

ОКИСНЕНЕ ВУГІЛЛЯ ЯК СОРБЕНТ ДЛЯ ЗМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ

І.І. Войтко¹, В.О. Денисович², Т.В. Кібальник¹, О.А. Сопрук¹, Р.В. Бондар²

¹Національний авіаційний університет 03058, Київ, просп. Комарова 1

²Інститут сорбції та проблем ендоекології НАН України 03164, Київ, вул. Генерала Наумова, 13 E-mail: ispe@ispe.kiev.ua

Проведені сорбційні випробування окисненого азотною кислотою активного вугілля в H^+ - і Na^+ формах по відношенню до катіонів Mg^{2+} і Ca^{2+} та їх сумішей. Одержані величини статистичної об'ємної ємності зрізків і втрати ними маси під час обробки азотною кислотою, тобто ступенем їх окиснення. Виявлена кореляція між цими даними і відповідною сорбційною ємністю зразків. Показана можливість знетвердження води окисненим вугіллям за умови дотримання при цьому певної кислотності розчинів.

Вступ

Відомо, що підготовка води для її використання в різних галузях промисловості та для побутових потреб є актуальною проблемою. При підготовці води використовують різні методи видалення хімічних речовин, які присутні в вихідній природній воді, а саме: механічне безреагентне розділення, адгезія на гідроксидах алюмінію і заліза, агрегація за допомогою флокулянтів і коагулянтів; бактерицидний вплив на патогенні мікроорганізми (окиснення хлором, двоокисом хлору, озоном) та кінцева сорбція на активному вугіллі, природних і синтетичних іонообмінниках.

Перспективним сорбентом для зм'якшення води на кінцевій стадії водоочищення може бути окиснене вугілля, яке одержують шляхом окиснення карбоніату або малоактивованого вугілля різними окисниками в газовій або рідинній фазі. В результаті окиснене вугілля набуває катіонообмінні властивості. Крім цього, окиснене вугілля здатне сорбувати патогенні мікроорганізми [1].

Тому метою цих досліджень є одержання окисненого вугілля з карбоніату рослинного біополімеру (шкарлупа абрикосу), дослідження фізико-хімічних властивостей його сорбції Ca^{2+} і Mg^{2+} і їх суміші, зокрема води, яка використовується для побутових потреб.

Природна вода являє собою складну динамічну систему, що містить гази, мінеральні і органічні речовини, які знаходяться в розчинному, колоїдному або зваженому стані [2]. В розчинному стані знаходяться в основному солі, які збагачують воду катіонами Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ та аніонами SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , Cl^- , HCO_3^- . Для підземних вод характерний високий вміст мінеральних солей і невелика кількість органічних речовин, в основному гумінного походження. Поверхневі води, навпаки, відрізняються великим вмістом органічних речовин, які мають різне хімічне походження.

Твердість води обумовлена присутністю в ній розчинних кальцієвих і магнієвих солей різних кислот (вугільної, сірчаної, соляної, азотної, фосфорної та силікатної), більшість яких під час кип'ятіння залишаються у розчинні і визначають некарбонатну (постійну) твердість води. Карбонатна твердість пов'язана з наявністю у воді, в основному, гідрокарбонатів кальцію і магнію.

Загальна твердість води являє собою суму тимчасової та постійної твердості. Воду за рівнем її твердості поділяють на такі групи (мг-екв/дм³): до 1,5 – дуже м'яка вода; від

1,5 до 4,0 - м'яка вода; від 4,0 до 8,0 – вода середньої жорсткості; від 8,0 до 12,0 – жорстка вода; більше 12,0 – дуже жорстка вода.

Вода з підвищеною карбонатною твердістю не може використовуватись для парових котлів із за утворення щільних шарів накипу, які призводять до перегрівання стінок котла, що в свою чергу сприяє швидкому його руйнуванню з можливістю вибуху. Також така вода не використовується для охолодження, так як під час охолодження теплообмінної апаратури вона нагрівається, відбувається розкладення гідрокарбонатів кальцію і магнію, і осадки, що утворюються, забивають труби теплообмінника. Процес виділення із води катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} називається зм'якшенням води. Тверда вода також не придатна для використання в повсякденному житті людини, у тому числі для приготування їжі, питва та прання білизни.

В даний час для придання воді високих показників якості використовують іонообмінні смоли, які ефективні, але мають високу вартість. Тому в даній роботі розробляється альтернатива іонообмінним смолам, а саме окиснене вугілля виготовлене із рослинного біополімеру-шкаралупи абрикосової кісточки, яке за катіонообмінними властивостями може забезпечити їм заміну.

