

koagulacja, odwrócona osmoza (RO), ścieki koksownicze, WWA

Marzena SMOL* , Maria WŁODARCZYK-MAKUŁA*, Jolanta BOHDZIEWICZ**,
Karolina MIELCZAREK*, Dariusz WŁÓKA*

ZASTOSOWANIE KOAGULACJI ORAZ ODWRÓCONEJ OSMOZY DO USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ ZE ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH

W pracy przedstawione zostały wyniki badań dotyczących zastosowania zintegrowanego procesu doczyszczania ścieków przemysłowych: koagulacja – odwrócona osmoza (RO). W badaniach wykorzystano ścieki koksownicze oczyszczone biologicznie (poddane procesom denitryfikacji i nitryfikacji), odprowadzane z zakładowej oczyszczalni biologicznej. Efektywność zastosowanego układu oceniano na podstawie analizy zmian zawartości wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych (pH, jon amonowy, ChZT, OWO, OW, mętność) oraz zmian stężenia małych cząsteczkowych WWA. Oznaczono 6 WWA spośród listy szesnastu związków wskazanych przez EPA do analizy w próbkach środowiskowych (naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren oraz antracen). W pierwszym etapie badań ścieki zostały poddane koagulacji, w celu wstępnego podczyszczenia, a następnie kierowane były do modułu membranowego. Doczyszczanie ścieków koksowniczych przeprowadzono metodą odwróconej osmozy, z wykorzystaniem komercyjnej membrany polimerowej SE (GE Water). Użytkowano wysoki stopień usunięcia analizowanych wskaźników. Efektywność usunięcia Σ 6 WWA ze ścieków koksowniczych w procesie membranowym wynosiła 89,6%. Uwzględniając koagulację całkowity stopień usunięcia WWA sięgał 95,4%. Otrzymane wyniki wskazują na możliwość zastosowania zintegrowanego procesu koagulacja - RO do doczyszczania ścieków koksowniczych.

1. WPROWADZENIE

Odpadowe wody koksownicze należą do grupy najbardziej niebezpiecznych ścieków przemysłowych. Podczas produkcji koksu powstają ścieki zawierające wiele zanieczyszczeń, do których zalicza się: oleje, smoły, zawiesiny, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), fenole, toksyczne organiczne związki azotu i tiocyjania, cyjanki, amoniak, siarkowodór. Negatywny wpływ tych związków na stan środowiska wodnego,

* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Częstochowa

** Politechnika Śląska, Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Gliwice

a także toksyczne oddziaływanie na organizmy wskazuje na konieczność ich usuwania zanim ścieki wprowadzone zostaną do środowiska.

Zróżnicowany skład ścieków koksowniczych stanowi główny problem podczas doboru metody ich oczyszczania. Główne zadanie przyzakładowych oczyszczalni ścieków polega na zmniejszeniu ładunku zanieczyszczeń do wartości określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [12]. Obecnie we wszystkich zakładach koksowniczych realizowane są modernizacje instalacji oczyszczania gazu koksowniczego i oczyszczania ścieków, stosując najlepsze dostępne techniki (BAT), które mają znaczący aspekt ekologiczny [1, 6-8, 10, 13].

Z uwagi na fakt, iż wymagania w zakresie oczyszczania ścieków przemysłowych ulegają ciąglemu zaostrażaniu, aktualne jest opracowanie koncepcji i rozwiązań technologicznych zapewniających najwyższą możliwą elastyczność instalacji oczyszczania. Zalecane jest stosowanie układów zintegrowanych, łączących ze sobą klasyczne procesy jednostkowe stosowane w technologii ścieków (biologiczne, chemiczne i fizyczne) [9, 14]. W pracy przedstawiono układ zintegrowany koagulacja-odwrócona osmoza, który zapewnia usunięcie z oczyszczanych poprocesowych wód koksowniczych ładunku zanieczyszczeń w takim stopniu, aby mogły być one zawrócone do cyklu technologicznego w celu uzupełnienia obiegu gaśniczego mokrego gaszenia koksu [10].

2. SUBSTRAT BADAŃ I METODYKA ANALITYCZNA

Badania technologiczne prowadzono na ściekach koksowniczych, odprowadzanych z odpływu układu technologicznego zakładowej oczyszczalni ścieków. W oczyszczalni zakładowej prowadzone są procesy biologiczne polegające na wydzielonej denitryfikacji, nityfikacji i utlenianiu związków węgla. Oczyszczone ścieki pobierano trzykrotnie z zakładu. Każdorazowo wykonywano oznaczenia podstawowych wskaźników, takich jak pH, jon amonowy, ChZT (chemiczne zapotrzebowanie tlenu), OWO (ogólny węgiel organiczny), OW (węgiel organiczny).

