



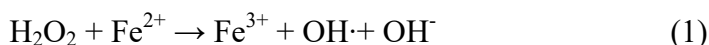
Degradacja małowcząsteczkowych WWA w modyfikowanym procesie Fentona

Jolanta Kozak, Maria Włodarczyk-Makuła
Politechnika Częstochowska

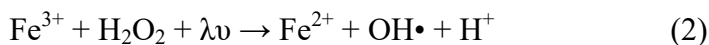
1. Wstęp

Podczas oczyszczania gazu pochodzącego z procesu odgazowania węgla powstają ścieki koksownicze charakteryzujące się wysokimi stężeniami toksycznych związków organicznych i nieorganicznych. Pomimo tego, że ścieki te są poddawane procesom biologicznego oczyszczania w przykładowych oczyszczalniach ścieków, to odpływy w dalszym ciągu obciążone są dużą ilością mikrozanieczyszczeń organicznych, w tym wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Obecność WWA w ściekach potwierdzają doniesienia literaturowe jak i wcześniejsze badania współautorów (Włodarczyk-Makuła 2007, Włodarczyk-Makuła, 2005, Lim i in. 2003). Odprowadzanie tych ścieków do odbiornika lub wykorzystanie ich do zakładowych celów nie zawsze jest możliwe ze względu na ograniczenia prawne (Rozporządzenie Ministra Środowiska 2014). Badania nad ograniczeniem ładunku tych związków ma duże znaczenie w zakresie ochrony wód powierzchniowych, WWA bowiem wykazują toksyczne właściwości oraz działanie rakotwórcze, mutagenne i genotoksyczne na organizmy wodne (Forsgren 2015, Pampanin i Sydnese 2007, IARC 2010, Abdel-Shafy i Mansour 2016, Petry i in. 1996). Ze względu na ilość pierścieni w cząsteczce WWA, można wyróżnić mało- i wielocząsteczkowe WWA, każda z tych grup, a także poszczególne związki, różnią się właściwościami fizyko-chemicznymi. WWA małowcząsteczkowe są mniej trwałe, łatwiej rozpuszczalne w wodzie i bardziej podatne na przemiany abiotyczne i biotyczne (Lawal 2017). Ze ścieków mogą być usuwane w procesach adsorpcji na cząst-

kach stałych czy separacji membranowej. Natomiast w procesach biologicznych i zaawansowanego utleniania (AOP) możliwa jest ich degradacja. Metody AOPs oparte są na inicjowaniu powstawania rodników, szczególnie rodników hydroksylowych (Munter 2001, Cheng i in. 2016). Jedną z metod zaliczanych do AOP jest proces foto-Fentona polegający na degradacji związków organicznych z wykorzystaniem odczynnika Fentona ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) w środowisku kwaśnym. Dodatkowo proces wspomagany jest promieniowaniem UV. W podstawowej reakcji Fentona wydzielanie rodników hydroksylowych z H_2O_2 przebiega zgodnie z reakcją (1) (Zepp i in. 1992, Litter i Quici 2010, Andreozzi i in. 1999, Pereira i in. 2012).



W reakcji foto-Fentona dzięki promieniowaniu UV następuje regeneracja jonów Fe^{2+} oraz produkowane są dodatkowe rodniki $\text{OH}\cdot$ co wpływa na zwiększenie efektywności degradacji zanieczyszczeń (reakcja 2 i 3) (Northup i Cassidy 2008).



Obecnie prowadzi się badania nad modyfikacją procesu opartego na reakcji Fentona. Dlatego stosowane są inne niż nadtlenek wodoru źródła rodników hydroksylowych. Wśród związków chemicznych mogących spełniać taką rolę wymienia się nadtlenek wapnia, nadwęglan sodu czy nadsiarczan potasu (Barbusiński 2013). Związki te jednak nie były stosowane do degradacji WWA. Celem badań było porównanie stopnia degradacji wybranych WWA w ściekach przemysłowych podczas procesu foto-Fentona z zastosowaniem różnych źródeł rodników hydroksylowych jakimi był nadtlenek wodoru, nadtlenek wapnia lub nadwęglan sodu.