Окиснене вугілля - це форма активного вуглецю, який містить на своїй поверхні кисневмісні функціональні групи. Сировиною для виробництва окисненого вугілля може бути як буре або кам'яне вугілля, так і вугілля одержане із рослинних біополімерів. Вугілля одержане із рослинних біополімерів має перевагу перед кам'яним вугіллям, а саме розвинену порувату поверхню, що полегшує окиснення, і дозволяє одержувати продукт з більш високою сорбційною ємністю.

На поверхні окисненого вугілля знаходяться різноманітні кисневмісні функціональні групи, у тому числі фенольні та карбоксильні. Наявність цих груп з одної сторони забезпечує катіонообмінні властивості, з другої окиснене вугілля набуває гідрофільні властивості. Одержання окисненого вугілля, що володіє катіонообмінними властивостями, може бути здійснено при обробленні вугілля – карбонізату або малоактивованого вугілля практично будь яким окисником в газовій або рідкій фазі. Загальновідомо, що найбільш реакційноздатними центрами на поверхні вугілля є адсорбовані аліфатичні і поліциклічні атоми вуглецю, дефекти структури, атоми на зламах і кутах, а також на гранях матриці кристалічної решітки.

Неактивовані карбонізати і малоактивоване вугілля окиснюються краще за активоване вугілля. Ця особливість карбонізаторів пов'язана з наявністю в їх структурі аліфатичних і поліциклічних атомів вуглецю, які мають більшу реакційну здатність, і їх окиснення протікає з більшою швидкістю у порівнянні з основним кістяком матриці карбонізату. Чим більш упорядкована структура матриці карбонізату і менший вміст суміші аліфатичних і поліциклічних атомів вуглецю, тим важче відбувається утворення поверхневих оксидів [3]. Оптимальні технологічні параметри одержання окисненого вугілля полягають у тому, щоб були створені необхідні умови, за яких переважає поверхнєве окиснення з найменшою витратою окиснювача, енергії, втратою маси і мінімальним утворенням гумінових кислот.

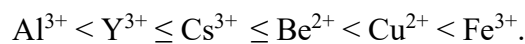
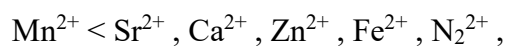
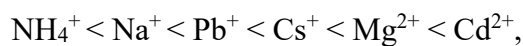
Кожен із відомих способів окиснення вугілля із рослинних біополімерів має свої специфічні особливості і недоліки. При обробці азотною кислотою утворюється окиснене вугілля з незначною хімічною стійкістю у лужних середовищах в зв'язку з утворенням гумінових кислот і має мікропористу структуру. Крім того, під час синтезу вугілля каталізує розкладання HNO_3 на її оксиди NO та NO_2 .

При дії гіпохлориту натрію одержують окиснене вугілля із задовільними сорбційними властивостями та поруватою структурою. Але одержане активоване вугілля необхідно додатково оброблювати соляною кислотою для переведення його в H – форму.

При окисненні пероксидом водню одержують вугілля, яке має високі фізико-хімічні і сорбційні властивості. Таке окиснене вугілля не потребує відмивання, однак у процесі окиснення вугілля відбуваються супутні реакції каталітичного розкладання пероксиду. В наслідок цього відбувається велика витрата пероксиду водню, яка перевищує семисоткратну витрату за масою відносно до вихідного вугілля.

Окиснення вугілля у потоці повітря за температури 250 – 400 °С – це довготривалий процес, який притікає від 2 до 8 годин. В цьому процесі сорбційні властивості окисненого вугілля можливо регулювати шляхом зміни співвідношення витрати водяної пари та повітря, температури і часу оброблення. Окиснене вугілля не потребує відмивання, переведення його в Н – форму, воно зразу готове до використання, проте відбуваються значні втрати карбонізату за рахунок його вигорання. Зваживши позитивні і негативні сторони способів нами був вибраний азотнокислий варіант.

