

УДК 628.349.094.3:547.562.1

doi:10.20998/2413-4295.2022.01.10

## ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ СОРБЦІЙНОГО ВИЛУЧЕННЯ ФЕНОЛУ КОМПОЗИЦІЙНИМ СОРБЕНТОМ F300-MnO<sub>2</sub>

О. П. ХОХОТВА\*, Л. І. БУТЧЕНКО

кафедра екології та технології рослинних полімерів, інженерно-хімічний факультет, Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, УКРАЇНА

\*e-mail: khokhotva@bigmir.net

**АНОТАЦІЯ** Фенольні сполуки є широко розповсюдженими забруднювачами стічних вод, які утворюються у нафтовій та нафтохімічній промисловості, конверсії вугілля та при виробництві фенолу. Феноли широко використовуються для комерційного виробництва найрізноманітніших пластмас, що використовуються як конструкційні матеріали для автомобілів та обладнання, при виготовленні епоксидних смол та клеїв. Скидання фенольних вод у водойми й водотоки різко погіршує їх загальний санітарний стан, впливаючи на живі організми не тільки своєю токсичністю, але й значною зміною режиму біогенних елементів і розчинених газів. Серед методів вилучення фенолів зі стічних вод великою різноманітністю відзначаються окиснювальні методи, а саме: фотохімічне, аеробне біологічне, ферментативне, електрохімічне окислення, окислення озоном. Робота присвячена дослідженню умов вилучення фенолу з використанням композиційного сорбенту з активною окислювальною фазою. У роботі отримано композиційний сорбент F300-MnO<sub>2</sub> шляхом осадження диоксиду марганцю на поверхні пор активованого вугілля Filtrasorb 300. Вивчено умови модифікації активованого вугілля розчином KMnO<sub>4</sub> для інтенсифікації процесу видалення фенолу з водних розчинів. Встановлено, що найкращий ефект очистки води досягається при модифікації вугілля розчином KMnO<sub>4</sub> з концентрацією 0,025 моль-екв/дм<sup>3</sup> протягом 5-15 хв. Досліджуючи вплив рН на ефективність видалення фенолу композиційним сорбентом та немодифікованим вугіллям, встановлено, що найвищий ступінь видалення фенолу з води спостерігався у слабкислому середовищі: при рН 4-5 для F300-MnO<sub>2</sub> і при 5-6 для немодифікованого вугілля F300. Отримані ізотерми сорбції фенолу на F300 і F300-MnO<sub>2</sub> показали, що модифікація розчином KMnO<sub>4</sub> посилює сорбційну здатність вугілля. Ефект окисного видалення забруднювачів більш помітний при проведенні процесу протягом відносно тривалого часу (кілька днів або тижнів). В іншому випадку лімітуючими чинниками стають зменшена питома площа поверхні сорбенту внаслідок її часткового заповнення наночасточками MnO<sub>2</sub>, і дифузія всередині зерен композиційного сорбенту, внаслідок яких вилучення фенолу немодифікованим вугіллям стає більш ефективним.

**Ключові слова:** композиційний сорбент; сорбція; фенол; активоване вугілля; MnO<sub>2</sub>; гетерофазне окислення

## INVESTIGATION OF PHENOL SORPTION REMOVAL PROCESS BY COMPOSITE SORBENT F300-MnO<sub>2</sub>

О. П. ХОХОТВА, Л. БУТЧЕНКО

Department of Ecology and Plant Polymers Technology, Faculty of Chemical Engineering, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, UKRAINE

