Б., к.т.н., доцент
ОЛІЙНИК М.А., аспірант

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ УМОВ ОТРИМАННЯ КАЛЬЦІЄВОЇ СЕЛІТРИ ЗІ ЗМЕНШЕННЯМ ЕНЕРГОВИТРАТ

Досліджено варіанти зменшення енерговитрат на виробництво кальцієвої селітри в умовах ДП «Екоантилід» за рахунок зменшення кількості води, що вводиться на стадії приготування транспортного розчину та нейтралізації кальцієвмісної сировини азотною кислотою.

Исследованы варианты уменьшения энергозатрат на производство кальциевой селитры в условиях ГП «Экоантилед» за счет уменьшения количества воды, которая вводится на стадии приготовления транспортного раствора и нейтрализации кальцийсодержащего сырья азотной кислотой.

Research variants of the reduction power resource on production of the calcium saltpetre in condition state enterprise "Ekoantiled" to account of the reduction amount water, which is entered on stage of the preparation of the transport solution and neutralizations calcium containing cheese by nitric acid.

Вступ. Застосування мінеральних добрив є одним з найбільш дієвих факторів підвищення врожаїв сільськогосподарських культур та родючості грунтів. На теперішній час асортимент мінеральних добрив і їх якість змінюються в наступних напрямках:

1) збільшується виробництво концентрованих добрив;

2) зростає виробництво комплексних добрив, що містять два або три живильних елементів, таких як амофос, нітроамофоски.

Але необхідно зазначити, що при всій різноманітності асортименту промисловість мінеральних добрив України випускає переважно фізіологічно кислі добрива, при тривалому використанні яких відбувається зниження pH грунту, що негативно впливає на кількість та якість врожаю.

Кальцієва селітра (КС) – універсальне фізіологічно лужне добриво, що може застосовуватися на всіх типах ґрунтів, але перед усім є ефективним засобом для підвищення врожайності сільськогосподарських культур на кислих ґрунтах. Академік Д.М.Прянішников охарактеризував кальцієву селітру як добриво, придатне для всіх ґрунтів і насамперед для ґрунтів нечорноземної смуги з недостатнім вмістом кальцію. При застосуванні сульфату або нітрату амонію, що дотепер широко використовуються як азотні добрива, доцільно чергувати їх із фізіологічно лужним добривом – кальцієвою селітрою. Навіть при рясному й частому внесенні в ґрунт нітрату кальцію не спостерігається погіршення структури ґрунту. Фізичні властивості підзолистих ґрунтів при цьому навіть можуть поліпшуватися; це вигідно відрізняє кальцієву селітру від натрієвої й аміачної [1].

Останнім часом все частіше почали використовувати КС у великій кількості тепличні господарства як компонент живильних розчинів, що призводить до збільшення обсягів її виробництва. Особливо ефективне внесення в ґрунти кальцієвої селітри під такі культури як льон, ячмінь, картопля, буряк, коноплі, овес та тепличні культури.

Сфера використання КС весь час розширюється, зокрема, в якості антиожеледних добавок та як одного із компонентів емульсійних вибухових речовин.

На сьогодні попит у кальцієвій селітрі в Україні задовольняється як за рахунок імпорту, так і за рахунок продукту, що виробляється на ДП «Екоантилід» (розчини й гранульована). Задоволення зростаючих потреб у кальцієвій селітрі, а також підтримка конкурентоспроможності її виробництва вимагають удосконалювання технології й підвищення якості продукту, зокрема підвищення продуктивності стадії нейтралізації кальцієвмісної сировини з отриманням розчинів кальцієвої селітри.

Наразі нейтралізація здійснюється шляхом обробки транспортного розчину (суспензія 200 г/дм^3 CaO в 35%-му розчині $Ca(NO_3)_2$) неконцентрованою азотною кислотою (50-55% HNO_3) в реакторі з рамною мішалкою. Після відділення нерозчинних домішок отримані розчини з вмістом до 40% $Ca(NO_3)_2$ випарюють до ~ 60% та використовують як готовий продукт або передають на грануляцію.

Розробка умов, які дозволяють підвищити вміст нітрату кальцію на стадії нейтралізації, дає можливість зменшити витрати на випарювання або й повністю відмовитись від цієї стадії.

Постановка задачі. Досліджувались два варіанти зменшення енерговитрат на виробництво КС за рахунок зменшення кількості води, що вводиться на стадії приготування транспортного розчину та нейтралізації кальцієвмісної сировини азотною кислотою:

1) збільшення концентрації транспортного розчину за вмістом CaO та $Ca(NO_3)_2$;

2) збільшення концентрації азотної кислоти до 70-78%.

Результати роботи. Досліди, що проводилися в лабораторних умовах у реакторі об’ємом 1 дм^3 з механічною мішалкою, мали за мету перевірку можливості інтенсифікації виробництва КС зі зменшенням енерговитрат за одним з наведених вище варіантів. Для дослідів використовували технічні негашене вапно та азотну кислоту (70%) виробництва ДП «Екоантилід».

З метою експериментального визначення мінімальної кількості води в транспортному розчині зі збереженням його транспортабельності було проведено серію експериментів, в яких досліджували вплив концентрації CaO та $Ca(NO_3)_2$ на рухомість транспортної суспензії.

Експерименти проводили наступним чином: в 35%-вий транспортний розчин кальцієвої селітри з температурою 40-45°С при постійному перемішуванні вносили необхідну кількість CaO. За рахунок виділення тепла при гасінні CaO температура в реакторі піднімалася до 75-80°С, за допомогою електричної печі її підтримували в такому діапазоні протягом 40 хвилин, після чого суспензію виливали в ємність і охолоджували до кімнатної температури і визначали її придатність до транспортування шляхом перемішування мішалкою з мінімальним навантаженням на двигун. Умови отримання та характеристика отриманих зразків наведені в табл.1.

Для визначення впливу концентрації $Ca(NO_3)_2$ на рухомість транспортної суспензії готували розчини кальцієвої селітри концентрацією 20, 25, 30, 35% $Ca(NO_3)_2$, в які вносили кількість вапна, необхідну для утворення суспензії зі вмістом 300 г/дм^3 CaO. Результати експерименту наведені в табл.2.

Як видно з табл.1, при збільшенні концентрації CaO в транспортній суспензії вище регламентованих значень (200 г/л CaO в 35%-му розчині $Ca(NO_3)_2$) через деякий час (від 5 до 45 хвилин) спостерігається поступове загустіння суспензії до утворення нетранспортабельного гелю. Поява гелю, на нашу думку, пов'язана з можливим утворенням основної солі гідроксонітрату кальцію за реакцією:

$$CaO + Ca(NO_3)_2 + H_2O = 2\ Ca(OH)NO_3.$$

Це підтверджують результати експериментів із постійною концентрацією CaO (300 г/дм^3) та перемінною $Ca(NO_3)_2$. Як свідчать дані табл.2, навіть зниження концентрації $Ca(NO_3)_2$ до 20% не перешкоджає утворенню гелю, тобто при взаємодії малорозчинного $Ca(OH)_2$ та $Ca(NO_3)_2$ наступає момент, коли концентрація іонів OH^- у трикомпонентній системі $CaO–Ca(NO_3)_2–H_2O$ стає достатньою для утворення гідроксонітрату кальцію. Для запобігання утворенню основної солі доцільним є використання кислого транспортного розчину, що дасть змогу підвищити в ньому вміст CaO.

Таблиця 1 – Вплив концентрації CaO на рухомість транспортної суспензії

№	Час, хв	pH після гасіння	Температура, °С	Концентрація транспортного розчину $Ca(NO_3)_2$, %	Концентрація CaO в суспензії, г/дм^3	Характеристика суспензії
1	40	11,0	75 – 80	35	150	транспортабельний
2		11,1			200	транспортабельний
3		11,2			250	нетранспортабельний
4		11,2			300	нетранспортабельний

Таблиця 2 – Вплив концентрації $Ca(NO_3)_2$ на рухомість транспортної суспензії

№	Час, хв	pH після гасіння	Температура, °С	Концентрація транспортного розчину $Ca(NO_3)_2$, %	Концентрація CaO в суспензії, г/дм^3	Характеристика суспензії
1	40	11,1	75 – 80	20	300	нетранспортабельний
2		11,2		25		нетранспортабельний
3		11,2		30		нетранспортабельний
4		11,2		35		нетранспортабельний

Ще одним варіантом підвищення вмісту CaO в транспортній суспензії вище 200 г/дм^3, на нашу думку, може бути введення добавки аміачної селітри в транспортний розчин перед гасінням вапна. При цьому деяка кількість малорозчинного $Ca(OH)_2$ переходить в розчинний $Ca(NO_3)_2$ за реакцією

$$2NH_4NO_3 + Ca(OH)_2 \rightarrow Ca(NO_3)_2 + 2NH_4OH,$$

що сприяє збільшенню рухливості транспортної суспензії.