Попередні дослідження фізико-хімічних властивостей окисненого вугілля встановили, що присутність на його поверхні кислотних груп забезпечує заміщення катіону водню на катіони металів [5]. Також у цій роботі показано, що величина сорбції окремих катіонів із водних розчинів суттєво відрізняється, і це розходження зберігається у широкому діапазоні значень рН водного розчину. Також у роботі [6] було показано, що сорбційну активність катіонів одно- і двох-валентних металів можливо розташувати у ряди, які було систематизовано за даними статичних і динамічних дослідів:



Якщо звичайне активоване вугілля поглинає з розчинів електролітів аніони, виділяючи при цьому еквівалентну кількість гідроксид-іонів, тобто поводить себе подібно до іонообмінника в ОН-формі, то окиснене вугілля поглинає з розчину переважно катіони, а в розчин переходять іони водню. В зв'язку із складністю хімічної природи поверхні окисненого вугілля чисто електрохімічне трактування, вперше висунено Фрумкіним [7] і розвинуте Стражеско із співробітниками [8,9], не може пояснити всіх особливостей сорбційної та іонообмінної поведінки окисненого вугілля. За допомогою різноманітних інструментальних методів встановлено [6], що катіонний обмін в окисненому вугіллі зумовлюють як реальні протоногенні групи – карбоксильні, фенольні тощо, – так і легко відщеплювати іони водню, зв'язок яких з поверхнею носить ймовірно, електрохімічний характер. Крім сфери застосування окисненого вугілля, яка розглядається в даній роботі, окиснене вугілля може успішно використовуватися для концентрування мікродомішок, наприклад, для концентрування золота і срібла на гальванічних підприємствах, в промисловості хімічних реактивів, а також для розділення радіохімічних ізотопів, і в якості каталізаторів при одержанні різних хімічних речовин [6].

Матеріали і методи

В якості вихідного матеріалу для синтезу були використані карбоніат, малоактивоване вугілля добуто і активоване вугілля із шкаралупи абрикосової кісточки. Карбоніат із шкаралупи абрикосової кісточки одержували шляхом її оброблення у середовищі водяної пари і продуктів її термодеструкції за температури 425 °С протягом 2-х годин. Малоактивоване вугілля одержували із карбонізату шляхом часткового активування в середовищі водяної пари і продуктів термодеструкції за температури 650 °С протягом 90 хвилин. Активоване вугілля одержували із карбонізату абрикосової кісточки шляхом його активування в атмосфері, що містить продукти розкладу водяної пари та карбонізату (СО, СО₂, Н₂, N₂) за температури 850 °С протягом 2,5 годин.

Насипна вага карбонізату – 0,48 г/см³, малоактивованого вугілля – 0,41 г/см³, активованого вугілля – 0,32 г/см³. Процеси карбонізації і активації здійснювались на обладнанні дослідного виробництва ІСПЕ НАН України.

Наявність аліфатичних та поліциклічних атомів вуглецю на частинках вуглецевого матеріалу визначали за методикою, яка наведена в стандарті [10]. Наважки вуглецевого матеріалу масою 5 г кожна піддавали термічній обробці у сушильній шафі за температури 110 ± 5 °С протягом 60 хвилин з метою видалення із вуглецевого матеріалу адсорбованої вологи і повітря.

Після цього зразки вуглецевих матеріалів масою 2 ± 0,01 г. переносили в скляні колби об'ємом 250 см³, додавали 20,0 см³ толуолу за температури 20 °С і закривали притертими скляними пробками. Колби із зразками вуглецевих матеріалів струшували протягом 60 ± 2сек., після чого толуольний екстракт суміші аліфатичних та поліциклічних сполук вуглецю зливали до колби об'ємом 50 см³ через скляну воронку із знезоленим фільтрувальним папером. На спектрофотометрі за довжини хвилі 420 нм визначали коефіцієнт пропускання зразка кожного толуольного екстракту. Чим меншим є коефіцієнт пропускання, тим більший вміст в зразках адсорбованих аліфатичних та поліциклічних атомів вуглецю. Коефіцієнт пропускання толуольного екстракту карбонізату склав – 45 %, малоактивованого вугілля – 64 %, активованого вугілля – 88 %.

Вплив адсорбованої суміші аліфатичних та поліциклічних вуглеців на вихідну статичну об'ємну ємність (СОЕ) графічно відображений на рис. 1.

СОЕ визначали за методикою Бьєса, [11]. Вона відображає кількість кисневмісних функціональних груп, і є основним показником, що визначає катіонообінні властивості окисненого вугілля.

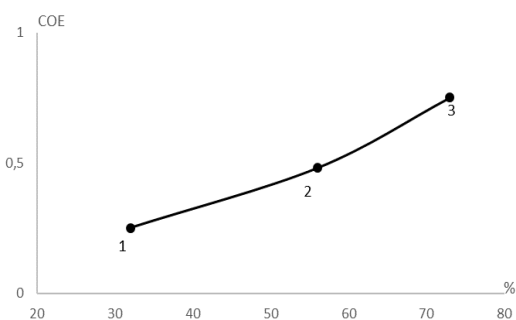


Рис.1. Вплив вмісту адсорбованих аліфатичних та поліциклічних вуглеців на вихідну статичну об'ємну ємність (СОЕ) (%) зразків окисненого вугілля: 1 – активоване вугілля; 2 – малоактивоване вугілля; 3 – карбонізат.