**ABSTRACT** Phenolic compounds are widespread wastewater pollutants that are produced in the oil and petrochemical industry, coal conversion, and phenol production. Phenols are widely used for the commercial production of a wide variety of plastics, which are used as structural materials for automobiles and equipment, at production of epoxy resins and adhesives. The discharge of phenol-containing waters into water bodies and watercourses sharply worsens their general sanitary status, affecting living organisms not only by their toxicity but also by a significant change in the regime of biogenic elements and dissolved gases. Among the methods of phenols removal from wastewater, there is a wide variety of oxidation methods such as photochemical, aerobic biological, enzymatic, ozone, electrochemical oxidation. The paper is devoted to the investigation of the conditions of phenol removal using a composite sorbent with an active oxidation phase. The composite sorbent F300-MnO<sub>2</sub> was obtained by deposition of manganese dioxide on the surface of pores of activated carbon Filtrasorb 300. The conditions of modification of activated carbon by the KMnO<sub>4</sub> solution were studied to intensify the process of phenol removal from aqueous solutions. It was determined that the best effect of water purification is achieved when coal was treated by KMnO<sub>4</sub> solution with concentration of 0.025 mol-eq/dm<sup>3</sup> within 5-15 minutes. The investigation of the effect of pH on phenol removal by composite sorbent and unmodified coal revealed the highest efficiency in a weak acidic environment: at pH 4-5 for F300-MnO<sub>2</sub> and 5-6 for unmodified coal. The obtained isotherms of phenol sorption on F300 and F300-MnO<sub>2</sub> showed that modification with the KMnO<sub>4</sub> solution enhanced the sorption capacity of the coal. The effect of oxidative pollutant removal is more noticeable when carrying out the process for a relatively long time (several days or weeks). Otherwise, the limiting factors are reduced specific surface area of the sorbent due to its partial filling with MnO<sub>2</sub> nanoparticles, and diffusion within the grains of the composite sorbent, which makes the extraction of phenol by unmodified coal becomes more efficient.

**Keywords:** composite sorbent; sorption; phenol; activated carbon; MnO<sub>2</sub>; heterophase oxidation

### Вступ

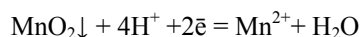
Феноли широко використовуються для комерційного виробництва пластмас і смол, зокрема, пластиків, що використовуються як конструкційні матеріали в автомобілебудуванні й електротехніці, у

виробництві епоксидних смол і клеїв. Фенольні речовини з'являються в стічних водах великої кількості підприємств різних галузей, таких як високотемпературна конверсія вугілля, нафтопереробка. Такі ароматичні гідроксильні сполуки мають первинну важливість як забруднювачі,

оскільки вони небезпечні для організмів навіть при низьких концентраціях. Скидання фенольних вод у водойми й водотоки різко погіршує їх загальний санітарний стан, впливаючи на живі організми не тільки своєю токсичністю, але й значною зміною режиму біогенних елементів і розчинених газів (O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>). Тому перед скиданням вод у поверхневі джерела феноли потрібно видаляти з промислових стоків.

Фенолвмісні води очищають двома шляхами. При вмісті фенолів вище 2 г/дм<sup>3</sup> економічно доцільною є їх екстракція з наступним поверненням у виробничий цикл. У іншому випадку феноли видаляють сорбцією або окисленням. При належних умовах фенольні сполуки за їх відносно невеликих концентрацій можуть бути ефективно вилучені зі стічних вод (на етапі доочищення) з використанням ряду методів, таких як фотохімічне окислення [1], сорбція на активованому вугіллі [2], аеробне біологічне [3] ферментативне [4] окислення, окислення озоном [5], електрохімічне окислення [6], мембранні технології [7].

Диоксид марганцю є досить активним окисником (E° = +1,23 В), який здатний реагувати з великою кількістю органічних сполук.



Інтенсифікувати та поглибити процес видалення іонів відновників як органічного, так і неорганічного походження можна, поєднавши переваги сорбційного методу з методом хімічного окислення. На відміну від використання суспендованого MnO<sub>2</sub> [8], активоване вугілля має значно розвинену поверхню, тобто, процес окислення забруднювачів відбуватиметься на площі кількості квадратних метрів.

Пошук наукових публікацій показав, що інформація про осадження сполук мангану на поверхні вуглецевих сорбентів дуже обмежена. В літературі описано кілька способів осадження плівки MnO<sub>2</sub> на твердому носії [9-12], серед яких на особливу увагу заслуговує метод окислення-відновлення внаслідок простоти виконання. Окисником є KMnO<sub>4</sub>, а відновником – саме вугілля.

### Мета роботи

Метою роботи є оцінка ефективності вилучення фенолу з водних розчинів композиційним вугільним сорбентом з осадженою активною фазою окисника.