Wyniki oznaczeń fizyczno-chemicznych ścieków koksowniczych pobieranych z zakładowej oczyszczalni przedstawiono w tabeli 1. Oznaczano także stężenie małowcząsteczkowych WWA, uznając je jako początkowe. Podstawowe właściwości sześciu małowcząsteczkowych WWA z listy EPA przedstawiono w tabeli 2.

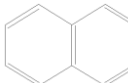
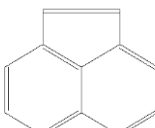

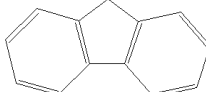

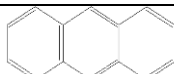
Do oznaczenia wskaźników fizyczno-chemicznych wykorzystano ogólnie przyjętą metodykę podaną przez Hermanowicza i wsp. [4]. Oznaczenia ChZT wykonywano metodą testową na spektrofotometrze HACH DR 4000, pH–metodą potencjometryczną. Do oznaczenia wskaźników OWO oraz OW wykorzystano metodę wysokotemperaturowego katalitycznego utleniania przy użyciu chromatografu Multi N/C 2100.

Tabela 1. Charakterystyka ścieków koksowniczych

Wskaźnik	Jednostka	Ścieki oczyszczone w przykładowej oczyszczalni	Dopuszczalne wskaźniki zanieczyszczeń ścieków [12]
pH	-	7,6	6,5-9,0
Temperatura	°C	43	35
ChZT	mg O ₂ /dm ³	725,3	125
Jon amonowy	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	162,4	10
OWO	mg C/dm ³	326,6	30
OW	mg C/dm ³	609,1	nn.
Mętność	NTU	391,1	nn.
Σ6WWA	μg/ dm ³	24,73	nn.

*nn.-nie normowane

Tabela 2. Charakterystyka małowcząsteczkowych WWA z listy EPA

Nazwa związku	Skrót	Masa molowa (g/mol)	Wzór cząsteczkowy	Budowa związku
Naftalen	Naf	128	C ₁₀ H ₈	
Acenaftylen	Acyl	152	C ₁₂ H ₈	
Acenaften	Ac	154	C ₁₂ H ₁₀	
Fluoren	Fl	166	C ₁₃ H ₁₀	
Fenantren	Fen	178	C ₁₄ H ₁₀	
Antracen	Ant	178	C ₁₄ H ₁₀	

Mętność wyznaczono przy użyciu mętnościomierza HACH 2100N IS Turbidimeter. Oznaczenie ilościowo-jakościowe WWA prowadzono z wykorzystaniem techniki wysokosprawnej chromatografii cieczowej (HPLC) na urządzeniu Thermo Scientific Spectra SYSTEM. Pierwszym etapem była ekstrakcja substancji organicznych ze ścieków, wspomagana polem ultradźwiękowym. Następnie próbki poddano wytrząsaniu przez 60 minut utrzymując stałą amplitudę. Uzyskane ekstrakty zostały oczyszczone metodą SPE (Solid Phase Extraction) z wykorzystaniem kolumniek wypełnionych żelazem krzemionkowym Bakerbond C18 (kondycjonowanie wypełnienia: metanol, woda, $3 \times 3 \text{ cm}^3$). Rozdział oznaczonych substancji odbywał się w układzie faz odwróconych na kolumnie Restek Pinnacle® II PAH 150 mm wypełnionej modyfikowaną formą żelaza krzemionkowego z oktadecylowymi grupami funkcyjnymi C18. Do ekstrakcji wykorzystano metodę gradientową z trzema rozpuszczalnikami o różnych stopniach polarności (woda, metanol, acetonitryl). Detekcja danych przeprowadzona została za pomocą detektora fluorescencyjnego FL3000 [17]. Oznaczeniu podlegały małowcząsteczkowe WWA: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren oraz antracen.