Як видно із графіку на рис. 1, найбільша кількість адсорбованих аліфатичних та поліциклічних атомів вуглецю знаходиться на поверхні і макропорах карбонізату, а найменша на частках активованого вугілля.

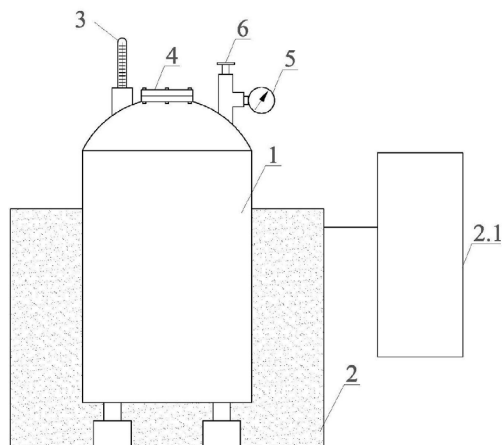


Рис. 2. Установа для окиснення вугілля азотною кислотою. 1 – реактор; 2 – термостат; 2.1 – блок керування термостатом; 3 – термометр; 4 – люк; 5 – манометр; 6 – запобіжний клапан

Окиснення вуглецевого матеріалу (карбонізату, малоактивованого вугілля і активованого вугілля) проводили водним розчином азотної кислоти у реакторі закритого типу, схема якого наведено на рис. 2 у наступній послідовності.

У реактор 1 через люк 4 завантажували 200 г вуглецевого матеріалу і додавали 2 л. 50 % (мас) водного розчину азотної кислоти. Початкова температура у реакторі становила 38 ± 1 °С, яку поступово підвищували до 90 ± 2 °С, і за цієї температури протягом 3-х годин проводили окиснення. По закінченні процесу окиснення вуглецевий матеріал вивантажували і багаторазово промивали холодною, а потім гарячою дистильованою водою. Далі окиснене вугілля обробляли 2%-ним розчином NaHCO_3 з метою нейтралізації залишкової азотної кислоти і переведення вугілля у Na^+ форму. Проводили промивання окисненого вугілля гарячою дистильованою водою до одержання промивних вод слабо жовтого кольору. Після цього окиснене вугілля переводили у H^+ форму шляхом його обробки 3%-ним розчином HCl на першому етапі, та 1 % розчином HCl на другому етапі при постійному перемішуванням. Кожен етап тривав 2 години. Нарешті окиснене вугілля промивали холодною дистильованою водою до значення рН промивних вод від 3,5 до 5,0.

Потім визначали втрату маси вуглецевих матеріалів під час їх окиснення. Графічна залежність втрати маси від виду окисненого вугілля наведена на рис. 3.

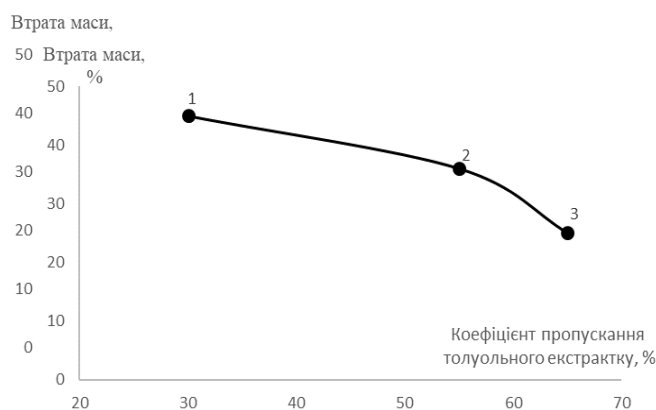


Рис. 3. Залежність втрати маси адсорбентів від коефіцієнта пропускання толуольного екстракта. 1 – карбонікат, 2 – малоактивованій карбонікат, 3 – активоване вугілля

Втрата маси відбувається за рахунок хімічних реакцій окиснення аліфатичних та поліциклічних атомів вуглецю, які знаходяться в адсорбованих шарах на поверхні частинок вуглецевого матеріалу. Ці адсорбовані хімічні сполуки під дією азотної кислоти піддаються хімічному впливу не тільки з утворенням функціональних поверхневих оксидів, але також вступають в побічні хімічні реакції їх деструкції з утворенням водорозчинних гумінових сполук. Побічна хімічна деструкція адсорбованих аліфатичних та поліциклічних вуглеців є мірою вмісту в окисненому вугіллі окиснених атомів вуглецю.