### Методики проведення досліджень

Для дослідів використовувалося вугілля марки Filtrasorb 300 (F300). Воно має високу адсорбційну здатність, велику кількість транспортних пор і призначене для видалення з води органічних сполук. Площа поверхні F300 за методом BET складає 950 м<sup>2</sup>/г, середній розмір гранул 1,6 мм.

Наважки активованого вугілля 0,1 г контактували протягом 5-90 хв з розчинами KMnO<sub>4</sub> з концентрацією 0,025 моль-екв/дм<sup>3</sup>. Після цього

вугілля відмивали від непрореагованого перманганату, відділяли від водної фази декантацією та сушили на повітрі до постійної маси. Залишковий вміст перманганату у розчині контролювали методом окисно-відновного титрування. Сорбент, який мав найкращі сорбційні властивості, був отриманий при тривалості контакту F300 з 0,025 моль-екв/дм<sup>3</sup> розчином KMnO<sub>4</sub> 15 хв і містив 0,5% MnO<sub>2</sub>. Отриманий сорбент позначений F300-MnO<sub>2</sub>.

Наважки сухого сорбенту поміщали у розчини фенолу однакової концентрації 72 мг/дм<sup>3</sup>. Для порівняння ефективності роботи модифікованого вугілля, проводили сорбцію фенолу необробленим F300 в аналогічних умовах. Час контакту очищеного розчину і вуглецевих сорбентів складав 6 діб. Протягом цього часу періодично відбирали проби і визначали концентрацію фенолу фотометричним методом з 4 аміноантипірином. За результатами вимірювань будували графічну залежність зміни концентрації фенолу від часу контакту з вугіллям.

Досліджувалося вилучення фенолу на F300 і F300-MnO<sub>2</sub> в залежності від pH розчинів. У склянках з модельними розчинами фенолу об'ємом 50 см<sup>3</sup> і концентрацією 50 мг/дм<sup>3</sup> встановлювали pH 2, 3, 4, 5, 6, 7 і 8. Потім у них поміщали наважки вугілля 0,2 г і перемішували на магнітних мішалках. Через кожні 15 хв відбирали проби і визначали у розчинах концентрацію фенолу. Також контролювали pH модельних розчинів і за необхідності коригували його значення до бажаного додаванням лугу чи кислоти.

### Обговорення результатів

При фіксованому часі контакту фенолвмісної води з композиційним каталізатором-сорбентом ефективність видалення фенолу залежить від тривалості модифікації. MnO<sub>2</sub> осідає на стінках пор, поступово їх заповнюючи і, таким чином, зменшуючи сорбційну площу. Зміна площі поверхні обернено залежить від тривалості модифікації – зменшення площі тим більше, чим триваліший контакт вугілля з розчином перманганату калію. Цим пояснюється нижча концентрація фенолу в очищеній воді при використанні немодифікованого вугілля у початковий період сорбції (рис. 1).

У той же час, при збільшенні тривалості контакту модифікованого вугілля з очищеною водою досягається нижча концентрація фенолу, порівняно з використанням немодифікованого вугілля за тієї ж тривалості сорбції. Це свідчить про те, що фенол, сорбований на поверхні з окиснювальними властивостями, руйнується. При цьому сорбційна поверхня частково відновлюється й виявляється доступною для нових порцій фенолу.

Фенол у воді дисоціює з утворенням негативно зарядженого фенолят-іону. Часточки MnO<sub>2</sub> мають позитивний ξ-потенціал. Протилежно заряджені молекули фенолу притягуються за допомогою електростатичних сил, тому окиснення цих молекул досить помітне.