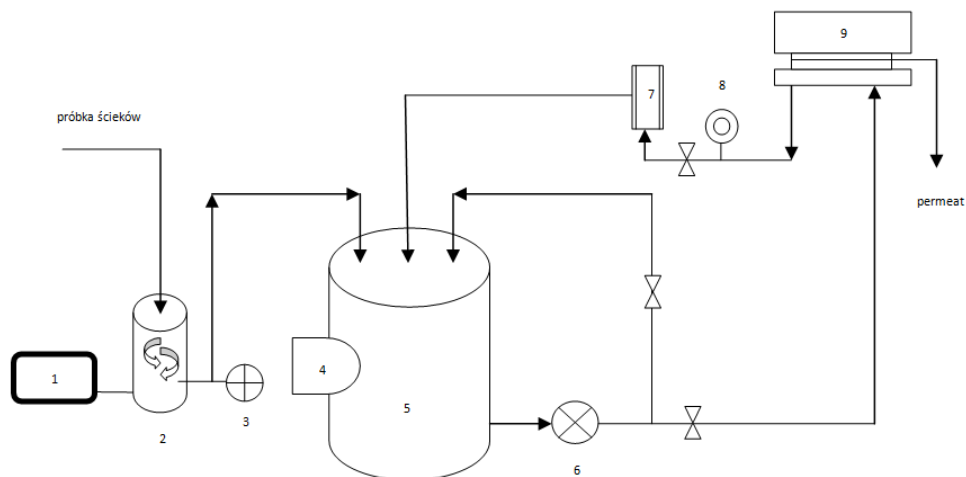
Pomimo tego, że ścieki koksownicze są podczyszczane na terenie zakładu, stopień zanieczyszczenia ścieków oczyszczonych wyklucza możliwość ich wprowadzania do odbiorników [11, 12].

3. BADANIA TECHNOLOGICZNE

W pierwszym etapie badań, ścieki poddano wstępnemu oczyszczaniu w procesie koagulacji w celu usunięcia nadmiernej ilości zawiesiny, która mogłaby wpłynąć na obniżenie wydajności membrany. Koagulację prowadzono metodą testu naczyniowego (szybkie mieszanie 30 sek, wolne mieszanie 60 min, sedymentacja 1 h). Jako koagulant stosowano siarczan glinu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (wyznaczono optymalną dawkę 130 mg/dm^3). Następnie ścieki kierowano do układu aparaturowego wyposażonego w płytowo-ramowy moduł membranowy typu SEPA CF-NP amerykańskiej firmy GE-Water.

W skład instalacji wchodziły: zbiornik ścieków poddawanych oczyszczaniu o pojemności 8 dm^3 z chłodnicą, rotometr, pompa wysokociśnieniowa oraz manometry i zawory (rys.1). Moduł membranowy wyposażony był w dwie płyty metalowe, pomiędzy którymi umieszczono płaską membranę w formie arkusza prostokątnego o wymiarach $190 \times 140 \text{ mm}$ (powierzchnia całkowita membrany wynosiła 155 cm^2 , a powierzchnia czynna – 144 cm^2). Doczyszczanie ścieków koksowniczych przeprowadzono metodą odwróconej osmozy, stosując membranę polimerową SE wytworzoną z kompozytu z cienką warstwą poliamidową (TF). Membrana ta pracuje w szerokim zakresie pH 1-11. Maksymalna dopuszczalna temperatura eksploatacji membrany

SE wynosi 50 °C. W celu uszczelnienia układu, całość wprowadzano do stalowej obudowy. Konstrukcja modułu umożliwia prowadzenie procesu w zamkniętym układzie krzyżowym (ang. *cross-flow*), w którym retentat zawracano do zbiornika nadawy [9].



Rys. 1. Schemat instalacji aparaturowej do prowadzenia procesu doczyszczania ścieków przemysłowych (1-flokulator, 2-zbiornik z mieszadłem, 3-pompa dozująca, 4-chłodnica, 5-zbiornik, 6-pompa ciśnieniowa, 7-rotamert, 8-manometr, 9-moduł membranowy)

Ocenę skuteczności procesu filtracji membranowej dokonano na podstawie analizy zmian stężenia wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych oraz zmian stężenia małowcząsteczkowych WWA w permeacie, a także na podstawie współczynnika retencji z zależności:

$$R = (1 - c/c_n)100 \quad (1)$$

w której:

R – współczynnik retencji, %

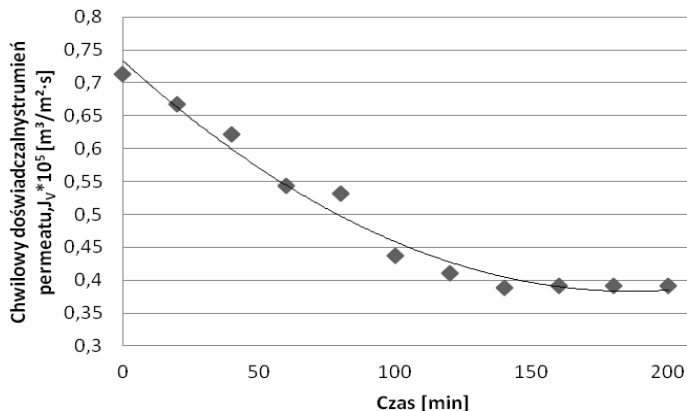
c_n – stężenie substancji w nadawie, g/m³,

c – stężenie substancji w permeacie, g/m³.

4. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

W trakcie trwania badań instalacja pracowała przy ciśnieniu roboczym transmembranowym równym 2MPa. Membranę wpracowywano poprzez filtrację wody destylowanej przez okres 2 h. Liniowa prędkość przepływu nad powierzchnią membrany była stała i wynosiła 2 m/s. Chwilowy objętościowy strumień permeatu ustabilizował

się po 120 minutach filtracji i wyniósł $0,581 \cdot 10^5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. Na rys. 2 przedstawiono zależność zmiany chwilowego objętościowego strumienia permeatu w czasie dla ścieków koksowniczych ($0,391 \cdot 10^5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$).



Rys. 2. Zależność zmiany wielkości doświadczalnego chwilowego strumienia permeatu od czasu prowadzenia procesu wysokociśnieniowej filtracji membranowej poprocesowych wód koksowniczych

W tabeli 3 porównano wartości wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki oczyszczone w układzie zintegrowanym koagulacja-odwrócona osmoza oraz oszacowane współczynniki retencji.

Tabela 3. Efektywność doczyszczania ścieków koksowniczych

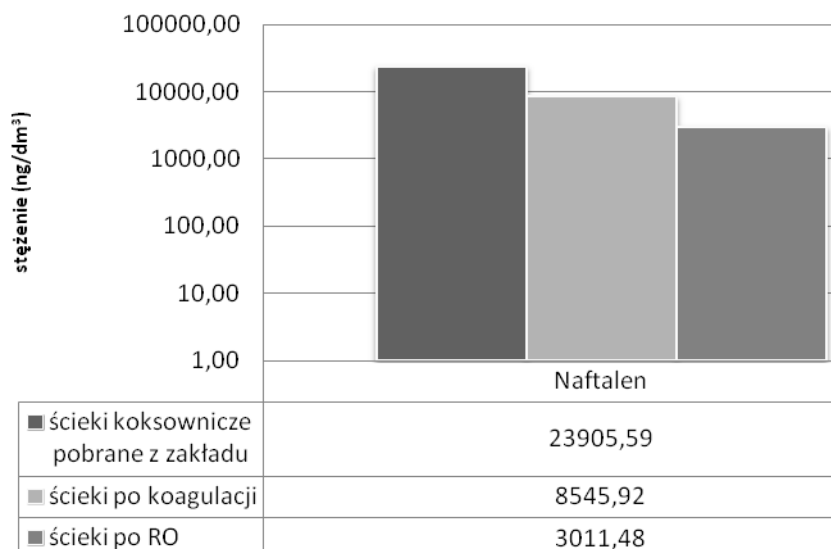
Wskaźnik	Jednostka	Ścieki oczyszczone				
		koagulacja		odwrócona osmoza (RO)		koagulacja- odwrócona osmoza (RO)
		wartość	Stopień usunięcia (%)	wartość	Współczynnik retencji, R (%)	Stopień usunięcia (%)
pH	-	5,9	-	8,4	-	-
ChZT	mg O ₂ /dm ³	531,2	26,8	98,4	80,7	86,4
Jon amonowy	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	131,6	19,0	12,4	90,6	92,4
OWO	mg C/dm ³	205,4	37,1	28,9	85,9	91,2
OW	mg C/dm ³	466,4	23,4	89,8	80,7	85,3
Mętność	NTU	75,5	80,7	0,97	98,7	99,8

Na podstawie otrzymanych wyników badań ścieki doczyszczane w procesie odwróconej osmozy nie spełniały norm jakościowych przedstawionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r., w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [12]. Stężenie jonu amonowego malało w trakcie procesów koagulacji i odwróconej osmozy i ostatecznie wynosiło $12,4 \text{ mgNH}_4^+/\text{dm}^3$, co nieznacznie przekracza wartość dopuszczalną wynoszącą $10 \text{ mgNH}_4^+/\text{dm}^3$. Efektywność usuwania jonu amonowego dla procesu koagulacji wynosiła 19%, zaś dla RO – 90,6%. Wcześniejsze badania Bohdziewicz i Mielczarek [9] wskazują iż podczas oczyszczania surowych ścieków koksowniczych w procesie odwróconej osmozy uzyskano wartość stężenia jonu amonowego wynoszącą $20,1 \text{ mgNH}_4^+/\text{dm}^3$. Zaobserwowano spadek zawartości ogólnego węgla organicznego po koagulacji i RO - $28,9 \text{ mg C}/\text{dm}^3$. Stężenie węgla organicznego obniżyło się do $466,4 \text{ mg C}/\text{dm}^3$ po koagulacji, a następnie do $89,8 \text{ mg C}/\text{dm}^3$ po procesie membranowym. Efektywność usunięcia OW z surowych ścieków koksowniczych podczas RO może wynieść 96,8%, a OWO – 97,4% [9]. Wartość pH ścieków po biologicznym oczyszczeniu w przyzakładowej oczyszczalni wynosiła 7,6. Wartość ta nieznacznie spadła podczas procesu koagulacji (5,9), a następnie wzrosła po odwróconej osmozie (8,4), jednak nie przekroczyła wartości dopuszczalnej dla ścieków oczyszczonych wynoszącej 6,5-9,0 [12]. Była także w zakresie wartości pH podanych przez Bartkiewicz (7,5-9,1) [1]. Stężenie związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT było wysokie po koagulacji ($531,1 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$), po procesie odwróconej osmozy spadło o 80,7% i ostatecznie wynosiło $98,4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Wartość mętności obniżyła się o 80,7% po koagulacji i o 98,7% po odwróconej osmozie i ostatecznie wyniosła 0,97 NTU.