2. Metodyka badań

2.1. Substraty

Materiałem badanym były wstępnie oczyszczone ścieki koksownicze pobrane z zakładowej oczyszczalni ścieków, z odpływu z osadnika wtórnego. W oczyszczalni tej prowadzone są procesy biologicznego utleniania zanieczyszczeń organicznych, nityfikacji i denityfikacji

z wykorzystaniem osadu czynnego. Wstępnym etapem przygotowania ścieków do badań utleniania było przefiltrowanie ścieków w celu usunięcia zawiesiny. Ścieki te zostały scharakteryzowane pod względem zawartości związków organicznych wyrażonych wskaźnikami ogólnymi ChZT, OWO oraz początkowego stężenia WWA.

2.2. Badania technologiczne

Badania utleniania związków organicznych, w tym WWA, w ściekach koksowniczych prowadzono w warunkach laboratoryjnych. Badania prowadzono w trzech seriach. W pierwszej serii do ścieków wprowadzano nadtlenek wapnia CaO_2 , następnie próbkę zakwaszono i dodano siarczan żelaza $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Następnie próbki eksponowano na działanie promieni ultrafioletowych. W drugiej serii, do ścieków wprowadzano roztwór nadtlenu wodoru, a w trzeciej serii badań zastosowano nadwęglan sodu. W badaniach przyjęto jako stałe wartości: dawkę $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (1 g/L), czas reakcji na poziomie 20 minut, czas ekspozycji na promieniowanie ultrafioletowe wynoszące 8 minut, a także wysokość warstwy naświetlanych ścieków (2 mm) oraz ustaloną wartość pH ścieków (3,5-3,8). Dawki nadtlenu wapnia CaO_2 , nadtlenu wodoru H_2O_2 oraz nadwęglanu sodu $\text{NaCO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$ zostały ustalone na podstawie obliczeń stechiometrycznych tak, aby proporcje jonów żelaza do wydzielonego w reakcji nadtlenu wodoru wynosiły odpowiednio 0,5; 0,4; 0,3; 0,2; 0,1. Zastosowano nadwęglan sodu oraz nadtlenek wapnia w postaci stałej (proszek), natomiast nadtlenek wodoru w postaci 30%-ego roztworu. Naświetlanie prowadzono z wykorzystaniem lampy emitującej światło UV-C o długości fali $\lambda = 264 \text{ nm}$. Po badaniach utleniania każdorazowo wykonano oznaczenia ChZT i OWO oraz stężenie wybranych WWA. Efektywność procesu foto-utleniania określano porównując stężenia przed i po procesie, a istotność tych zmian oceniono z wykorzystaniem testu t-Studenta w programie Statistica.

2.3. Metodyka analityczna oznaczania WWA

Wstępnym etapem była ekstrakcja substancji organicznych ze ścieków koksowniczych. Proces ten prowadzono w układzie ciecz-ciecz po wprowadzeniu mieszaniny cykloheksanu i dichlorometanu (5:1 v/v). Po 60 minutach wytrząsania ekstrakty oddzielono od ścieków i oczyszczano na żelu krzemionkowym w warunkach próżniowych. Uzyskany,

oczyszczony ekstrakt zatężono w strumieniu azotu i poddawano analizie GC-MS. W ściekach przed i po procesie foto-Fentona w w/w warunkach oznaczono ilościowo 2-pierścieniowy naftalen oraz 3-pierścieniowe węglowodory: acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren oraz antracen.

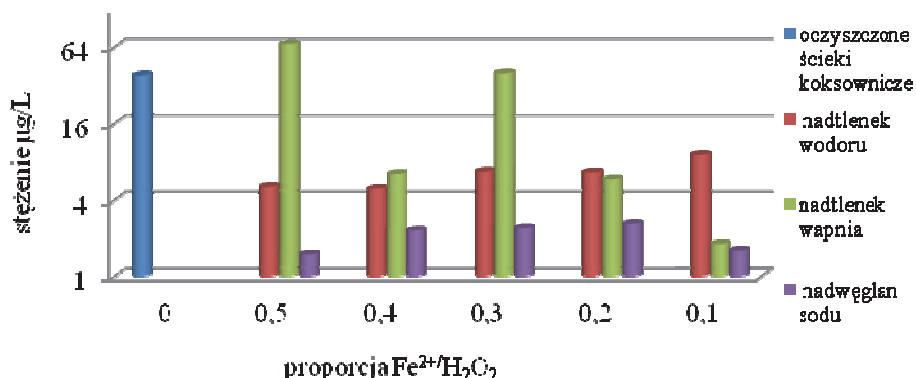
3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Zmiany zawartości związków organicznych (i niektórych nieorganicznych) określanych wskaźnikiem ChZT i OWO