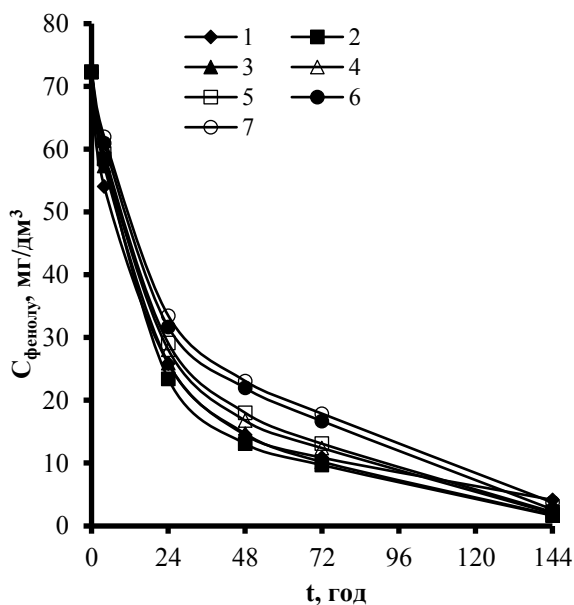


Рис. 1 – Залежність концентрації фенолу від тривалості контакту вугілля з розчином  $KMnO_4$  та від тривалості модифікації вугілля: 1 – немодифіковане вугілля; 2 – 5 хв; 3 – 15 хв; 4 – 30 хв; 5 – 45 хв; 6 – 60 хв; 7 – 90 хв

На кривих сорбції модифікованим вугіллям через дві доби спостерігається злам і різке сповільнення сорбції. Найімовірніше, у початковий момент сорбції заповнюються макро- і мезопори, тому спостерігається досить значне зниження концентрації фенолу, після чого починають заповнюватися мікропори і через значно сповільнену дифузію швидкість сорбції різко падає.

Таким чином, використання сорбентів, на поверхні яких осаджений окисник  $MnO_2$ , дає можливість досягнути глибшого ступеня видалення фенолу з води, ніж при використанні немодифікованого сорбенту.

Результати дослідження впливу рН на ефективність вилучення фенолу відображені на рис. 2.

У сильноокислому середовищі (рН 2) ступінь очистки сягав 91% для  $F300-MnO_2$  і 89% для немодифікованого вугілля. Він зростав до 97-98% з підвищенням рН до 4-5 для  $F300-MnO_2$  і 5-6 для  $F300$ , після чого різко падав при подальшому підвищенні лужності середовища. Відносно низький рівень очистки при сильноокислих значеннях рН можна пояснити наступним. Очевидно, при сорбції фенолу важливу роль відіграє електростатичне притягання негативно-заряджених фенолят-іонів та позитивно заряджених активних центрів активованого вугілля та зерен  $MnO_2$  у випадку  $F300-MnO_2$ . При рН 2 фенол знаходиться у протонірованому стані, тому електростатичне притягання практично не спостерігається. У лужному середовищі активні кислотні центри вугілля частково нейтралізовані  $OH^-$  іонами, які конкурують з фенолят-іонами, що також призводить до значного зниження сорбції фенолу. Крім того, кисле середовище сприяє перебігу реакції окислення фенолу на композиційному сорбенті, тому

і були досягнуті нижчі залишкові концентрації фенолу, не дивлячись на певне зниження питомої поверхні контакту  $F300-MnO_2$  з модельними розчинами внаслідок часткового заповнення пор кристалами  $MnO_2$ .

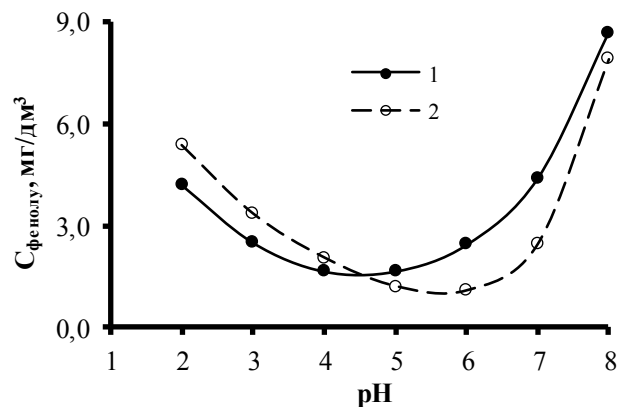


Рис. 2 – Залежність залишкової концентрації фенолу від рН при контакті з  $F300-MnO_2$  (1) і  $F300$  (2) ( $C_{поч\ фенолу} = 50\text{ мг/дм}^3$ )