Результати експериментів з додаванням NH_4NO_3 у транспортний розчин у кількості 4% (табл.3) свідчать про доцільність такої операції, що дозволяє підвищити вміст CaO в транспортній суспензії до 300 г/дм^3.

Таблиця 3– Вплив добавки NH_4NO_3 на рухомість транспортної суспензії

№	Час, хв	pH після гасіння	Температура, ºС	Вміст добавки NH_4NO_3, %	Концентрація транспортного розчину $Ca(NO_3)_2$, %	Концентрація CaO в суспензії, г/дм^3	Характеристика суспензії
1	40	11,0	75 – 80	4	35	150	транспортабельний
2		11,1				200	транспортабельний
3		11,2				250	транспортабельний
4		11,2				350	нетранспортабельний

Заключним етапом було визначення можливості отримання розчину кальцієвої селітри вище 60% на стадії нейтралізації за другим варіантом. За попередніми розрахунками для отримання розчину кальцієвої селітри такої концентрації потрібно використовувати 78%-ву азотну кислоту, а вміст CaO в транспортній суспензії має бути 250 г/дм^3.

Про реальну можливість суттєвого збільшення концентрації кальцієвої селітри на стадії нейтралізації свідчать досліди з використанням 70%-вої азотної кислоти замість 50-55%-вої.

Експеримент складався з двох стадій: 1-ша – отримання транспортної суспензії кальцієвої селітри з концентрацією в ній CaO 250 г/дм^3; 2-га – включала стадію нейтралізації суспензії, яку отримали на 1-й стадії, 70%-вою азотною кислотою. Першу стадію проводили із зразками, характеристика яких представлена в табл.3.

На 2-й стадії до приготованої суспензії з температурою 40ºС приливали азотну кислоту концентрації 70% з розрахунку повної нейтралізації CaO. При проходженні реакції нейтралізації температура розчину підвищилася до 98ºС. Процес вели до повної нейтралізації CaO pH 6-7 і тривалістю 25 хв, протягом яких велося перемішування розчину. Отриманий розчин охолоджували до температури 50ºС та заміряли його густину для визначення концентрації $Ca(NO_3)_2$.

Для наступного порівняння отриманих розчинів кальцієвої селітри з ≤ 60% розчином КС з ДП «Екоантилід» після стадій фільтрації та випарювання отримані зразки були профільтровані.

В мірну колбу відбирали 0,5 дм^3 розчину кальцієвої селітри і пропускали його через фільтр при температурі розчину 60ºС. Дослідження проводились в умовах, наближених до умов фільтрування на ДП « Екоантилід», під вакуумом із використанням фільтрувальної тканини типу ТПП – І. Крім того виконували аналізи на вміст основних компонентів згідно з ТУ У 6-13441912.003-99. За результатами аналізів (табл.4) концентрація $Ca(NO_3)_2$ в розчині після нейтралізації кислотою становила ~54%, тоді як на існуючому виробництві вона складає лише 35-40%, що підтверджує можливість зниження енерговитрат на виробництво КС.

Таблиця 4 – Порівняльний аналіз розчинів КС за вмістом основних компонентів

Зразок	Вміст, %		
	$Ca(NO_3)_2$	NH_4NO_3	Нерозчинні домішки
Розчин після нейтралізації транспортної суспензії (250 г/дм^3 CaO, 35% $Ca(NO_3)_2$, 4% NH_4NO_3) 70%-вою HNO_3	53,7	1,79	0,054
Той же розчин після фільтрації	53,5	1,66	0,031
Розчин КС з ДП «Екоантилід» після стадії випарювання	64,0	-	0,089

Слід зазначити, що при додаванні кислоти в транспортну суспензію спостерігалось виділення оксидів азоту внаслідок інтенсивного виділення тепла в зоні взаємодії та досить високої температури в лабораторному реакторі. Для вирішення цієї проблеми на існуючому виробництві можна обмежитись використанням апарату з водяною сорочкою. Але перспективнішим, на нашу думку, є використання на стадії нейтралізації транспортної суспензії азотною кислотою малогабаритних високопродуктивних реакторів нового типу – трубчастих турбулентних апаратів витіснення безперервної дії різної конструкції (циліндричних, дифузор-конфузорних, кожухо-трубчастих), що працюють у квазіізотермічному режимі [2,3].

Ці апарати винятково ефективні й у багатьох випадках незамінні, зокрема при проведенні швидких хімічних реакцій (характеристичні часи реакції менше 0,1-0,001с), а також багатьох масообмінних фізичних процесах (змішування рідинних потоків, особливо які відрізняються великими в'язкістю й густиною, розчинення газів у рідинах, формування тонких однорідних емульсій, екстракція й ін.). Проточні турбулентні реактори – перше покоління малогабаритних високопродуктивних трубчастих апаратів, у яких високий рівень турбулентності, а отже й характеристики змішування, створюється виключно за рахунок високої швидкості руху потоків, простоти конструкції, а також способу введення реагентів в апарат (попутно або радіально).

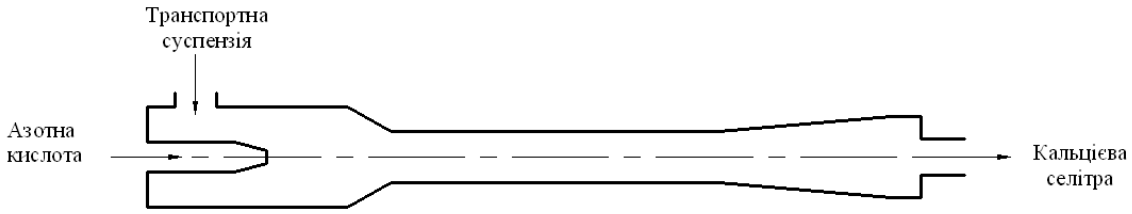


Рисунок 1 – Трубчастий турбулентний реактор

Перспективність використання даного типу реакторів (рис.1) для одержання кальцієвої селітри підтверджена проведеними розрахунками [4] характеристик струминних апаратів на основі уточненого одновимірного підходу [5].

Висновки. Виконані дослідження показали, що підвищення концентрації розчину азотної кислоти, який подають на стадію нейтралізації кальцієвмісної сировини, призводить до зростання концентрації $Ca(NO_3)_2$. З урахуванням результатів дослідів і розрахунків можна стверджувати, що використання 78%-вої HNO_3 виробництва ДП «Екоантилід» дасть змогу отримати розчин кальцієвої селітри вище 60% на стадії нейтралізації. Така технологія отримання розчину кальцієвої селітри дозволить повністю усунути вузол випарювання у виробництві кальцієвої селітри, а отже і знизити енерго-матеріальні витрати, які з ним пов’язані. Надалі планується проведення експериментальних досліджень із викорис-

танням трубчастих реакторів на стадії нейтралізації кальцієвмісної сировини, розчинів азотної кислоти підвищеної концентрації та встановленню оптимальних технологічних параметрів ведення процесу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Клевке В. А., Поляков Н. Н., Арсеньева Л. З. Технология азотных удобрений, М., Госхимиздат, 1963 г. – 392с.
2. Берлин А.А., Минскер К.С., Захаров В.П. Малогабаритные трубчатые турбулентные реакторы вытеснения/ Химическая промышленность. − 2003. – №3. − С.36-45.
3. Захаров В.П., Минскер К.С., Шевляков Ф.Б., Муратов М.М. Нейтрализация агрессивных сред в трубчатых турбулентных аппаратах/ Химическая промышленность. − 2003. – №3. − С.30-35.
4. Кулак А.П., Шестозуб А.Б. Уточнение уравнения характеристики струйных аппаратов/ Прикладна гідромеханіка. − 2007. − №4. − С.73-77.
5. Соколов Е.Я., Зингер Н.М. Струйные аппараты. – М.: Энергоатомиздат. – 1989. – 352с.