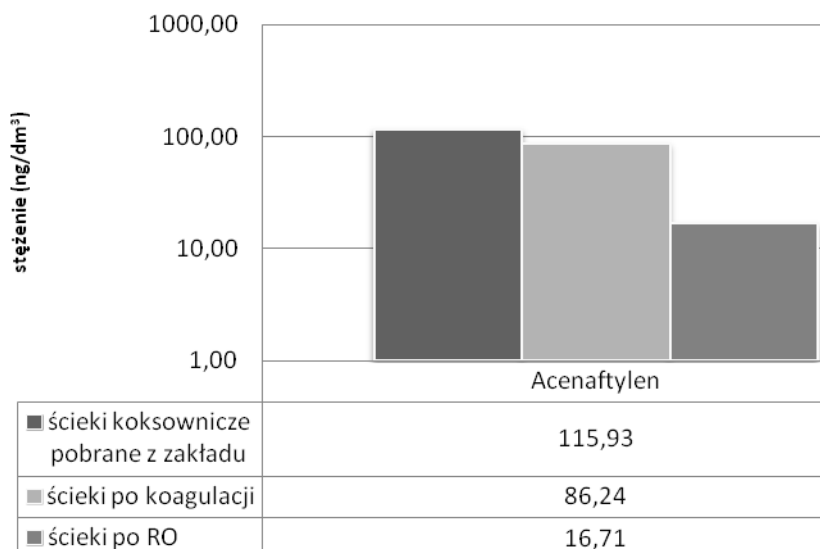
Z uwagi na nieznaczne przekroczenie wartości normatywnej w stosunku do jonu amonowego, analizowane ścieki nie mogą zostać odprowadzone do odbiornika naturalnego, natomiast mogą być one z powodzeniem zawrócone do cyklu technologicznego produkcji koksu i wykorzystane jako woda techniczna do gaszenia koksu wielkopiecowego [10].

Sumaryczne stężenie 6 WWA w ściekach koksowniczych wyniosło $24,73 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Zmiany stężenia poszczególnych WWA po kolejnych procesach oczyszczania przedstawiono na rys. 3-8.

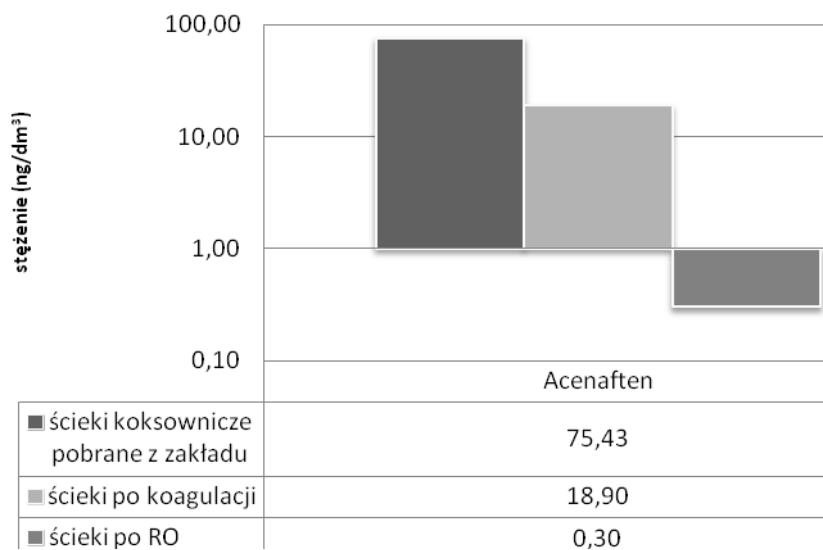
Decydujący wpływ na sumaryczną zawartość WWA w ściekach pobranych z zakładu, miał naftalen – przedstawiciel związków dwupierscieniowych (tabela 4). Stężenie naftalenu wyniosło $23,9 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$, co stanowiło 96,7% sumarycznego stężenia 6 oznaczanych WWA. Warto podkreślić, iż rozpuszczalność naftalenu jest najwyższa i wynosi $31\ 700 \text{ }\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [16].