Сорбційні дослідження одержаних зразків окиснених вуглецевих матеріалів одержаних із шкаралупи абрикосової кісточки проводили шляхом побудови ізотерм сорбції Ca^{2+} та Mg^{2+} із розчинів їх солей за кімнатної температури. Для приготування водних розчинів було використано солі MgSO_4 і $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ класифікації ч.д.а. Наважки цих солей розчиняли у визначеному об'ємі дистильованої води, після чого їх концентрації уточнювались методом комплексонометричного титрування [12]. Робочі розчи трилону Б, концентрацією 0,1 моль екви/дм³ готувались зі стандарт-титрів.

Для проведення досліджень сорбційних властивостей окиснених вуглецевих матеріалів було підготовлено по 5 проб окисненого вуглецевого матеріалу за наступною методикою. В скляну колбу об'ємом 250 см³ завантажували вуглецевий матеріал масою 0,3 г. (і для порівняння 0,6 г.). Далі готувався розчин Ca^{2+} та Mg^{2+} , для чого брали визначений об'єм вихідних розчинів солей MgSO_4 і $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ і розводили їх

дистильованою водою об'ємом 200 см³ кожний. Концентрація підбиралася таким чином, щоб розчини сорбатів імітували воду різного ступеню її твердості: м'яка, середня, тверда.

Для досягнення рівноваги протягом 6 годин проводилось перемішування вмісту колб. Потім водний розчин відділяли від твердої фази вугілля шляхом фільтрування через скляну воронку зі знезоленим паперовим фільтром. Розчин розділяли на дві рівні частини по 100 см³ і за методикою [12] визначали рівноважну концентрацію Ca²⁺ та Mg²⁺ або їх суму. Аналогічно визначалась твердість природної води.

За результатами титрувань будувались ізотерми сорбції, які являють собою графічні залежності сорбційної ємності від рівноважної концентрації. Розрахунок для їх побудови проводили за формулою:

$$A = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{m},$$

де: А – сорбційна ємність, ммоль-екв/г; С₀ – вихідна концентрація катіонів металів, ммоль-екв/дм³; С_р – рівноважна концентрація, ммоль-екв/дм³; V - об'єм проби розчину, дм³; m – маса наважки окисненого вугілля, г.

Результати сорбційних випробувань та їх обговорення

Окиснені зразки адсорбентів були експериментально досліджені з метою визначення їх сорбційних характеристик по відношенню до катіонів Ca²⁺ і Mg²⁺ та їх сумішей.

На рис. 4-6 зображені ізотерми сорбції катіонів Ca²⁺, Mg²⁺ та їх сумішей з водних розчинів окисненим активованим вугіллям (ОАВ).

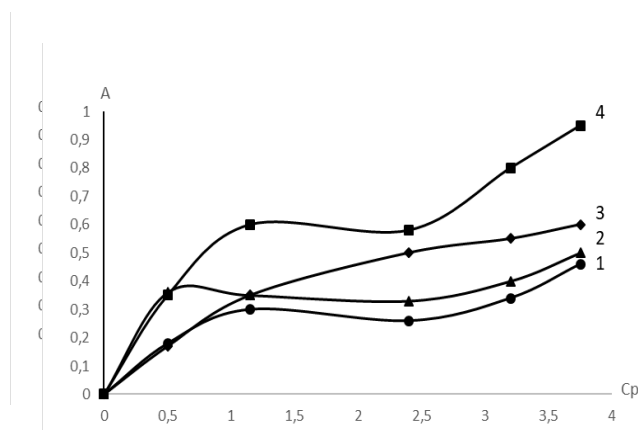


Рис.4. Ізотерми сорбції Mg²⁺ ОАВ в різних формах:
 1 - Na⁺ - форма, m_{ОАВ} 0,3 г;
 2 - H⁺ - форма, m_{ОАВ} 0,3 г;
 3 - H⁺ - форма, m_{ОАВ} 0,6 г;
 4 - H⁺ - форма після термообробки при t=120°C, m_{ОАВ} 0,3 г;
 А – сорбційна ємність, ммоль-екв/г;
 С_р – рівноважна концентрація Mg²⁺ ммоль-екв/дм³

.З порівняння кривих 2 і 3 видно, що збільшення маси сорбенту з 0,3 г до 0,6 г суттєво не вплинуло на сорбцію іонів Mg²⁺. Тому всі подальші ізотерми сорбції знімались при використанні суміші 0,3 г сорбенту з 200 см³ розчинів солей. Також не помічено значної відмінності у сорбційній ємності окисненого вугілля в H⁺ і Na⁺ - формах крива 3 і 1 відповідно.