УДК 628.3

ІВАНЧЕНКО А.В., аспірантка
ВОЛОШИН М.Д., д.т.н., професор
ТРИКІЛО А.І., к. т .н., доцент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНОЇ ВОДИ

В роботі методом регресійного аналізу та лабораторними дослідженнями показано, як впливає температура на ефективність біологічної очистки стічної води в аеротенку на прикладі лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська

В работе методом регрессионного анализа и лабораторными исследованиями показано, как влияет температура на эффективность биологической очистки сточной воды в аэротенке на примере левобережных очистных сооружений г. Днепродзержинска.

In work by method regression analysis and laboratory examination is shown, what affects the temperature on effectiveness biological treatment of sewage water in aerotank, by the example of left sewage disposal plant in the city Dneprodzerzhinsk.

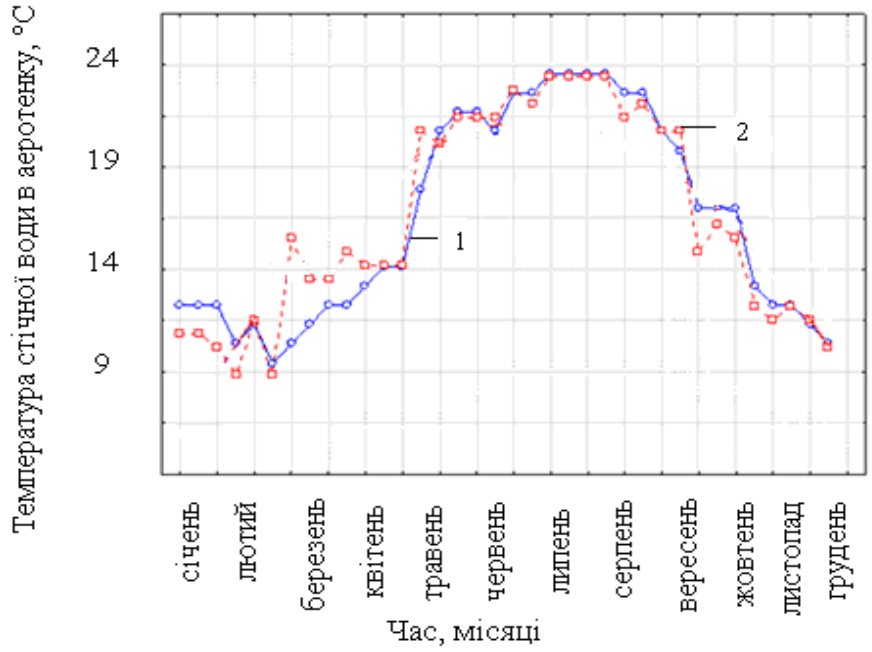
Вступ. У штучних умовах біологічне очищення побутових та промислових стічних вод проводять в аеротенках. Аеротенками називають залізобетонні резервуари відкритого типу. Суть біологічного очищення води полягає у застосуванні природних біоценозів гідробіонтів для звільнення забрудненої води від небажаних домішок. До складу біоценозів гідробіонтів входять мікроорганізми та інші представники тваринного й рослинного світу, які проживають в активному мулі, біоплівці та в очищуваній воді. Біологічне вилучення домішок з води за допомогою мікроорганізмів може відбуватися як за наявності кисню (аеробні окисні процеси), так і без нього (анаеробні відновні процеси) [1].

Ефективність процесів біологічної очистки залежить від ряду факторів, одні з яких піддаються регулюванню в широких діапазонах в межах біологічної системи, а інші, такі як склад вихідних стічних вод, практично не регулюються [2]. До факторів, які діють на ефективність біологічної очистки, відноситься температура стічної води.

Постановка задачі. Нами поставлена задача показати, як впливає температура стічної води на ефективність біологічної очистки в аеротенку на прикладі лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська.

Вважають [1], що оптимальною температурою для аеробних процесів, що відбуваються в очисних спорудах, є 20–30°С, при цьому біоценоз при сприятливих умовах представлений найбільш різноманітними й добре розвиненими мікроорганізмами. Якщо температурний режим не відповідає оптимальному, то ріст культури, а також швидкість обмінних процесів у клітці помітно нижчі максимальних значень.

Результати роботи. Математично змоделювавши процес очистки стічних вод в аеротенку методом регресійного аналізу [3] на базі даних лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська (36 вимірів різних показників за 2007 рік), нами був зроблений висновок, що до факторів, які впливають на ефективність біологічної очистки, відноситься температура, зокрема температура стічної води, яка потрапляє на очистку. На рис.1 показано залежність температури стічної води, яка потрапляє на очистку в аеротенк та на виході з нього, від місяцю року.



Температура стічної води, °С: 1 - на вході в аеротенк; 2 - на виході з аеротенку

Рисунок 1 – Температура вхідної (1)та вихідної (2) стічної води

Об’ємна доза мулу є одним із чинників, які впливають на ступінь біологічної очистки стічної води. Чим нижча об’ємна доза мулу, тим стан активного мулу кращий, адже він швидко осідає і не спухає. Отримана нами математична залежність об’ємної дози мулу від температури зображена на рис.2.