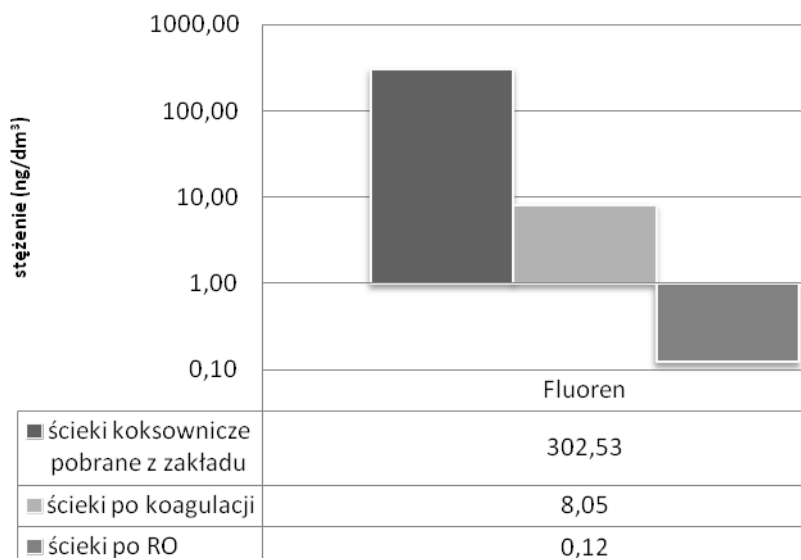
Rys. 3. Zmiany stężenia naftalenu w ściekach koksowniczych



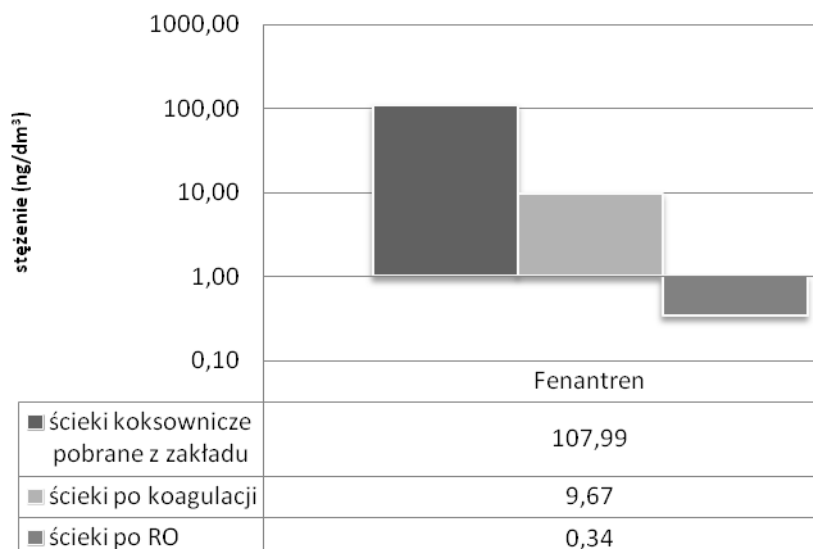
Rys. 4. Zmiany stężenia acenaftyleny w ściekach koksowniczych



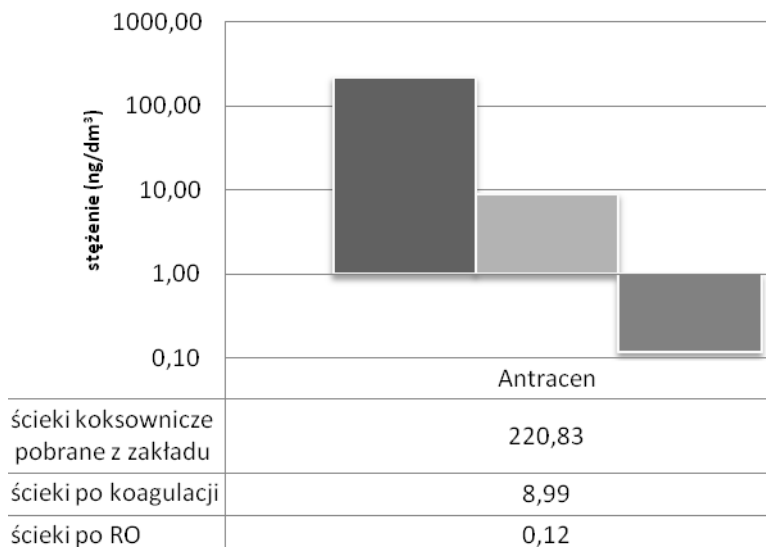
Rys. 5. Zmiany stężenia acenafthenu w ściekach koksowniczych