Проте помітно (40-50%) зросла сорбційна ємність окисненого вугілля після термообробки його в сушильній шафі при температурі 120°C (крива 4), що може бути пояснено вивільненням частини мікропор, зайнятих водою.

З наведених на рис.5 ізотерм можна зробити висновок, що і у випадку Ca²⁺ відмінність в сорбційних ємностях препаратів у Na⁺ і H⁺ - формах незначна.

Порівняння ж ізотерм сорбції магнію і кальцію (рис. 2 і 3) свідчить про те, що максимальні величини сорбційної ємності іонів цих металів практично співпадають і знаходяться на рівні 0,5 – 0,6 ммоль-екв/г.

Ізотерми сорбції катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} із їх сумішей (рис.6) мало чим відрізняються від сорбції іонів індивідуальних металів.

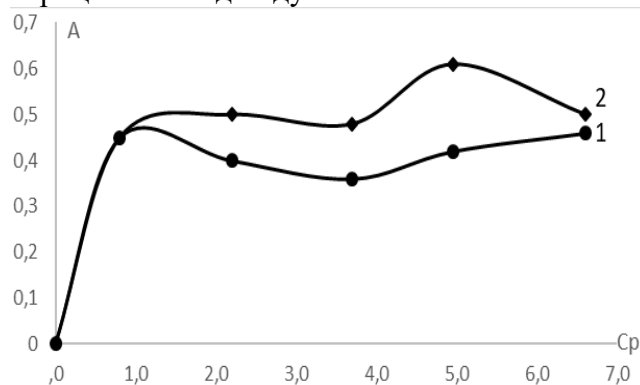


Рис. 5 Ізотерми сорбції Ca^{2+} ОАВ, 1 - H^+ – форма; 2 - Na^+ – форма;
 C_p – рівноважна концентрація Ca^{2+} ммоль-екв/дм³

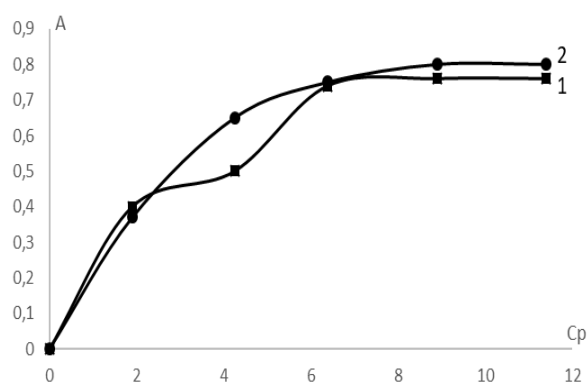


Рис.6. Ізотерми сорбції Mg^{2+} і Ca^{2+} із їх суміші ОАВ.
 1 - Na^+ – форма;
 2 - H^+ – форма;
 А – сорбційна ємність, ммоль-екв/г;
 C_p – рівноважна концентрація суми Mg^{2+} і Ca^{2+} ммоль-екв/дм³

Єдиною відмінністю у цьому випадку є те, що величини сорбційної ємності ($A=0,8$ ммоль-екв/г) помітно вищі відповідних значень для індивідуальних іонів ($A=0,5-0,6$ ммоль-екв/г). Це може бути пояснено більшою початковою концентрацією (C_0) у сумішах (2,53 – 12,64) у порівнянні з початковими концентраціями у зразках з індивідуальними іонами (1,05 – 5,24 для Mg^{2+} і 1,48-7,40 для Ca^{2+}).

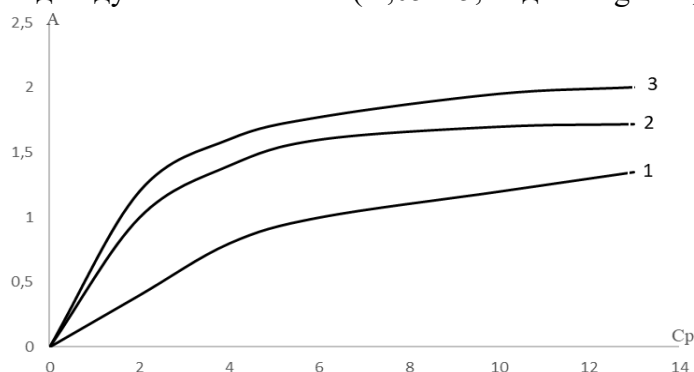


Рис. 7. Ізотерми сорбції суміші катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} на сорбентах в H^+ - формі після термічної обробки адсорбенту при температурі 120°C .
 1 – окиснений активат ОАВ,
 2 – окиснений малоактивований карбоніат,
 3 – окиснений карбоніат

Для визначення маси ОАВ з метою практично повного знетвердження води застосовували штучний розчин суміші солей магнію і кальцію із загальною концентрацією 7,6 і водопровідна вода твердістю 4,55 ммоль-екв/дм³. За наведеною вище класифікацією вибрана концентрація суміші лежить на межі твердої води і води середньої твердості, а водопровідна вода відповідає середній твердості.