Слід відмітити, що сорбція фенолу на немодифікованому вугіллі практично не призводила до зміни рН середовища: воно підвищувалося на 0,3-0,6 одиниць. Однак у випадку використання  $F300-MnO_2$  рН протягом сорбції не змінювалася лише при початкових рН 2 і 3, а при рН 4 і 5 його значення зростало на 1,5-2 одиниці, яке після зниження його до бажаного значення знову зростало. Особливо значне зростання рН при сорбції фенолу спостерігалось при початковому рН 4, при цьому ж значенні спостерігається і найвищий ступінь очистки модифікованим вугіллям. Підвищення рН пояснюється тим, що протони використовуються у напівреакції відновлення  $MnO_2$  до  $Mn^{2+}$ . Це ще раз підтверджує, що при очистці води від фенолу вугіллям з осадженим на його поверхні  $MnO_2$  крім сорбції на поверхні вугілля також протікають реакції окислення фенолу.

Протікання процесів окислення фенолу на осадженому у порах вугілля  $MnO_2$  було підтверджено також побудованими ізотермами сорбції. Для цього наважки сорбентів 1 г контактували з розчинами фенолу об'ємом  $100\text{ см}^3$  у діапазоні концентрацій 20-1000  $\text{мг/дм}^3$ . По закінченню часу контакту 24 год визначали залишковий вміст фенолу. Питома адсорбція фенолу різко збільшувалася при збільшенні часу контакту сорбенту з модельним розчином. Через 1 год контакту питома сорбція фенолу для  $F300-MnO_2$  становила близько 50  $\text{мг/г}$  в той час як через 1 добу вона зростала майже в 5 разів і перевищувала величину питомої адсорбції для вихідного немодифікованого вугілля (рис. 3).

Гранична сорбційна ємність вугілля Filtrasorb 300 по фенолу становила 176  $\text{мг/г}$ . Низькі значення сорбції протягом 1 години, найімовірніше, обумовлені дифузійними обмеженнями у пористому просторі композиційного сорбенту.

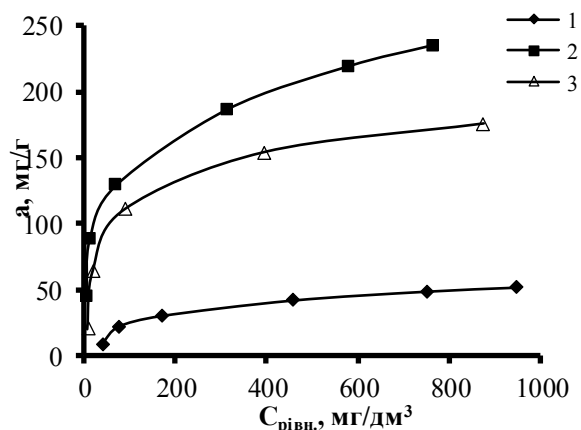


Рис. 3 – Ізотерми сорбції фенолу на F300-MnO<sub>2</sub> (1, 2) і F300 (3) при часі контакту 1 год (1) і 1 доба (2, 3)

### Висновки

Композиційний сорбент F300-MnO<sub>2</sub>, отриманий осадженням MnO<sub>2</sub> на активованому вугіллі Filtrasorb 300, по відношенню до фенолу проявляє сорбційні властивості, які значно перевищують властивості вихідного вугілля, що може бути пояснено поєднанням процесів поверхневої сорбції у порах сорбенту та наступного окиснення сорбованих молекул фенолу. Вказаний ефект найбільш помітно спостерігається при збільшенні тривалості контакту композиційного сорбенту з очищуваною водою. Найвищий ступінь видалення фенолу з води спостерігався у слабкислому середовищі: при pH 4-5 для F300-MnO<sub>2</sub> і 5-6 для F300. Найвища досягнута величина питомої сорбції становила 176 мг/г і 235 мг/г для немодифікованого F300 і F300-MnO<sub>2</sub> відповідно.