Średnia zawartość zanieczyszczeń organicznych w oczyszczonych ściekach koksowniczych określona wskaźnikiem ChZT wynosiła 538 mg/L, natomiast średnia zawartość ogólnego węgla organicznego była na poziomie 180 mg/L. Po zastosowaniu nadtlenu wapnia wartość ChZT obniżyła się średnio o 30-35%, natomiast wartość OWO średnio o 46-56%. W przypadku innych reagentów tendencja zmian stężeń związków organicznych była podobna. Spadek wartości ChZT w obecności nadtlenu wodoru był większy (53-56%), natomiast spadek wartości OWO był mniejszy w porównaniu ze spadkiem odnotowanym po wprowadzeniu nadtlenu wapnia (26-43%). Zastosowanie nadwęglanu sodu było najmniej efektywne w utlenianiu zanieczyszczeń organicznych i spowodowało spadek wartości ChZT w zakresie 22-46% oraz OWO w zakresie 10-30%.

3.2. Degradacja WWA w ściekach koksowniczych

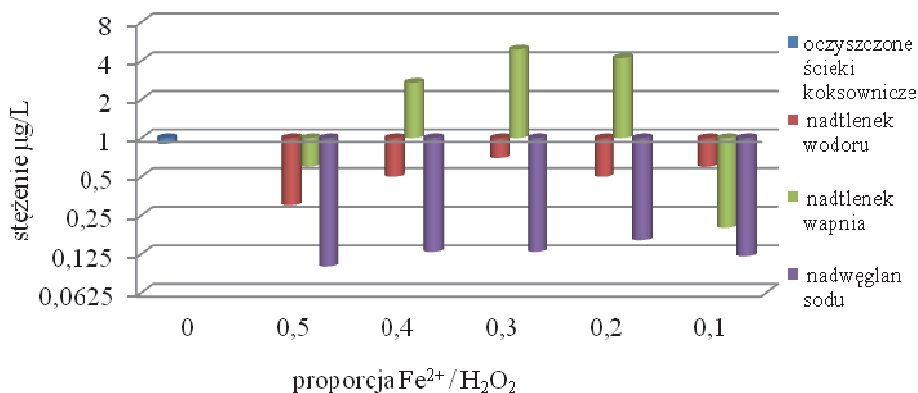
Badania wykazały, że całkowite stężenie analizowanych węglowodorów na początku eksperymentu wynosiło 88,9 $\mu\text{g/L}$. Po procesie utleniania w większości przypadków oznaczano mniejsze stężenia WWA. Na rysunku 1 przedstawiono zmiany stężenia naftalenu w procesie foto-utleniania. Po zastosowaniu nadtlenu wodoru zaobserwowano największy spadek stężenia naftalenu dla proporcji $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,4$, dla nadtlenu wapnia najlepsza okazała się proporcja $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,1$, natomiast nadwęglan sodu w proporcji $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2 - 0,5$ był najefektywniejszy. Stężenie węglowodorów 3-pierścieniowych wynosiło 50,6 $\mu\text{g/L}$ co stanowiło 56% sumy wszystkich badanych węglowodorów.