Цікаво було порівняти сорбційну ефективність ОАВ такими ж характеристиками інших окиснених форм вугілля, а саме з показниками для окисненого малоактивованого карбоніату і окисненого карбоніату, і виявити, чи корелюються ці дані з величинами СОЕ і трати маси, наведеними на рис.1 і 3 відповідно. Для цього ми скористались раніше одержаними одним із співавторів статті В.О. Денисовичем даними, які представленні на рис.7.

Виявилось, що така кореляція існує. Підвищення сорбційної ємності зразків, як видно з рис.7, спостерігається у наступній послідовності: окиснене активоване вугілля < окиснений малоактивований карбонізат < окиснений карбонізат. Саме в такій же послідовності відбувається збільшення СОЕ (рис.1) і зменшення втрати маси зразками (рис.3). Ці показники є мірою кількості окиснених сполук вуглецю на поверхні сорбенту. Отже можна вважати доведеним, що окиснення вугілля є причиною набуття катіонообмінних властивостей.

Лінійну залежність відображає розрахунковий графік 2. Останній був побудований на припущенні існування прямої залежності між кількістю поглинутих з розчину катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} і масою сорбенту з урахуванням його сорбційної ємності. Проте з наведених на рис.8 кривих видно, що зниження твердості води йде нелінійно. Це не дає можливості позбавити повністю розчин від солей твердості, а лише перевести воду з розряду твердої у розряд м'якої. Між тим подібні досліди з водопровідною водою середньої твердості (крива 3) довели, що вона може бути практично позбавлена твердості введенням 2-3 г ОАВ в 250 см^3 води. Це можна пояснити впливом рівня кислотності, що й довели виміри рН розчинів і після здійснення сорбції. Так, рН вихідного розчину штучної суміші склав 6,45, а після іонно обміну 8,15. Кислотність ж водопровідної води, яка, окрім солей постійної твердості, містила і гідрокарбонати тимчасової твердості, після сорбції залишилась практично незмінною з рН близько 4,5.

Висновки

Обробкою азотною кислотою карбонізату, малоактивованого і активованого вугілля одержані їх окиснені форми. Встановлено присутність і визначено рівень аліфатичних і поліциклічних сполук у цих зразках. Шляхом побудови ізотерм сорбції визначені іонообмінну ємність зразків у Na^+ і H^+ - формах по відношенню до Ca^{2+} і Mg^{2+} та їх сумішей у водних розчинах. Показано, що сорбційна ємність практично однакова по відношенню до обох катіонів ($0,5 - 0,6$ ммоль-екв/дм³) і дещо вища для їх суміші ($0,8 - 0,85$ ммоль-екв/дм³). За умови попередньої термообробки зразків при 120°C їх сорбційна ємність зростає до $1,0 - 1,5$ ммоль-екв/г. Встановлена пряма залежність між вмістом окиснених сполук вуглецю і їх сорбційною ємністю.

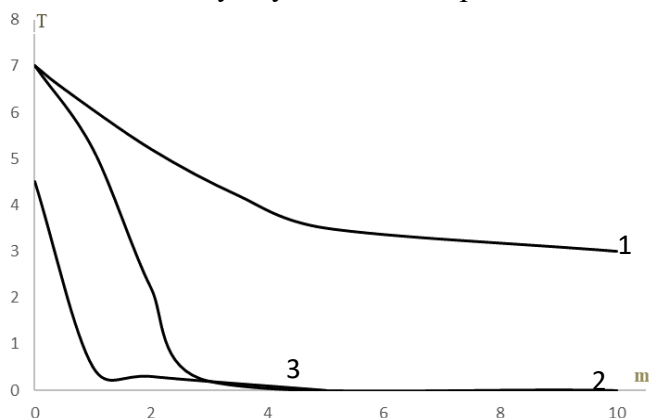


Рис. 8. Залежність твердості води (Т, ммоль/дм³) від маси окисненого вугілля (m, г) на 250 см^3 води. 1 – штучний розчин Ca^{2+} і Mg^{2+} ; 2 – розрахункова крива для штучного розчину; 3 – водопровідна вода

Визначена питома витрата окисненого активованого вугілля необхідна для зм'якшення води і показано, що його рівень залежить від початкової і кінцевої кислотності розчинів.