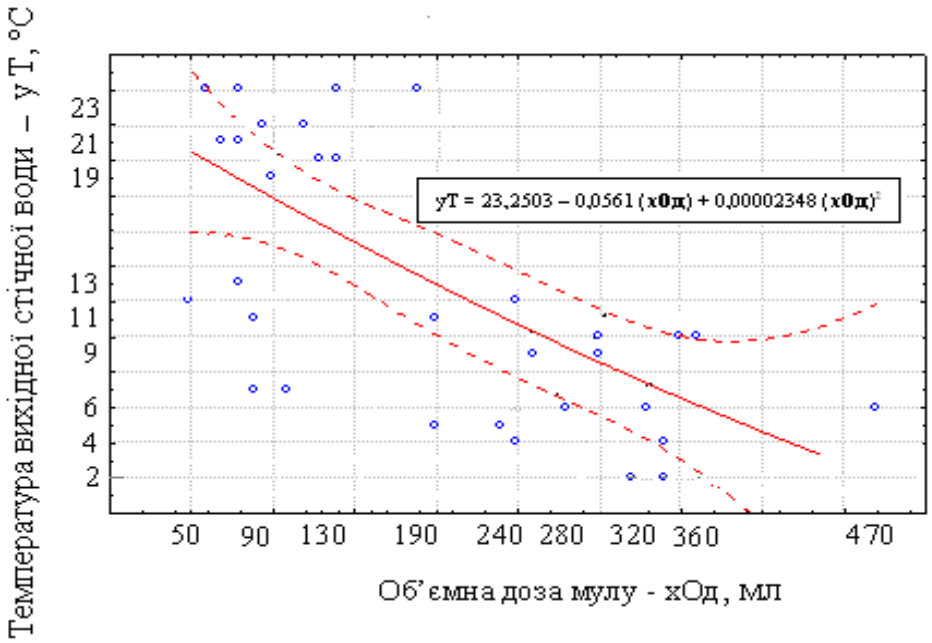


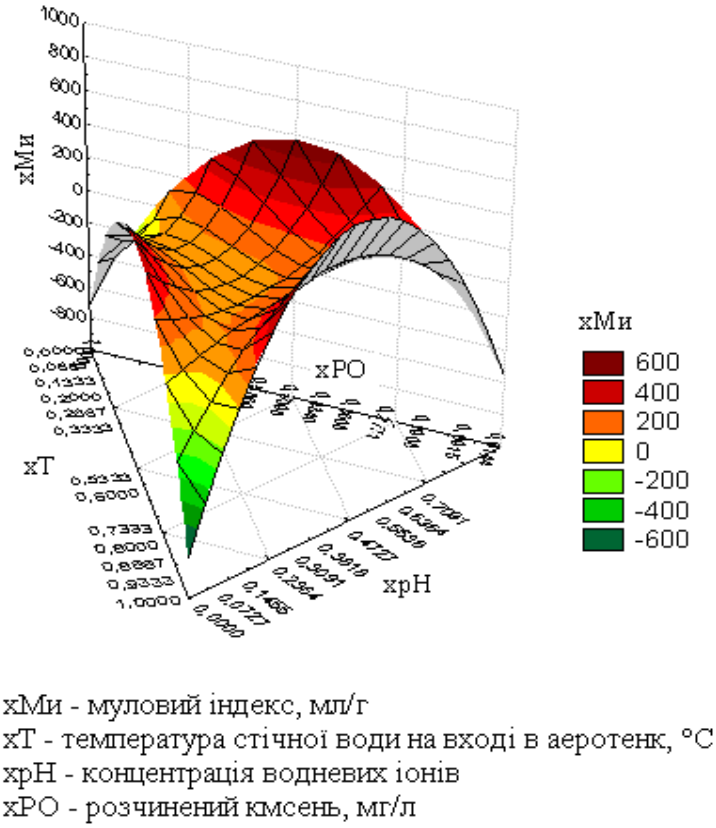
Рисунок 2 – Залежність об'ємної дози мулу від вихідної температури стічної води

З рис.2 випливає, що чим вища температура стічної води, тим нижча об'ємна доза мулу. Тобто чим вища температура стічної води, тим вищий ступінь біологічної очистки.

Стан активного мулу також характеризує муловий індекс, що являє собою відношення обсягу частини активного мулу, що осаджується, до маси висушеного осаду (у грамах) після відстоювання протягом 30 хвилин. Чим гірше осідає мул, тим більш високий муловий індекс він має. Методом регресійного аналізу нами також встановлено, що досить суттєво на процес біологічної очистки стічної води в аеротенку впливає також концентрація розчиненого кисню та pH. Концентрація водневих іонів істотно впливає на розвиток мікроорганізмів. Біологічне очищення найбільш ефективне, якщо значення pH не виходить за межі 5–9, оптимальним вважається середовище із pH = 6,5–7,5. Відхилення pH за межі 5–9 спричиняє зменшення швидкості окислення внаслідок затримання обмінних процесів в клітині, порушення проникності її цитоплазматичної мембрани. Рівняння залежності мулового індексу (xMи) від нормованих значень температури (xT), pH та розчиненого кисню (xPO) у стічній воді, яке визначене нами, має вигляд:

$$xMи = -744{,}38(xT) - 561{,}16(xpH) - 698{,}73(xPO) + 5592{,}52(xT)(xpH) + 4411{,}11(xT)(xPO) + 4837{,}63(xpH)(xPO) - 24504{,}36(xT)(xpH)(xPO).$$

Трьохмірна поверхня цього рівняння зображена на рис.3.



xMи - муловий індекс, мл/г
xT - температура стічної води на вході в аеротенк, °C
xpH - концентрація водневих іонів
xPO - розчинений кмсень, мг/л

Рисунок 3 – Трьохмірна поверхня залежності мулового індексу від температури стічної води, pH та концентрації розчиненого кисню

Видно, що муловий індекс суттєво залежить від температури, pH та концентрації розчиненого кисню у стічній воді аеротенку.

Одним з головних невирішених питань лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська є надмірне забруднення стічних вод фосфатами – до 20–22 мг/дм^3 і вище – в той час, як забруднення стоків цими сполуками на міських очисних спорудах звичайно знаходиться на рівні 3,5-6,0 мг/дм^3 [4]. Вважають [5], що для ефективного видалення сполук фосфору зі стічної води доцільно застосовувати анаеробний режим очистки. Як свідчать деякі джерела [5], саме в анаеробному режимі очистки стічних вод утворюються летучі жирні кислоти, які є необхідним субстратом для мікроорганізмів, що споживають фосфор. Нами експериментально доведено, що процес анаеробного очищення стічної води від фосфатів суттєво залежить від температури стічної води.

Для дослідження процесу анаеробної очистки стічних вод від фосфатів нами було взято три ємності, в які налито суміш стічної води та активного мулу, де вихідна концентрація фосфатів становила 13,2 мг/л. В усіх ємностях створено анаеробні умови очистки, причому в першій ємності температура стічної води становила 20°C, у другій – 15°C та у третій – 11°C. Процес очистки тривав 8 годин. Через кожні дві години експерименту вимірювалась концентрація фосфатів. Дані експериментальних досліджень зображено на рис.4.

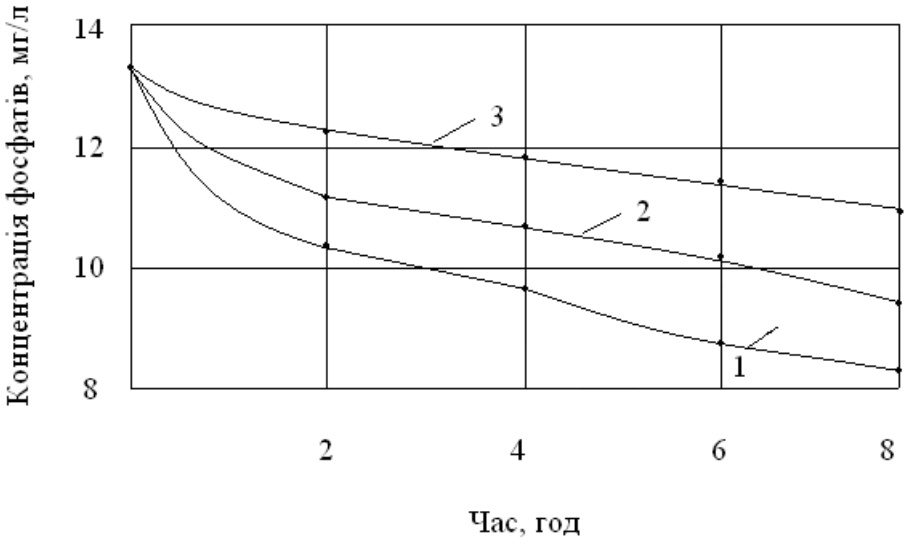


Рисунок 4 – Залежність концентрації фосфатів від часу та температури стічної води, °С (1 - 20; 2 - 15; 3 - 11) при анаеробному режимі очистки

Як видно з рис.4, при температурі 20°С процес анаеробного очищення стічної води протікає найефективніше. Зі зниженням температури до 11°С ступінь біологічної очистки від фосфатів значно падає.

Висновки. В результаті аналізу даних лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська встановлено, що найнижча температура стічної води спостерігається у лютому – 9°С, а найвища – у липні – 24 °С. На базі статистичних даних отримана залежність об'ємної дози мулу від температури. Чим вища температура стічної води, тим нижча об'ємна доза мулу. Методом регресійного аналізу показано, що ефективність біологічної очистки стічної води найбільше залежить від температури, pH та концентрації розчиненого кисню. Експериментальними дослідженнями встановлено, що при підвищенні температури стічної води до 20°С при анаеробному режимі можна знизити концентрацію фосфатів з 13,25 до 8,15мг/л. Із пониженням температури до 11°С ступінь біологічної очистки від фосфатів значно падає, зокрема при вихідній концентрації фосфатів 13,25мг/л можна знизити її до 11,25мг/л. В майбутньому планується проведення експериментів з удосконалення технологічної схеми біологічної очистки стічної води.

ЛІТЕРАТУРА

1. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. – К.: Вища школа. – 2005. – 671с.
2. Яковлев С.В., Карелин Я.П., Ласков Ю.М., Ю.В. Воронов. Очистка производственных сточных вод. – М.: Стройиздат. – 1985. – 335с.
3. Бобровиков В.П. Популярное введение в программу STATISTICA. – М.: КомпьютерПресс. – 1998. – 267с.
4. Волошин М.Д., Іванченко А.В., Корнієнко І.М. Обстеження очисних споруд з рекомендаціями по удосконаленню їх роботи/ Збірка наукових статей IV Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (Алушта 8 – 12 вересня 2008 р.)/ УкрНДІЕП. – Х.: Райдер. – 2008. – С.309-314.
5. Давиденко А.И., Полищук А.В. Внедрение технологии биологической очистки сточных вод от соединений азота и фосфора на очистных сооружениях Одесского припортового завода/ Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2007» (Ялта 22-26 травня 2007 р.)/ Відп. ред. Н.Д.Кравченко. – Ялта: Науково-дослідний та конструкторський інституту міського господарства. – 2007. – С.182-185.