Rys. 1. Zmiany stężenia naftalenu podczas procesu utleniania

Fig. 1. Changes in the concentrations of naphthalene during oxidation process

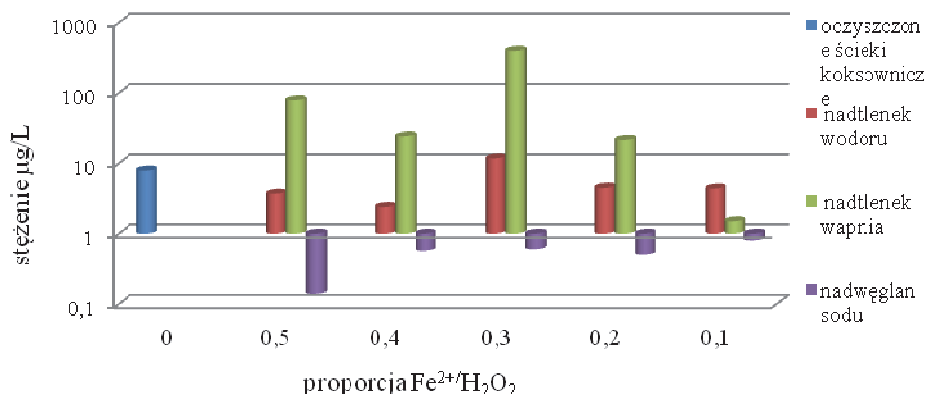
Największą skuteczność degradacji acenaftyleny i acenaftenu (rys. 2 i 3) uzyskano po zastosowaniu nadtlenku wodoru w warunkach reakcji foto-Fentona dla proporcji Fe²⁺/H₂O₂ – 0,5, podobnie jak w obecności nadwęglanu sodu.



Rys. 2. Zmiany stężenia acenaftyleny podczas procesu utleniania

Fig. 2. Changes in the concentration of acenaphthylene during oxidation process

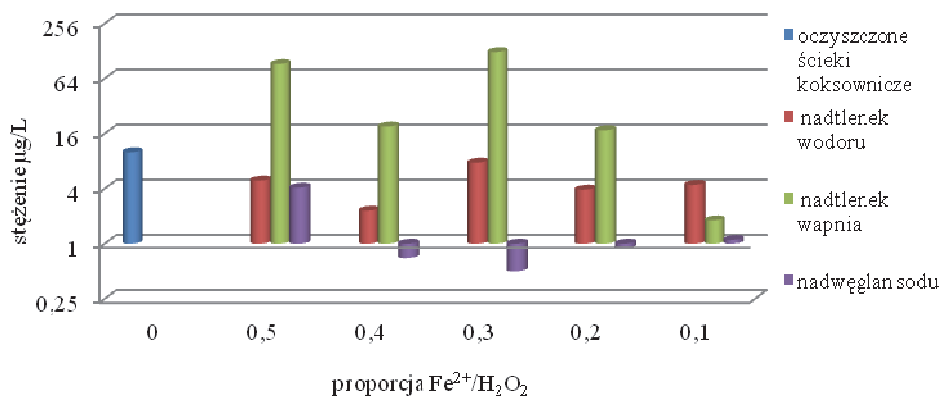
Po zastosowaniu nadtlenku wapnia najlepsza okazała się proporcja Fe²⁺/H₂O₂ – 0,1. Stężenie początkowe fluorenu w badanych ściekach wynosiło 10,6 µg/L, a fenantrenu – 31 µg/L.



Rys. 3. Zmiany stężenia acenafenu podczas procesu utleniania

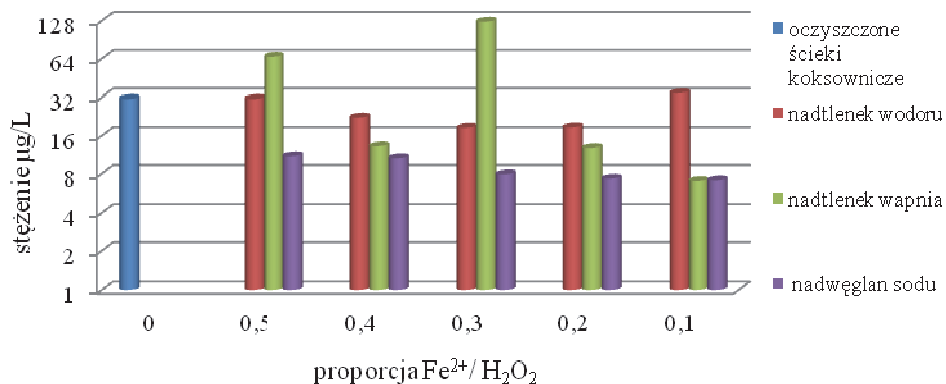
Fig. 3. Changes in the concentration of acenaphthene during oxidation process