### Список літератури

1. Remke S. C., Bürgin T. H., Ludvíková L., Heger D., Wenger O. S., von Gunten U., Canonica S. Photochemical oxidation of phenols and anilines mediated by phenoxyl radicals in aqueous solution. *Water Research*, 2022. № 213, 118095. doi:10.1016/j.watres.2022.118095.
2. Xie B., Qin J., Wang S., Li X., Sun H., Chen W. Adsorption of Phenol on Commercial Activated Carbons: Modelling and Interpretation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2020. Vol. 17, № 789. doi:10.3390/ijerph17030789.
3. Al-Khalid T., El- Naas M. H. Aerobic Biodegradation of Phenols: A Comprehensive Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 2012. Vol. 42, № 16, P. 1631-1690. doi:10.1080/10643389.2011.569872, 2012.
4. Rocha-Martin J., Velasco-Lozano S., Guisan J. M., Lopez-Gallego F. Oxidation of phenolic compounds catalyzed by immobilized multi-enzyme systems with integrated hydrogen peroxide production. *Green Chemistry*. 2014. Vol. 16, № 1. P. 303-311. doi:10.1039/c3gc41456f.
5. Oputu O. U., Fatoki O. S., Opeolu B. O., Akharam M. O. Degradation Pathway of Ozone Oxidation of Phenols and Chlorophenols as Followed by LC-MS-TOF, *Ozone: Science & Engineering*. 2020. Vol. 42, № 4. P. 294-318. doi:10.1080/01919512.2019.1660617.

6. Xavier J. L. N., Ortega E., Ferreira J. Z., Bernardes A. M., Pérez-Herranz, V. An electrochemical Study of Phenol Oxidation in Acidic Medium. *International Journal of Electrochemical Science*. 2011. № 6, P. 622-636.
7. Al-Obaidi M.A., Chakib K.-Z., I. M. Mujtaba. Removal of phenol from wastewater using spiral-wound reverse osmosis process: model development based on experiment and simulation. *Journal of Water Process Engineering*. 2017. № 18. P. 20-28. doi:10.1016/j.jwpe.2017.05.005.
8. Хохотва А. П., Мельникова Н. В. Очистка фенолсодержащих вод окислением на суспензии MnO<sub>2</sub>. *Энерготехнологии и ресурсосбережение*. 2008. 5. С.59-61.
9. Zankowski S. P., van Hoecke L., Mattelaer F., de Raedt M., Richard O., Detavernier Ch., Vereecken P. M. Redox Layer Deposition of Thin Films of MnO<sub>2</sub> on Nanostructured Substrates from Aqueous Solutions. *Chemistry of Materials*. 2019. Vol. 31, № 1. P. 4805-4816. doi: 10.1021/acs.chemmater.9b01219.
10. Garten L. M., Selvarasu P., Perkins J., Ginley D., Zakutayev A. Phase formation of manganese oxide thin films using pulsed laser deposition. *Materials Advances*. 2021, Vol. 2, № 1, P. 303-309. doi: 10.1039/d0ma00417k.
11. Immanuel P., Senguttuvan G., and Mohanraj K. Enhanced Activity of Chemically Synthesized Nanorod Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Thin Films for High Performance Supercapacitors. *International Journal of Thin Film Science and Technology* 2020. Vol. 9, № 1, P. 57-67. doi:10.18576/ijtfst/090109.
12. Иванова А. Г., Юлмухаметов В. В., Масалович М. С., Загребельный О. А., Кручинина И. Ю., Шилова О. А. Технологический маршрут изготовления экспериментального псевдоконденсатора и его электротехнические характеристики. *Наука, техника и образование*. 2018. № 12 (53). С. 23-31. doi: 10.20861/2312-8267-2018-53-005.