УДК 504.75.6

МИЛЮТИН В.Н., к.т.н., профессор
РОЗДОБУДЬКО Э.В.,* к.э.н., доцент

Днепродзержинский государственный технический университет
*Днепродзержинский институт экономики и менеджмента

ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ЦЕЛЕСООБРАЗНОСТЬ РЕКОНСТРУКЦИИ ФИЛЬТРОВ СИСТЕМЫ АСПИРАЦИИ

Реконструкція пилоуловлюючих установок системи аспірації повітря цементних млинів з використанням інвестицій дозволяє підвищити ефективність уловлення пилу до гранично допустимих викидів у атмосферне повітря і зменшити збиток, що завдається навколишньому середовищу.

Реконструкция пылеулавливающих установок системы аспирации воздуха цементных мельниц с привлечением инвестиций позволяет повысить эффективность улавливания пыли до установленных предельно допустимых выбросов в атмосферный воздух и уменьшить ущерб, наносимый окружающей среде.

Reconstruction of options of catching of dust of the system of cleaning of air of cement mills with bringing in of investments, allows to promote efficiency of catching of dust to the maximum norms of the troop landing in the atmospheric air and decrease harm inflicted to the environment.

Введение. Экологическая ситуация на территории Украины характеризуется как чрезвычайно опасная, с негативной тенденцией сокращения высокими темпами уровня региональной техногенно-экологической безопасности урбанизированных и индустриальных территорий. В промышленных регионах и городах большие техногенные нагрузки являются причиной обострения экологической и социально-экономической ситуации, которая негативно влияет на демографическую обстановку.

Особенно это относится к Приднепровскому промышленному региону, где техногенная нагрузка на одного жителя составляет 500-1000 кг вредных веществ. Сокращение городского общественного транспорта и увеличение количества маршрутных такси также значительно увеличило антропогенную нагрузку на атмосферу городов.

Нестабильное состояние экономики, острый дефицит средств на реализацию природоохранных мероприятий и внедрение экологобезопасных технологий приводит к тому, что на большинстве предприятий с целью экономии энергоресурсов производится отключение от энергоснабжения пылегазоулавливающих установок и сооружений. Это наносит ущерб окружающей среде и здоровью населения. Выходом из этого положения может быть привлечение иностранных инвесторов и внедрение высоких технологий в отечественные производства для улучшения экологической безопасности.

Постановка задачи. Цель работы – эколого-экономическая оценка целесообразности реконструкции пылеулавливающих установок (ПУУ) системы аспирации воздуха цементных мельниц и предложения по расчету сбора за загрязнение окружающей среды с учетом неблагоприятных метеорологических условий.

Результаты работы. На одном из предприятий – цементном заводе – крупного промышленного центра по данным проведенных исследований отмечалось увеличение содержания цементной пыли в атмосферном воздухе до 2.6-3 ПДК на границе санитарно-защитной зоны. Территория предприятия расположена в северо-западной части города с шириной санитарно-защитной зоны 1000 м.

Рельеф площадки спокойный, с небольшим уклоном в юго-восточном направлении. Коэффициент рельефа $\eta = 1$.

Годовая роза ветров, %:

С–11; СВ–12; В–13; ЮВ–10; Ю–17; ЮЗ–11; З–10; СЗ–16; штиль–11.

Предприятие расположено в зоне со среднегодовым количеством осадков 450-480мм. Средняя температура июля +21.5°С и января -4.5°С. Относительная влажность соответственно 45 и 85%. Среднегодовое значение модуля скорости ветра на уровне флюгера – 3.4м/с, а скорость ветра, превышающая повторяемость 5%, – 10м/с.

В результате проведенных мероприятий эффективность улавливания цементной пыли от систем аспирации воздуха повысилась до 98%.

Определение экономического ущерба от загрязнения атмосферы цементной пылью производилось согласно требованиям [1] по формуле:

$$У_а = \gamma * \sigma * f * M, \text{ грн.}, \quad (1)$$

где γ – константа, числовое значение которой равняется 2.88 грн. за условную тонну;

σ – показатель относительной безопасности;

f – коэффициент рассеивания выбросов;

M – масса выброса загрязняющего вещества, т/год.

Поправка на тепловой подъем факела выбросов в атмосферу:

$$\varphi = 1 + T / 75^o, \quad (2)$$

$$\varphi = 1 + 20 / 75^o = 1.27.$$

Зона активного загрязнения (ЗАЗ) для источников высотой $h > 10$м представляет собой кольцо, которое находится между окружностями с внутренним радиусом $r = 2 \varphi h$ и внешним – $R = 20 \varphi h$.

$$r = 2*1.27*80 = 203.2 \text{ м};$$

$$r = 20*1.27*80 = 2032 \text{ м}.$$

Площадь зоны активного загрязнения

$$S_{заз} = \pi(R^2 - r^2), \text{ м}^2. \quad (3)$$

$$S_{заз} = 3.14(2032^2 - 203.2^2) = 12835484 \text{ м}^2,$$

где $S_{заз}$ – площадь зоны активного загрязнения, м^2;

R – радиус зоны, м.

Показатель σ относительной опасности загрязнения атмосферного воздуха для промплощадки и селитебной зоны составляет:

$$\sigma = \sigma_{заз} = \sum_{i=1}^{n} \frac{S_i}{S_{заз}} * \sigma_i, \quad (4)$$

где $\sigma_{заз}$ – зона активного загрязнения, га/чел.; σ_i – показатель относительной опасности загрязнения, га/чел.; S_i - $S_{заз}$ – площади зон, м^2.

Площадь ЗАЗ селитебной зоны составляет 9%; ЗАЗ территории предприятия 1%;

Тогда $\sigma_1 = 19.9$ га/чел; $\sigma_2 = 4.0$, га/чел;

$$\sigma = 19{,}9* 0.99 + 0.1 * 4 = 20{,}1 \text{ га/чел}.$$

Характер рассеивания цементной пыли до модернизации определяется как $f = f_2$, так как эффективность составляет меньше 85% при $85 \geq \eta < 90\%$.

$$f = f_2 = \left(\frac{1000(i)}{60(i) + \varphi h} \right)^{1/2} * \frac{4(м/с)}{1(м/с) + u}. \quad (5)$$

Приведенная масса годового выброса цементной пыли определяется по формуле:

$$M_i = \sum_{i=1}^{n} Am_i, \quad (6)$$

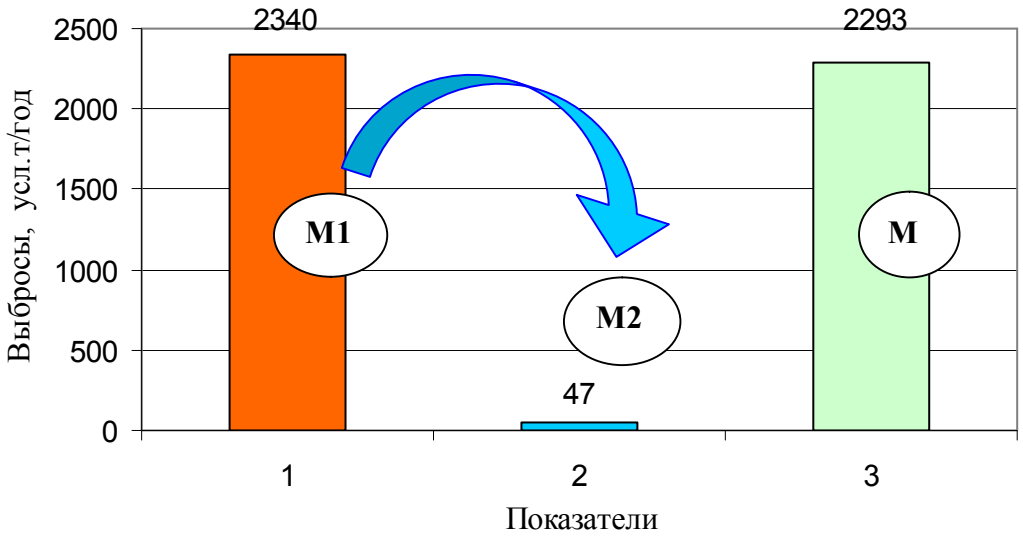
где M_i – приведенная масса годового выброса, усл.т/год;

A – показатель относительной опасности примеси, равный 45;

m – масса выброса i-то загрязняющего вещества, т/год.