Stożenie usunięcia fluorenu po zastosowaniu nadtlenku wodoru w procesie fotoutleniania był największy dla proporcji 0,4, natomiast dla fenantrenu najbardziej efektywna była proporcja 0,3. Gdy utleniaczem był nadtlenek wapnia, dla obu węglowodorów najbardziej efektywna była proporcja Fe²⁺/H₂O₂ – 0,1. Nadwęglan sodu w proporcji Fe²⁺/H₂O₂ – 0,3 pozwolił na najefektywniejszą degradację fluorenu, a w proporcji 0,1 – fenantrenu (rys. 4 i 5).



Rys. 4. Zmiany stężenia fluorenu podczas procesu utleniania

Fig. 4. Changes in the concentration of fluorene during oxidation process



Rys. 5. Zmiany stężenia fenantrenu podczas procesu utleniania

Fig. 5. Changes in the concentration of phenanthrene during oxidation process

Stężenie antracenu w ściekach surowych oraz po procesie utleniania z wykorzystaniem nadtlenu wodoru jak i nadtlenu wapnia było poniżej progu oznaczalności. Natomiast po wprowadzeniu nadwęglanu sodu odnotowano oznaczalne stężenia antracenu. Większe stężenia po procesie utleniania, w porównaniu z początkowym, odnotowano także w przypadku opisanych węglowodorów, lecz jedynie w klasycznej reakcji Fentona, gdzie utleniaczem był nadtlenek wodoru. Mogło to być wynikiem rozpadu złożonych związków organicznych występujących w ściekach koksowniczych i okresowym powstawaniem węglowodorów, które oznaczano w ramach badań. Rozpad ten przebiegał intensywnie w obecności nadtlenu wodoru. W tabeli 1 przedstawiono ocenę istotności zmian stężenia WWA podczas procesu foto-chemicznego utleniania. Odnotowane spadki stężenia WWA były istotne pod względem statystycznym dla większości przypadków. Jedynie zmiany stężenia antracenu nie były istotne statystycznie. Średnia zawartość ChZT w ściekach surowych wynosiła 538 mg/L. Po procesie utleniania niezależnie od źródła rodników hydroksyloowych odnotowano spadek wartości tego wskaźnika. Najskuteczniejszym okazał się nadtlenek wodoru, po zastosowaniu którego spadek wartości ChZT sięgał 56%. O 10% mniejszą efektywność utleniania związków uzyskano po zastosowaniu nadwęglanu sodu (do 46%). Podobne wyniki otrzymano po wprowadzeniu nadtlenu wapnia (30-35%).

Tabela 1. Ocena statystyczna uzyskanych rezultatów (test t-Studenta)**Table 1.** Statistical evaluation of the results (Student's test)

	Proporcja $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$														
	0,5			0,4			0,3			0,2			0,1		
	$\text{CaO}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{CaO}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{CaO}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{CaO}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{CaO}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$	$\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$
naftalen	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
acenaftylen	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
acenaften	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
fluoren	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
fenantren	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
antracen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

+/- istotne / nieistotne statystycznie

Średnia zawartość OWO w ściekach surowych była na poziomie 180 mg/L. Podczas utleniania prowadzonego z wykorzystaniem CaO_2 spadek wartości OWO sięgał średnio 56%. Mniejszą efektywność degradacji związków organicznych oznaczanych jako OWO odnotowano w pozostałych przypadkach, tzn. w granicach 26-43% oraz 10-30% w obecności odpowiednio H_2O_2 i $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$. Zbliżone wyniki uzyskano w badaniach opisanych w literaturze, gdzie w przypadku zastosowania odczynnika Fentona do oczyszczania rzeczywistych ścieków koksowniczych uzyskano ponad 76% redukcję ChZT. Zastosowanie natomiast w procesie Fentona produktów handlowych zawierających nadtlenek wapnia pozwoliło, na redukcję ChZT w ponad 70% (Barbusiński 2013, Barbusiński i in. 2016).