Rys. 6. Zmiany stężenia fluorenu w ściekach koksowniczych



Rys. 7. Zmiany stężenia fenantrenu w ściekach koksowniczych



Rys. 8. Zmiany stężenia antracenu w ściekach koksowniczych

Tabela 4. Procentowa zawartość WWA w oczyszczonych ściekach koksowniczych

WWA	Udział (%)			Stopień usunięcia (%)	Współczynnik retencji, R (%)	Stopień usunięcia (%)
	Ścieki koksownicze pobrane z zakładu	Ścieki koksownicze po koagulacji	Ścieki koksownicze po RO	Ścieki koksownicze po koagulacji	Ścieki koksownicze po RO	Ścieki koksownicze po koagulacji-RO
Naftalen	96,67	98,50	99,42	64,3	64,8	87,4
Acenaftylen	0,47	0,99	0,55	25,6	80,6	85,6
Acenaften	0,31	0,22	0,01	74,9	98,4	99,6
Fluoren	1,22	0,09	0,004	97,3	98,5	100
Fenantren	0,44	0,11	0,012	91,0	96,5	99,7
Antracen	0,89	0,09	0,004	95,9	98,7	99,9

Po procesie koagulacji odnotowano spadek stężenia analizowanych węglowodorów. Największe spadki stężeń wynoszące odpowiednio 97,3% oraz 95,9% odnotowano dla fluorenu i antracenu. Spadek stężeń fenantrenu również był wysoki i wyniósł 91%. Najmniejszy spadek stężenia wynoszący 25,6% odnotowano dla acenaftyleny. Stężenie naftalenu obniżyło się średnio o 64,3%, a acenaftenu o 74,9%.

Analizując zmiany stężenia WWA w ściekach podczas odwróconej osmozy także odnotowano mniejsze wartości dla analizowanych węglowodorów. Sumaryczne stężenie sześciu WWA wynosiło 3,03 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Uwzględniając współczynniki retencji otrzymane dla poszczególnych węglowodorów, stwierdzono zależność stopnia usunięcia od mas cząsteczkowych. Współczynnik retencji związków 3-pierścieniowych był większy niż dwupierścieniowego naftalenu (64,8%). Wyniki wcześniejszych doświadczeń potwierdzają tę zależność [5]. Największe wartości współczynników retencji uzyskano dla związku o największej masie cząsteczkowej - antracenu 98,7%. Najniższy współczynnik retencji wśród związków 3-pierścieniowych odnotowano dla acenaftyleny – 80,6%. Współczynniki retencji fluorenu i acenaftenu wyniosły odpowiednio 98,5% i 98,4%. Efektywność usunięcia fenantreny wynosiła 96,5%. Oczyszczanie ścieków koksowniczych w procesie odwróconej osmozy pozwoliło na usunięcie średnio 89,6% WWA. Uwzględniając wstępną koagulację całkowity stopień usunięcia WWA sięgał 95,4%.

Uzyskana wysoka efektywność doczyszczania ścieków koksowniczych w zintegrowanym procesie koagulacja-odwrócona osmoza wskazuje na możliwość zastosowania takiego rozwiązania w technologii oczyszczania ścieków przemysłowych. Ważną zaletą technik membranowych jest możliwość prowadzenia separacji zanieczyszczeń w sposób ciągły oraz łatwość integracji procesów membranowych z innymi procesami jednostkowymi (procesy hybrydowe). Postępy w pracach badawczych

w rozwoju technik membranowych, głównie w zakresie membran, czynią ich zastosowanie w ochronie środowiska realnymi technicznie oraz korzystnymi ekonomicznie [2, 3, 15].

5. WNIOSKI

Zastosowanie zintegrowanego procesu membranowego w celu doczyszczenia poprocesowych wód koksowniczych nie zapewniło odpowiedniego stopnia usunięcia badanych zanieczyszczeń. Ścieki te nie mogą być odprowadzane do odbiornika naturalnego z uwagi na przekroczenie dopuszczalnej wartości azotu amonowego. Jednak, zgodnie z wytycznymi BAT, mogą być one z powodzeniem zawrócone do obiegu technologicznego jako woda techniczna do gaszenia koksu wielkopiecowego.