### References (transliterated)

1. Remke S. C., Bürgin T. H., Ludvíková L., Heger D., Wenger O. S., von Gunten U., Canonica S. Photochemical oxidation of phenols and anilines mediated by phenoxyl radicals in aqueous solution. *Water Research*, 2022, 213, 118095, doi:10.1016/j.watres.2022.118095.
2. Xie B., Qin J., Wang S., Li X., Sun H., Chen W. Adsorption of Phenol on Commercial Activated Carbons: Modelling and Interpretation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, Vol. 17, 789, doi: 10.3390/ijerph17030789.
3. Al-Khalid T., El- Naas M. H. Aerobic Biodegradation of Phenols: A Comprehensive Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 2012, Vol. 42, 16, P. 1631-1690, doi: 10.1080/10643389.2011.569872, 2012.
4. Rocha-Martin J., Velasco-Lozano S., Guisan J. M., Lopez-Gallego F. Oxidation of phenolic compounds catalyzed by immobilized multi-enzyme systems with integrated hydrogen peroxide production. *Green Chemistry*, 2014, Vol. 16, 1, P. 303-311, doi:10.1039/c3gc41456f.
5. Oputu O. U., Fatoki O. S., Opeolu B. O., Akharam M. O. Degradation Pathway of Ozone Oxidation of Phenols and Chlorophenols as Followed by LC-MS-TOF, *Ozone: Science & Engineering*, 2020, Vol. 42, 4, P. 294-318, doi: 10.1080/01919512.2019.1660617.
6. Xavier J. L. N., Ortega E., Ferreira J. Z., Bernardes A. M., Pérez-Herranz, V. An electrochemical Study of Phenol Oxidation in Acidic Medium. *International Journal of Electrochemical Science*, 2011, 6, P. 622-636.

7. Al-Obaidi M.A., Chakib K.-Z., I. M. Mujtaba. Removal of phenol from wastewater using spiral-wound reverse osmosis process: model development based on experiment and simulation. *Journal of Water Process Engineering*, 2017, 18, P. 20-28, doi:10.1016/j.jwpe.2017.05.005.
8. Khokhotva O. P., Melnykova N. V. Ochistka fenolsoderzhashchikh vod okisleniyem na suspenzii MnO<sub>2</sub> [Phenol containing water treatment by oxidation on MnO<sub>2</sub> suspension]. *Energy Technologies and Resource Saving*, 2008, no 5, P. 59-61.
9. Zankowski S. P., van Hoecke L., Mattelaer F., de Raedt M., Richard O., Detavernier Ch., Vereecken P. M. Redox Layer Deposition of Thin Films of MnO<sub>2</sub> on Nanostructured Substrates from Aqueous Solutions. *Chemistry of Materials*, 2019, Vol. 31, 1, P. 4805-4816, doi: 10.1021/acs.chemmater.9b01219.
10. Garten L. M., Selvarasu P., Perkins J., Ginley D., Zakutayev A. Phase formation of manganese oxide thin films using pulsed laser deposition. *Materials Advances*, 2021, Vol. 2, 1, P. 303-309, doi: 10.1039/d0ma00417k.
11. Immanuel P., Senguttuvan G., and Mohanraj K. Enhanced Activity of Chemically Synthesized Nanorod Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Thin Films for High Performance Supercapacitors. *International Journal of Thin Film Science and Technology*, 2020, Vol. 9, 1, P. 57-67, doi: 10.18576/ijfst/090109.
12. Ivanova A. G., Yulmukhmetov V. V., Masalovich M. S., Zagrebely O. A., Kruchinina I. Yu., Shilova O. A. Tekhnologicheskii marshrut izgotovleniya eksperimental'nogo psevdokondensatora i yego elektrotekhnicheskiye kharakteristiki [Technological route for manufacturing an experimental pseudocapacitor and its electrical characteristics]. *Science, Technology and Education*, 2018, 12(53), P. 23-31, doi:10.20861/2312-8267-2018-53-005.

### Відомості про авторів (About authors)

**Хохотва Олександр Петрович** – доктор технічних наук, доцент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», доцент кафедри екології та технології рослинних полімерів; м. Київ, Україна; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2607-9242>; e-mail: [khokhotva@bigmir.net](mailto:khokhotva@bigmir.net).

**Oleksandr Khokhotva** – Doctor of Technical Sciences (Dr. Sc.), Docent, Associate Professor, Department of Ecology and Technology of Plant Polymers, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, Ukraine; ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2607-9242>; e-mail: [khokhotva@bigmir.net](mailto:khokhotva@bigmir.net).