Снижение количества выброса загрязняющего вещества определяется по формуле (7) и приведено на рис.1.

$$M = M_1 - M_2. \quad (7)$$



M1, M2 – выброс до и после реконструкции; M – снижение выброса

Рисунок 1 – Снижение выброса цементной пыли

Ущерб, наносимый окружающей среде до реконструкции ПУУ мельниц:

$$У_1 = \gamma * \sigma * f * M_1, \text{ грн.} \quad (8)$$

Характер рассеивания цементной пыли в атмосфере после реконструкции определяется как $f = f_1$, так как эффективность установки 98% и $\eta > 90\%$:

$$f = f_1 = \frac{100(м)}{100(м) + \varphi\, h} * \frac{4\,(м/с)}{1\,(м/с) + u}. \quad (9)$$

Ущерб, наносимый окружающей среде после реконструкции ПУУ мельниц:

$$У_2 = \gamma * \sigma * f * M_2, \text{ грн.} \quad (10)$$

Снижение экономического ущерба показано в табл.1.

$$У = У_1 - У_2, \text{ грн.} \quad (11)$$

Таблица 1 – Снижение экономического ущерба

Характер рассеивания пыли, f		Ущерб, наносимый окружающей среде, грн.		Снижение экономического ущерба У, грн.
До РК*, f_2	После РК, f_1	До РК, $У_1$	После РК, $У_2$	
2.0	0.64	270916	1741	269175

*РК – реконструкция ПУУ системы аспирации

Сбор за загрязнение окружающей среды согласно методике [2] составляет:

$$П_{ат} = \sum_{i=1}^{n} (Н_{iф} * М_{iф} * К_т * К_{iп}) + (Н_{iф} * М_п * К_т, * К_п), \text{ грн.}, \quad (12)$$

где $П_{ат}$ – сбор за выбросы загрязняющих веществ, грн;

$Н_{іф}$ – нормативы платы за фактические выбросы в атмосферу 1 тонны і-го загрязняющего вещества, грн./т;

$М_{іф}$ – масса выброса в атмосферу і-го загрязняющего вещества, т/год;

$К_п$ – коэффициент кратности платы за превышение выброса в атмосферу загрязняющего вещества, который для города составляет 5;

$К_т$ – коэффициент, учитывающий территориальные, экологические и социально-экономические особенности города:

$$К_т = К_{нас} * К_ф ,$$

где $К_{нас}$ – коэффициент, зависящий от численности населения города, равный 1.35;

$К_ф$ – коэффициент, учитывающий значение города, равный 1.25,

тогда $$К_т = 1.35 * 1.25 = 1.69.$$

При определении сбора за загрязнение окружающей среды в формуле (8) не учитываются ожидаемые неблагоприятные метеорологические условия (НМУ), предусматривающие три степени предупреждений превышения уровней концентраций загрязняющих веществ по отношению к ПДК. Учитывая рельеф города, расположение предприятий в селитебной зоне и периодическое наличие „смога", целесообразно в зависимости от степени предупреждения введение коэффициента $К_{нму}$, равного 1-3, а также коэффициента индексации нормативов сбора $К_{ин}$.

Сбор за выбросы загрязняющего вещества предприятием после реконструкции ПУУ мельниц с учетом $К_{нму}$ и $К_{ин}$ составит:

$$П_{ат} = \sum_{i=1}^{n} [(Н_{іф}*М_і*К_т*К_{іп}) + (Н_{іф}*М_п*К_т,*К_п)]*К_{нму}*К_{ин}, \quad (13)$$

где $К_{нму}$ – коэффициент, учитывающий НМУ;

$К_{нму}$ – коэффициент индексации нормативов сбора.

Снижение сбора за загрязнение окружающей среды:

$$П = П_1 - П_2 , \text{ грн.} \quad (14)$$

Дополнительный доход от реализации и использования уловленной цементной пыли:

$$Д = (М/А)*С_т, \text{ грн.} \quad (15)$$

где $С_т$ – стоимость 1 т уловленной цементной пыли;

А – показатель относительной опасности примеси.

Экономия от предотвращенного экономико-экологического ущерба (ЭЭУ):

$$Э = У + П_{ат} + Д, \text{ грн.} \quad (16)$$

Результаты предотвращенного экономико-экологического ущерба после реконструкции ПУУ аспирации воздуха цементных мельниц, приведены в табл.2.

Таблица 2 – Экономия от предотвращенного экономико-экологического ущерба, грн.

Сбор за загрязнение окружающей среды, $П_і$, грн.		Снижение сбора за загрязнение окружающей среды, П	Дополнительный чистый доход от утилизации пыли, Д	Экономия от предотвращенного ущерба, Э
до РК*, $П_1$	после РК, $П_2$			
422292	8472	413820	18344	701339

*РК – реконструкция ПУУ системы аспирации

Для осуществления проектных решений, проведения исследований и строительно-монтажных работ по реконструкции ПУУ системы аспирации воздуха цементных мельниц необходим срок выполнения 2 года. Результаты, которые были достигнуты на t-ом шаге расчета, составляют 1.65 млн. грн., а сумма капитальных вложений – 3.0 млн. грн.

Анализ инвестиционного проекта позволяет установить характер и размеры потенциального вреда окружающей среде от внедрения проекта, а также определить мероприятия, необходимые для предотвращения загрязнения, с минимальными природоохранными затратами.

Полученные результаты расчетов эффективности проектных решений по их выполнению приведены в табл.3 [3].

Таблица 3 – Эффективность проектных решений

Объект	„Дисконтная прибыль", NPV, при ставке 5 и 10%		Коэффициент прибыли – затраты, $Д_п$/Bi, грн./грн.	Внутренняя норма рентабельности, IRR, %	Срок окупаемости проектных решений, T, лет
ПУУ цементных мельниц	NPV_1	NPV_2			
	0,064349	0.136363	1.02	6.65	1.82 < 2.0

Выводы. В результате реконструкции ПУУ системы аспирации воздуха цементных мельниц снижение предотвращенного экономического ущерба составило 269175грн, а снижение сбора за загрязнение окружающей среды – 413828грн. Суммарная экономия от снижения предотвращенного экономического ущерба – 701339 грн.

Показатели инвестиционного проекта и срок окупаемости проектных решений показывают его экономико-экологическую целесообразность для защиты окружающей среды и отвечают нормативному уровню.

ЛИТЕРАТУРА

1. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М., 1986.
2. Методика визначення нормативів плати і стягнення платежів за збруднення навколишнього середовища України. – К., 1996.
3. Тян Р.Б., Холод Б.І., Ткаченко В.А. Управління проектами: Навч.посібник. – Дніпропетровськ: Дніпропетровська академія управління, бізнесу та права. – 2000. – 224с.

УДК 628.4.038

АВРАМЕНКО С.Х., к.т.н., доцент
ВОЛОХ Ю.В., магістр

Дніпродзержинський державний технічний університет

ЕФЕКТИВНІ НАПРЯМКИ ВИКОРИСТАННЯ МЕТАЛУРГІЙНИХ ШЛАКІВ

Обґрунтовано актуальність вирішення проблеми промислових відходів, виконано теоретичний аналіз означеного питання як у глобальному вимірі, так і виходячи із особливостей конкретної території на прикладі м. Дніпродзержинська, розроблено загальні рекомендації щодо впровадження технології утилізації великотоннажних відходів – металургійних шлаків.

Обоснована актуальность решения проблемы промышленных отходов, выполнен теоретический анализ данного вопроса как в глобальном масштабе, так и исходя из особенностей конкретной территории на примере г. Днепродзержинска, разработаны общие рекомендации по внедрению технологии утилизации крупнотоннажных отходов – металлургических шлаков.