Efektywność usunięcia małocząsteczkowych WWA podczas odwróconej osmozy wynosiła 89,6%. Całkowity stopień usunięcia $\Sigma 6$ WWA podczas zastosowanej technologii (RO poprzedzona koagulacją) wyniósł 95,4% (od 87,4 do 100% dla poszczególnych węglowodorów). Wyniki badań mogą być wykorzystane w technologii oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych zawierających wysokie stężenia toksycznych zanieczyszczeń organicznych.

Badania prowadzono w ramach projektu bs/mn-401-313/12

Autorzy Marzena Smol & Dariusz Włoka są stypendystami programu „DoktoRIS – program stypendialny na rzecz innowacyjnego Śląska”



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



LITERATURA

- [1] BARTKIEWICZ B., *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2006.
- [2] BODZEK M., KONIECZNY K., *Membrane techniques in the removal of inorganic anionic micropollutants from water environment – State of the art*, Archives of Environmental Protection, 2011, Vol. 37 No.2, 15-22.
- [3] BODZEK M., KONIECZNY K., *Membrane processes in water treatment – State of art.*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2006, No. 9, 129–159.
- [4] DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., HERMANOWICZ W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J., *Fizyczno – chemiczne badanie wody i ścieków*, ARKADY, Warszawa 1999.
- [5] DUDZIAK M., LUKS – BETLEJ K., BODZEK M., *Usuwanie WWA z wód z wykorzystaniem procesów membranowych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2003, No. 3 – 4, 299-311.

- [6] JANOSZ-RAJCZYK M., *Biologiczne metody usuwania azotu z wybranych wód opadowych*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2004.
- [7] MACHOWSKA H., *Przemysł koksowniczy w aspekcie ochrony środowiska*, Proceedings of ECO-pole, 2011, Vol. 5, No. 1, 269-274.
- [8] MIELCZAREK K., BOHDZIEWICZ J., KWARCIAK-KOZŁOWSKA A., *Porównanie efektywności oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych z zastosowaniem procesów koagulacji oraz pogłębionego utleniania*, Inżynieria Ekologiczna, 2011, Vol. 4, 184-194.
- [9] MIELCZAREK K., BOHDZIEWICZ J., *Performance prediction of ultrafiltration treatment of post-process coke wastewater based on the assumptions of hydraulic filtration resistance model*, Archives of Environmental Protection, 2011, Vol. 37, No. 4, 107–118.
- [10] Najlepsze Dostępne Techniki (BAT). Wytyczne dla branży koksowniczej, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, grudzień 2005.
- [11] Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz.U. Nr 136 poz. 964, 2006).
- [12] Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984, 2006 ze zmianami Dz. U. Nr 27, poz. 169, 2009).
- [13] SINDERA P., FELIS E., WISZNIOWSKI J., *Ocena genotoksyczności ścieków koksowniczych*, Przegląd Naukowy–Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 2011, Vol. 53, 217–225.
- [14] TOMASZEWSKA B., *The use of ultrafiltration and reverse osmosis in the desalination of low mineralized geothermal waters*, Archives of Environmental Protection, 2011, Vol. 37, No.3, 63-77.
- [15] WANIEK, A., M., BODZEK, KONIECZNY K., *Trihalomethane Removal from Water Using Membrane Processes*, Polish Journal of Environmental Studies, 2002, Vol. 11, No. 2, 171-178.
- [16] WŁODARCZYK-MAKUŁA M., *Zmiany ilościowe WWA podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej. Monografie, No.126, Częstochowa 2007.
- [17] WŁÓKA D., KACPRZAK M., SMOL M., *Badanie wykorzystania mineralnych nanosorbentów do wspomagania procesu stabilizacji hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych w glebie*, [w]: SORBENTY MINERALNE Surowce, Energetyka, Ochrona Środowiska, Nowoczesne Technologie, pod red. T. Ratajczaka, G. Rzepa, T. Bajda, AGH Kraków, 2013, 547-558.

THE USE OF COAGULATION AND REVERSE OSMOSIS FOR REMOVAL OF POLLUTANTS FROM INDUSTRIAL WASTEWATER

The paper presents the results of a research whose target was to determine the effectiveness in the treatment of industrial wastewater, from the coking plant, using an integrated system combining volumetric coagulation and reverse osmosis (RO). In the study, biologically treated wastewater (after denitrification and nitrification processes) was used. The wastewater samples were characterized for the concentration of ammonium nitrogen, chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC), organic carbon (TC), turbidity and pH. Six PAHs from a list of sixteen compounds identified by EPA for analysis in environmental samples (naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene and anthracene) were determined. During the processes the decrease in the concentration of the all studied indicators was observed. The results confirmed the possibility of an integrated coagulation – RO process for cleaning the coking wastewater. The wastewater treated this way can be used as technical water for coke quenching.