**Бутченко Людмила Іванівна** – кандидат технічних наук, доцент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», доцент кафедри екології та технології рослинних полімерів; м. Київ, Україна.

**Liudmyla Butchenko** – Candidate of Technical Sciences (Ph. D.), Docent, Associate Professor, Department of Ecology and Technology of Plant Polymers, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, Ukraine.

*Будь ласка, посилайтеся на цю статтю наступним чином:*

Хохотва О. П., Бутченко Л. І. Дослідження процесів сорбційного вилучення фенолу композиційним сорбентом F300-MnO<sub>2</sub>. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях.* – Харків: НТУ «ХПІ». 2022. № 1 (11). С. 64-68. doi:10.20998/2413-4295.2022.01.10.

*Please cite this article as:*

Khokhotva O., Butchenko L. Investigation of phenol sorption removal process by composite sorbent F300-MnO<sub>2</sub>. *Bulletin of the National Technical University "KhPI". Series: New solutions in modern technology.* – Kharkiv: NTU "KhPI", 2022, no. 1(11), pp. 64-68, doi:10.20998/2413-4295.2022.01.10.

*Пожалуйста, ссылайтесь на эту статью следующим образом:*

Хохотва А. П., Бутченко Л. И. Исследование процессов сорбционного извлечения фенола композиционным сорбентом F300-MnO<sub>2</sub>. *Вестник Национального технического университета «ХПИ». Серия: Новые решения в современных технологиях.* – Харьков: НТУ «ХПИ». 2022. № 1 (11). С. 64-68. doi:10.20998/2413-4295.2022.01.10.

**АННОТАЦІЯ** Фенольні сполуки являються широко розповсюдженими забруднювачами сточних вод, образуються в нафтяній і нафтехімічній промисловості, конверсії вугля і при виробництві фенола. Феноли широко використовуються для комерційного виробництва різноманітних пластмас, використовуваних як конструкційні матеріали в автомобілебудуванні і в виробництві обладнання, при виготовленні епоксидних смол і клеїв. Зливання фенольних вод в водойми і водотоки різко погіршує їх загальне санітарне становище, впливаючи на живі організми не тільки своєю токсичністю, але і значимим змінням режиму біогенних елементів і розчинених газів. Серед методів вилучення фенолів зі сточних вод найбільш різноманітними відзначаються окислювальні методи: фотохімічне, аеробне біологічне, ферментативне, електрохімічне окислення, окислення озonom. Робота присвячена дослідженню умов видалення фенола з використанням композиційного сорбента з активною окислювальною фазою. В роботі отримано композиційний сорбент F300-MnO<sub>2</sub> осаждением диоксида марганца на поверхности пор активированного угля Filtrasorb 300. Изучены условия модификации активированного угля раствором KMnO<sub>4</sub> для интенсификации процесса удаления фенола из водных растворов. Установлено, что лучший эффект очистки воды достигается при модификации угля раствором KMnO<sub>4</sub> с концентрацией 0,025 моль-экв/дм<sup>3</sup> в течение 5-15 мин. Исследуя влияние pH на эффективность удаления фенола композиционным сорбентом и немодифицированным углем, установлено, что наивысшая степень удаления фенола из воды наблюдается в слабкокислой среде: при pH 4-5 для F300-MnO<sub>2</sub> и при pH 5-6 для немодифицированного угля F300. Полученные изотермы сорбции фенола на F300 и F300-MnO<sub>2</sub> показали, что модификация раствором KMnO<sub>4</sub> усиливает сорбционную способность угля. Эффект окислительного удаления загрязнителей более заметен при проведении процесса в течение относительно длительного времени (нескольких дней или недель). В противном случае лимитирующим факторами становятся уменьшенная удельная площадь поверхности сорбента в результате ее частичного заполнения наночастицами MnO<sub>2</sub>, и диффузия внутри зерен композиционного сорбента, в результате которых удаление фенола немодифицированным углем становится более эффективным.

**Ключевые слова:** композиційний сорбент; сорбція; фенол; активованний уголь; MnO<sub>2</sub>; гетерофазне окислення

Надійшло (received) 01.03.2022