Actuality of solving the problem of industrial waste materials has been grounded, theoretical analysis of the given problem both in global scale and according to the pecularities of the concrete area on the example of Dneprodzerzhinsk, has been made, general recommendations on introduction of utilization technology of large – tonnage waste materials metallurgical slags have been developed.

Вступ. Стабілізація економічного розвитку країни призвела до загострення проблеми відходів, особливо в індустріально навантажених регіонах. Проблема нагромадження та поводження з відходами в Україні за своєю актуальністю посідає перше місце серед інших природоохоронних проблем. Так, за даними Держкомстату, як було відмічено, станом на 1 січня 2006р. в Україні загальна кількість відходів становила 25 млрд. т, серед них токсичних – 5 млрд. т, що в розрахунку на одного жителя є найвищим показником серед країн Західної й Центральної Європи. При цьому щорічні темпи нагромадження твердих відходів в Україні сягають 1 млрд. т, а побутових – 10 млн. т. Така загрозлива тенденція – наслідок неефективної, матеріаломісткої та енерговитратної системи виробництв, низького рівня утилізації відходів.

З метою визначення загальних тенденцій щодо утворення, накопичення та утилізації відходів проведено порівняльний аналіз вказаних показників в рамках м. Дніпродзержинська.

Показано актуальність проблеми поводження з відходами, особливо в Дніпропетровській області, приймаючи до уваги їх велику екологічну небезпеку, з одного боку, та їх значну економічну цінність з іншого.

Постановка задачі. Внаслідок непропорційного розміщення продуктивних сил на території України, впливу командно-адміністративної системи управління виникли негативні передумови для кризового стану екологічної безпеки. В результаті утворення великих обсягів токсичних відходів проблема екологічної безпеки набула особливої гостроти. Розрив між прогресуючим накопиченням токсичних відходів і повільними заходами з їх утилізації та знешкодження загрожує поглибленням екологічної кризи і загостренням соціально – економічної ситуації в Україні.

Критичний стан стосовно умов зберігання, видалення, утилізації та використання токсичних промислових відходів в Україні зумовлено відсутністю належної інфраструктури та відповідного фінансування щодо здійснення зазначених операцій поводження з відходами. В цілому по Україні, за даними Міністерства екології та природних ресурсів, кількість накопичених у поверхневих сховищах відходів перевищує 25 млрд. т, що в розрахунку на 1 км^2 площі становить майже 40 тис. т відходів. Вони є одним з найбільш вагомих факторів забруднення довкілля і негативного впливу фактично на всі його компоненти. Інфільтрація сховищ, горіння териконів, пилоутворення, інші фактори, що зумовлюють міграцію токсичних речовин, призводять до забруднення підземних та поверхневих вод, погіршення стану атмосферного повітря, земельних ресурсів, що негативно позначається на стані здоров'я населення.

Технології переробки відходів застаріли, різко зросла вартість паливно-енергетичних ресурсів і всіх видів транспортування, значно звузилася діяльність заготівельних організацій. Нема засобів ефективного впливу на підприємства, вони продовжують лише таке використання відходів, яке дає негайний прибуток.

Таким чином, виникає суперечка між економічним розвитком держави та охороною навколишнього середовища, яку потрібно розв'язати на основі комплексного підходу до державного управління поводженням з відходами. При цьому необхідно додержуватися принципу: запобігання забруднення завжди більш ефективне, ніж ліквідація наслідків.

Загальновідома напруженість екологічної ситуації, що склалася у м. Дніпродзержинську, обумовлена у значній мірі наявністю потужного промислового потенціалу та недостатністю заходів, що вживаються з метою зниження відповідного негативного впливу на навколишнє середовище.

За сучасних умов, коли екологічні проблеми необхідно вирішувати при неухильному підвищенні вартості сировини, енергоносіїв і транспортних тарифів, актуальним визнане завдання розробки комплексних програм застосування маловідходних технологій.

Окрім того, при визначенні найбільш перспективних напрямків щодо вирішення проблеми відходів як одна з пріоритетних розглядається концепція щодо впровадження технологій утилізації та знешкодження, що базується на детальному аналізі відповідно до світового та вітчизняного досвіду і пошуку технологій, що гарантують екологічну безпеку та економічну доцільність вторинного використання відходів.

Отже, враховуючи наведене, задачами роботи є: аналіз екологічного стану промислових відходів України та м. Дніпродзержинська, проведення порівняльного аналізу показників утворення і утилізації відходів м. Дніпродзержинська та аналізу змін загального показника ступеню утилізації, розробка загальних рекомендацій щодо впровадження технології утилізації металургійних шлаків.

Результати роботи. Аналіз статистичних даних [1] свідчить про те, що за останні роки обсяги накопичення та динаміка утворення відходів зменшуються, але дуже повільно, тому що рівень використання відходів залишається низьким. Але тішить той факт, що складування відходів у неорганізованих місцях, яке призводить до забруднення поверхневих та підземних вод, ґрунту, атмосферного повітря, зменшилось.

У металургійних виробництвах, в тому числі на ВАТ " Дніпродзержинський металургійний комбінат", утворюються найбільш великотоннажні відходи. Інформація про утворення, утилізацію та накопичення основних відходів виробництва за 2006 рік наведено в табл.1.

Таблиця 1 – Основні види багатотоннажних відходів м. Дніпродзержинська, їх утворення, утилізація та накопичення, т/ рік

№	Назва відходів	Клас небезпеки	Утворено	Утилізовано	Накопичено станом на 01.01.07р.
1	2	3	4	5	6
1	Шлам доменний	4	55465,72	55465,72	8454,96
2	Шлам агломераційний	4	31339,24	15729,46	266865,94
3	Шлам гідрозмиву вагонів	4	87367,5	109089,11	270776,94
4	Шлам сталеплавильний	4	94515	93811,57	25642,37
5	Шлак доменний	4	1558273	1516612,14	6626981,01
6	Шлак сталеплавильний	4	660153	272432,58	3431446,68
7	Відсів вапняний	4	53800,06	75042,82	43552,98

Відходи, наприклад, шлами: агломераційні, гідрозмиву вагонів разом зі стічними водами поступають в ставок-освітлювач, де осідають та накопичуються у вигляді осаду. Періодично ставок – освітлювач очищається. Осадок у вигляді шлам – пульпи пере-

качується земснарядом у корпус зневоднення шламів КЗШ – 2 для зневоднювання та подальшої утилізації в агломераційній шихті; доменний шлам та відсів вапняку також утилізується в аглошихті; шлам сталеплавильний після підготовки у вигляді шламовапняної суміші утилізується в аглошихті.

Як видно з табл.1, шлам доменний утилізується повністю; шлам агломераційний – тільки на 50%, тому йде тенденція накопичення; шлам гідрозмиву вагонів і відсів вапняний утилізуються на 125%, що дає можливість зменшити накопичення за минулі роки; шлам сталеплавильний використовується не повністю, тому відбувається накопичення.

На комбінаті домінують доменні та сталеплавильні шлаки. Доменні шлаки використовуються на власні потреби, а також реалізуються населенню, сталеплавильні шлаки після переробки в щебінь частково утилізуються у виробництві, а залишок складується на шлакових відвалах.

Зафіксовані загальні тенденційні залежності щодо утворення та утилізації металургійних шлаків наведено на рис.1, 2.