Całkowite początkowe stężenie WWA w ściekach koksowniczych pobranych z odpływu zakładowej oczyszczalni było niższe niż podawane w literaturze (Mielczarek i in. 2011). Podczas procesu foto-Fentona odnotowano spadek stężenia badanych WWA. Efektywność degradacji WWA była największa i sięgała 87% (80-87%) po wprowadzeniu nadwęglanu sodu do środowiska reakcji. Gdy zastosowano nad-

tlenek wapnia jako źródła rodników hydroksylowych stopień usunięcia WWA sięgał 85%. W reakcji foto-Fentona z zastosowaniem podstawowego odczynnika Fentona efektywność utleniania WWA była w granicach 40-63%. Efektywność degradacji poszczególnych węglowodorów w procesie utleniania sięgała 96%, ale też oznaczano stężenia większe po procesie utleniania w porównaniu z początkowym. Świadczy to zróżnicowanej podatności badanych związków na utlenianie chemiczne prowadzone z wykorzystaniem różnych reagentów, ale także o tym, że małowcząstkowe węglowodory jako produkty degradacji wielkocząsteczkowych związków mogą być po procesie utleniania oznaczane w wyższych stężeniach niż stężenia początkowe. Można przypuszczać, że przy wydłużeniu czasu reakcji nastąpić może dalsza degradacja tych produktów pośrednich. Otrzymane wyniki badań są zbieżne z danymi opisanymi przez Engwalla i wsp. (Engwall i in. 1999). Autorzy wykazali, że 2 i 3 pierścieniowe WWA były efektywniej degradowane w procesie foto-Fentona niż WWA wielkocząsteczkowe. W badaniach da Rocha i wsp. (Da Rocha i in. 2013) efektywność degradacji 16 WWA w ściekach petrochemicznych w procesie foto-Fentona sięgała 96%.

4. Wnioski

Na podstawie wyników badań otrzymanych w przyjętych warunkach doświadczenia można sformułować następujące wnioski:

- w procesie foto-Fentona z wykorzystaniem alternatywnych źródeł rodników hydroksylowych, możliwa jest degradacja związków organicznych, w tym WWA, w ściekach koksowniczych
- efektywność degradacji wybranych WWA zależała od rodzaju reagenta stosowanego w procesie foto-Fentona: dla badanych węglowodorów największą efektywność, sięgającą 87%, odnotowano w obecności nadwęglanu sodu.

Pracę zrealizowano w ramach BS/MN-402-301/17

Literatura

- Abdel-Shafy, H.I, Mansour M.S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25, 107-123.
- Andreozzi, R, Caprio, V, Insola, A, Marotta, R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53, 51-59.
- Barbusiński, K, Główkowska, J, Tomys, K. (2006). Coke plant wastewater treatment by Fenton reagent. *Archives of Environmental Protection*, 30, 21-28.
- Barbusiński, K. (2013). *Zaawansowane utlenianie w procesach oczyszczania wybranych ścieków przemysłowych*. Wydawnictwo Pol. Śląskiej, Gliwice, 50, 40-71.
- Cheng, M, Guangming, D., Huang, D., Lai, C. (2016), Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds-a review. *Chemical Engineering Journal*, 284, 582-598.
- Da Rocha, O.R.S, Danta, R.F, Bezerra, M, Lima, M, Lins V. (2013). Solar photo-Fenton treatment of petroleum extraction wastewater. *Desalination Water Treatment*, 55, 5785-5791.
- Engwall, M, Pignatello, J.J, Grasso D. (1999). Degradation and detoxification of the wood preservatives creosote and pentachlorophenol in water by the photo-fenton reaction. *Water Research*, 33, 1151-1158.
- Forsgren, A.J. (2015). *Occurrence and Fate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*, Taylo&Francis, Boca Raton.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 92: Some N-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Related Exposures; International Agency for Research on Cancer: Lyon, France,
- Lawal, A.T. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review, *Cogent Environmental Science*, 3, 1-89.
- Lim, B.R., Hu, H.Y., Fujic, K. (2003). Biological degradation and chemical oxidation characteristics of coke-oven wastewater. *Water Air And Soil Pollution*, 146, 23-33.
- Litter, M, Quici, N. (2010). Photochemical advanced oxidation processes for water and wastewater treatment. *Recent Patents of Engineering*, 4, 217-241.
- Mielczarek, K, Bohdziewicz, J, Kwarciak-Kozłowska, A. (2011). Coking plant wastewater treatment in integrated system combining volume coagulation and advanced oxidation with pressure membrane techniques. *CEER*, 7, 83-98.
- Munter, R. (2001). Advanced oxidation processes – current status and prospects. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 50, 59-80.
- Northup, A, Cassidy, D. (2008). Calcium peroxide CaO₂ for use in modified Fenton Chemistry. *Journal of Hazardous Materials*, 151, 1164-1170.