Література

1. Кинле Х., Бадер Э. Активные угли и их промышленное применение / Л.: Химия, 1984. - 216 с..
2. Кульский Л. А. Справочник по свойствам и методам анализа и очистки воды. / Л. А. Кульский, И. Т. Гороновицкий, А. М. Кочановский. – Київ: Наукова думка, 1968. – 77 с. – (1).
3. Алекин О.А. Основы гидрохимии. — Л.: Гидрометеиздат, 1970. — 441 с..

4. Кульский Л.А. Теоритическое обоснование технологии очистки воды – Київ. Наукова думка. 1968, - 559 с.
5. Кастальский А.А., Минц Д.М. Подготовка воды питьевого и промышленного водоснабжения. М. : Высшая школа. 1962, – 558 с.
6. Тарковская И.А. Окисленный уголь. Киев.: 1981, - 200 с.
7. Фрумкин А.Н. Адсорбция и окислительные процессы. Успехи химии, 1949, 18 с. 9-21.
8. Стражеско Д.Н. Электрофизические свойства активных углей и механизм процессов, происходящих на их поверхности. Адсорбция и адсорбенты, 1976, вып. 4 с. 3-14.
9. Стражеско Д.Н. Тарковская И. А. Исследования ионообменных свойств окисленного угля. Ленинград, Госхимиздат, 1959, с. 61-71.
10. Boehn H.P. Chemical indentication of surface groups. (Advances in catalisis and related subjects). 1966/ N 16. s. 197-274.
11. Международный стандарт D1618-18 (ASIM).
12. Бабко А.К., Петницький Й.В. Количественный анализ. М.: Высшая школа. 1968, - 496 с.

References

1. Kinle H., Bader E. *Active coals and their industrial application*. (Leningrad: Khimia, 1984). [In Russian].
2. Kulskiy L.A., Goronovitsky I.T., Kochanovsky A.M. *Handbook of properties and methods of analysis and water purification*. (Kiev: Naukova Dumka, 1968). [In Russian].
3. Alekin O.A. *Fundamentals of Hydrochemistry*. (Leningrad: Gidrometeoizdat, 1970). [In Russian].
4. Kulsky L.A. *Theoretical substantiation of water purification technology*. (Kiev: Naukova Dumka, 1968). [In Russian].
5. Kastalsky A.A., Mints D.M. *Water treatment for drinking and industrial water supply*. (Moscow: Higher school, 1962). [In Russian].
6. Tarkovskaya I.A. *Oxidized coal*. (Kiev: Naukova Dumka, 1981). [In Russian].
7. Frumkin A.N. Adsorption and oxidative processes. *Uspekhi khimii*. 1949. **18**: 9. [In Russian].
8. Strazhesko D.N. Electrophysical properties of activated carbons and the mechanism of processes occurring on their surface. *Adsorption and adsorbents*. 1976, **4**: 3. [In Russian].
9. Strazhesko D.N. Tarkovskaya I.A. Investigation of the ion-exchange properties of oxidized coal. Obtaining, structure and properties of sorbents. (Leningrad, Goskhimishdat, 1959). [In Russian].
10. Boehn H.P. Chemical indentication of surface groups. *Advances in catalisis and related subjects*. 1966. **16**: 197. [In Russian].
11. International standard D1618-18 (ASIM).
12. Babko A.K., Petnitsky I.V. *Quantitative analysis*. (Moscow: Higher school, 1968). [In Russian].

OXIDIZED COAL AS A SORBENT FOR SOFTENING WATER

I.I. Voitko¹, V.A. Denisovich², T.V. Kibalnik¹, O.A. Sopruk¹, R.V. Bondar²

¹National Aviation University, 03058, Kyiv, 1 Liubomyra Husara ave.

²Institute for Sorption and Problems of Endoecology of National Academy of Sciences of Ukraine, 13 General Naumov Str. Kyiv, 03164, Ukraine, e-mail: ispe@ispe.kiev.ua

Sorption tests carried out oxidized nitric acid active carbon in H⁺- and Na⁺- form in relation to cations Mg²⁺ and Ca²⁺ and mixture thereof. Values obtained statistical volumetric capacity samples and mass loss them during processing nitric acid, that is oxidation state. Discovered correlation between these data and relevant sorption volume samples. Demonstrated a possible water softening oxidized coal subject to specific solution acidity.