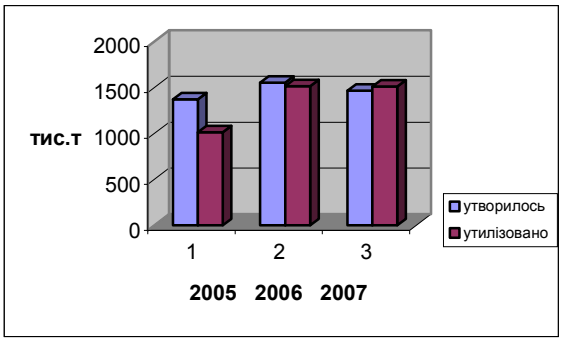


Рисунок 1 – Співвідношення рівня утилізації та утворення доменних шлаків

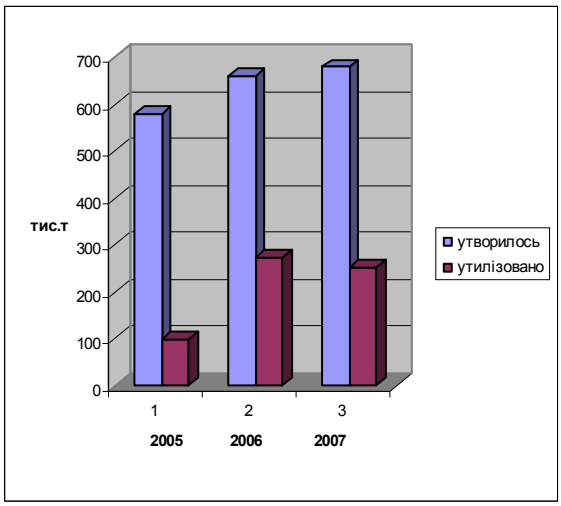


Рисунок 2 – Співвідношення рівня утилізації та утворення конвертерних шлаків

Як видно з рис.1, 2, доменні шлаки утилізуються набагато краще, ніж конвертерні, які мають низький рівень використання, що підтверджує необхідність пошуку та впровадження ефективних технологічних процесів використання відходів з метою зниження негативного впливу на навколишнє природне середовище, обумовленого накопиченням та розміщенням відходів.

Одним із пріоритетних напрямів мінімізації накопичення промислових відходів є повернення їх у виробництво з метою вилучення цінних компонентів і використання їх як вторинних ресурсів. При цьому доцільно організовувати територіально-виробничі комплекси, де відходи одних виробництв повністю чи частково будуть сировиною для інших.

Найбільш великим споживачем продукції зі шлаків є цементна промисловість, що використовує доменні гранульовані шлаки як активну мінеральну добавку при виробництві шлакопортландцементу й клінкера. Шлакопортландцемент (ШПЦ) – в'язка речовина, що твердіє у воді й на повітрі, одержується шляхом здрібнювання клінкера (обпалена до спікання суміш вапняку й глини), доменних гранульованих шлаків (зернового матеріалу) і гіпсу до 5%. Через 6-12 місяців міцність ШПЦ наближається (і навіть може перевершувати) до міцності портландцементу. Він краще піддається тепловологій обробці, володіє більш високою водо- і сульфатомісткістю, жаростійкістю й меншим тепловиділенням.

Використання доменних гранульованих шлаків як сировинної складової при виробництві цементного клінкера дозволяє: повністю замінити глину, на видобуток якої витрачаються значні кошти; знизити питому витрату вапняку на 1т клінкера в 1,2-1,6 рази, що призводить (крім зменшення витрат на видобуток і дроблення вапняку) до зниження витрати тепла на випал клінкера. При заміні глини шлаками вологість знижується на 5-10%, що призводить до зменшення обсягу газів, які викидають в атмосферу і полегшує їх очищення.

Цементна промисловість постійно відчуває гострий дефіцит у доменних гранульованих шлаках, тому проводяться роботи з використання мартенівських, конвертерних, феросплавних й інших металургійних шлаків. Численними дослідженнями доведено, що клінкер, обпалений із сировинної суміші з добавками конвертерних шлаків, має більш високу початкову міцність.

Щебінь із доменних і сталеплавильних шлаків є ефективним заповнювачем для бетонів, тому що механічна міцність їх на 70-80% вища, ніж бетонів із природними заповнювачами, і досягає 50-100МПа. Через хімічну спорідненість жужільних щебенів із цементно-піщаним розчином його використання знижує витрату цементу на 10% у порівнянні із гранітними щебенями. Одержуваний з доменних шлаків щебінь знаходить широке застосування у виробництві мінеральної вати, у промисловому, цивільному й дорожньому будівництвах, заміняючи більш дорогі щебені з гірських порід.

При дробленні щебенів з відвальних доменних шлаків утворюється до 15-20% піску з об'ємною насипною масою 1320-1370кг/м^3, що повністю використовується при виготовленні бетону й гіпсобетону, залізобетонних труб і гіпсошлакових прокатних перегородок. У зв'язку з тим, що жужільний щебінь має шорсткувату пористу поверхню, розчин щільно заповнює пори на глибину 0,1-0,3мм і тому міцність зчеплення жужільних щебенів з розчинною частиною бетону на 25-40% вища, ніж у гранітного. У жаростійкому бетоні заміна щебенів з бою шамотної цегли на жужільні щебені дає значний економічний ефект. Відвальні доменні шлаки широко застосовують також при зворотному засипанні фундаментів і під підлоги промислових будинків.

Металургійні шлаки є ефективним замінником природних кам'яних матеріалів, що використовуються при будівництві й ремонті автомобільних доріг і залізниць. Жужільні щебені (доменний, сталеплавильний) завдяки шорсткуватій поверхні легко ущільнюються й подрібнюються в процесі укочування, здатні цементуватися й утворювати міцну монолітну дорожню підставу.

Накопичений досвід і тенденції утилізації металургійних шлаків у передових країнах світу свідчать про те, що резерви в цій області ще далеко не вичерпані. Крім традиційного застосування гранульованих шлаків у виробництві цементу й щебенів як

заміна природних заповнювачів бетону й бітумних сумішей, розробляються нові спеціальні області використання гранульованих шлаків: одержання скловати, виробництво силікатної цегли, скла, матеріалу для піскоструминного зачищення металу, одержання декоративного матеріалу (плити, лиття), виробництво добрив і т.д.

Таким чином, металургійні шлаки мають більший набір коштовних фізико-хімічних і технологічних властивостей, при цьому вся продукція шлакопереробки економічно вигідна, і тому потенційні області їхнього застосування в найближчому майбутньому будуть розширюватися при вдосконаленні технології й організації шлакопереробки. Це дозволить утилізувати не тільки всі шлаки поточного виходу, але й з відвалів і вирішити важливу комплексну народногосподарську, екологічну й соціальну проблеми.

Висновки. З метою ефективного вирішення проблеми перероблення відходів виробництв потрібно здійснити їх паспортизацію, створити кадастри, оцінити токсичність і вивчити наслідки їх впливу на екосистеми. При цьому слід також розробити вимоги щодо їх складування та зберігання за категоріями токсичності, а також технології знешкодження та поховання токсичних відходів, створити регіональні полігони для їх знешкодження.

Основними заходами використання великотоннажних видів відходів є:

- збільшення обсягів перероблення шлаків металургійного виробництва шляхом одержання гранульованого шлаку, пемзи, шлаковати з вилученням металургійної сировини;
- утилізація залізовмісних відходів (шлами, окалина, колошниковий та агломераційний пил, червоні шлами глиноземного виробництва) на металургійних заводах із використанням залишків у цементній промисловості замість піритних недогарків;
- розширення використання (замість щебеню, піску і цементу) золи та золошлакових відходів ТЕС для виготовлення бетону, для чого необхідно будувати установки роздільного вилучення залишків на теплових електростанціях;
- збільшення використання вапнякових відходів для виробництва вапнякового борошна й цементу, а також використання вапняково-сульфатних відходів для вапнування кислих ґрунтів у сільському господарстві.

Місту треба мати чітку систему економічного стимулювання підприємств, організацій та установ щодо утилізації ними відходів. На промислових підприємствах необхідно впроваджувати сучасні ресурсозберігаючі технології, обладнання, докорінно оновлювати їх технічну базу.

Основною умовою підвищення екологічної безпеки країни є вдосконалення правового, інформаційного, організаційного, економічного, кадрового механізмів реалізації екологічної політики.

ЛІТЕРАТУРА

1. Мазур И. И., Молдаванов О. И. Курс инженерной экологии/ Мазур И. И. – М.: Высшая школа. – 1999. – 447с.
2. Білявський Г. О., Падун М.М., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології. – К.: Либідь. – 1995. – 308с.
3. Основи промислової екології та охорони навколишнього середовища/ Огурцов А.П., Мамаєв Л. М., Волошин М. Д. та ін. – К.: ІЗМН МОН України. – 1997. – 250с.
4. Джигирей В. С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища. – К.: Знання. – 2000. – 203с.
5. Екологія і закон. Екологічне законодавство України. Книга 1. – К.: Юрінком Інтер. – 1998. –698с.