- Pampanin, D.M, Sydnés, M.O. (2007). *Petrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment Analysis, Synthesis, Toxicity, Environmental Impact*, Beckham Book, UAE.
- Pereira, M.C, Oliveira, L.C.A, Murad, E. (2012). Iron oxide catalysts: Fenton and Fenton like reactions – a review. *Clays Minerals*, 47, 285-302.
- Petry, T, Schmid, P, Schlatter, C. (1996). The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Chemosphere*, 32, 639-648.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi (Dz.U. poz. 1800, 2014).
- Włodarczyk-Makula, M. (2005). The loads of PAHs in wastewater and sewage sludge of municipal treatment plant. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 25, 183-194.
- Włodarczyk-Makula, M. (2007). *Zmiany ilościowe WWA podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów*. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Zepp, R.G, Faust B.C, Hoigne, J. (1992). Hydroxyl radical formation in aqueous reactions (pH 3-8) of iron (II) with hydrogen peroxide: the photo-Fenton reaction. *Environmental Science & Technology*, 26, 313-319.

Degradation of Low Molecular Weight PAHs in the Modified Fenton Process

Abstract

The article presents the results of use H_2O_2 , CaO_2 and $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$ under the conditions of the photo-Fenton reaction for the degradation of low molecular weight PAHs. The research was carried out using purified coke wastewater. Oxidation was carried out using the photo-Fenton process in an acidic medium. Various doses of calcium peroxide, hydrogen peroxide and sodium carbonate were used for the oxidation at a constant dose of $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ iron sulphate. Then the samples were exposed to UV-C radiation, with a wavelength $\lambda = 264 \text{ nm}$ for 480 s. The effectiveness of the oxidants was evaluated on the basis of changes in the values of COD and TOC index as well as changes in the concentration of tested PAHs. While maintaining the same process conditions, the PAHs degradation efficiency using $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$ under reaction conditions was in the range of 80-87%, using H_2O_2 – 40-63%, and using CaO_2 was to 85%.

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące zastosowania H_2O_2 , CaO_2 oraz $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$ w warunkach reakcji foto-Fentona do degradacji małocząsteczkowych WWA. Badania prowadzono z wykorzystaniem oczyszczonych ścieków koksowniczych. Utlenianie prowadzono z wykorzystaniem procesu foto-Fentona w środowisku kwaśnym. Do utleniania stosowano różne dawki nadtlenku wapnia, nadtlenku wodoru lub nadwęglanu sodu przy stałej dawce siarczanu żelaza $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$. Ścieki były ekspozowane na promieniowanie UV-C o długości fali $\lambda = 264 \text{ nm}$ przez 480 s. Efektywność zastosowanych utleniaczy oceniano na podstawie analizy zmian wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń ChZT, OWO oraz zmian stężenia wybranych WWA. Przy zachowaniu tych samych warunków procesowych efektywność degradacji WWA z zastosowaniem $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$ w warunkach reakcji była w granicach 80-87%, z zastosowaniem H_2O_2 : 40-63%, a z zastosowaniem nadtlenku wapnia sięgała 85%.

Słowa kluczowe:

WWA, ścieki, proces foto-Fentona, CaO_2 , H_2O_2 , $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$

Keywords:

PAHs, wastewater, photo-Fenton process, CaO_2 , H_2O_2 , $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5 \text{H}_2\text{O}_2$