

Jurand D. BIEN^{1*}, Beata BIEN¹ i Tomasz CZAKIERT¹

DOŚWIADCZENIA Z TLENOWEGO WSPÓŁSPALANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH Z WĘGLEM W CYRKULACYJNEJ WARSTWIE FLUIDALNEJ

EXPERIENCES FROM OXY CO-COMBUSTION OF SEWAGE SLUDGE AND COAL IN CIRCULATING FLUIDIZED BED

Abstrakt: Termiczne metody unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych ze względu na uwarunkowania prawne i techniczne stały się jedną z popularnych form zagospodarowania osadów w Polsce. Proces ten realizowany jest albo poprzez termiczne suszenie osadów do postaci granulek o wysokiej zawartości suchej masy albo poprzez poddanie spalaniu w reaktorach, w tym głównie pracujących w technologii fluidalnej. Obecnie w Polsce funkcjonuje 11 monospalarni o całkowitej przepustowości 160 tys. Mg s.m./rok. Proces spalania w tych obiektach prowadzony jest w atmosferze powietrza, przyczyniając się do znaczących emisji między innymi gazów cieplarnianych. Stąd celem autorów było przeprowadzenie badań współspalania osadów ściekowych z węglem w technologii spalania tlenowego. Badania wykonano na stanowisku wielkolaboratoryjnym pracującym w układzie cyrkulacyjnej warstwy fluidalnej o mocy 0,1 MW mocy cieplnej. Badania procesu spalania mieszanek węglowych o 50, 30 i 10 % udziale masowym osadów przeprowadzono w mieszaninie modyfikowanej o zmiennym udziale tlenu o udziale objętościowym z zakresu od 21 do 30 %. Prowadzono badania emisji zanieczyszczeń, w tym CO₂, CO, SO₂, SO₃, H₂S, NO₂, NO, N₂O, NH₃, HCN.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, oxy-spalanie, mieszanka paliwowa, emisje zanieczyszczeń

Wprowadzenie

Osady ściekowe, mimo że nie są typowym paliwem, a odpadem powstającym podczas oczyszczalni ścieków mogą być rozważane jako paliwo alternatywne po ich uprzednim przygotowaniu. Aby odpowiednio przygotować osady, należy usunąć z nich przede wszystkim wodę. Realizuje się to poprzez różnorodne procesy, w tym zagęszczenie, odwadnianie oraz suszenie [1]. Skład osadów jest zmienny, zależy od składu ścieków poddawanych oczyszczaniu. Zawartość związków organicznych, w tym palnych, waha się w szerokich granicach, średnio około 60 %, stąd wartość opałowa wysuszonych osadów ściekowych wynosi 12-22 MJ/kg [2-4]. Wartość ta jest już na tyle atrakcyjna, że nie ma się co dziwić, że suche osady ściekowe znalazły zastosowanie jako paliwo w różnych technologiach wykorzystywanych w zakładach przetwarzających odpady w energię [5, 6]. Idąc dalej, efektywność pozyskiwania energii z osadów ściekowych może być podwyższana wskutek współspalania z paliwami kopalnymi lub odnawialnymi. Stwarza to możliwość realizacji procesu nie tylko w instalacjach dedykowanych przedsiębiorstwom wodno-kanalizacyjnym obsługującym oczyszczalnie ścieków, ale w dowolnych instalacjach, gdzie osad ściekowy stanowiłby dodatek do paliwa podstawowego. Szczególnie predysponowane w tym zakresie są instalacje z cyrkulacyjną warstwą fluidalną jako te, które charakteryzują się szerokim wachlarzem możliwości wykorzystania

¹ Wydział Infrastruktury i Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. J.H. Dabrowskiego 69, 42-200 Częstochowa

*Autor do korespondencji: jurand@is.pcz.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 18, Polanica-Zdrój, 10-13.10.2018

mieszanek paliwowych, w tym również paliw trudnych, niskojakościowych. Kotły fluidalne charakteryzują się niskimi wartościami temperatur spalania, co wpływa na ograniczenie emisji, głównie związków azotu [7]. Równie dobrze poprzez bezpośrednie wprowadzenie do kotła sorbentów technologia ta radzi sobie z tlenkami siarki [8]. Ponadto na korzyść instalacji z cyrkulacyjną warstwą fluidalną wpływa długi czas przebywania cząstek paliwa w strefie spalania przy częściowej recyrkulacji niedopalonych ziaren, co sprzyja obniżeniu straty niecałkowitego spalania.

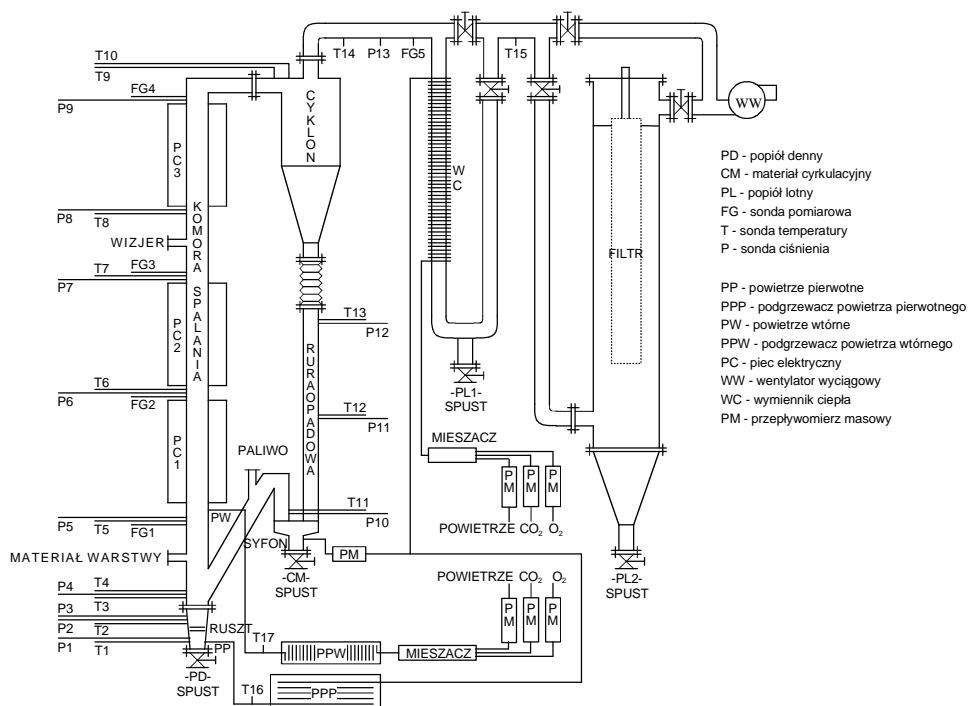
Według danych GUS, w 2017 r. ilość osadów ściekowych wytworzonych w oczyszczalniach komunalnych w Polsce wyniosła 584,5 tys. Mg s.m. (suchej masy), z czego ponad 100 tys. Mg s.m. zostało poddanych termicznemu przekształceniu. Aktualnie w zakresie monospalarni komunalnych osadów ściekowych w Polsce funkcjonuje 11 obiektów. Siedem z nich zrealizowanych zostało z wykorzystaniem technologii fluidalnej, w czterech przypadkach osady ściekowe spalane są na ruszcie. Są to obiekty zarówno o małej, jak i dużej skali. Najmniejszą monospalarnią jest instalacja zlokalizowana w Łomży o wydajności 1,5 tys. Mg s.m./rok, natomiast prawdziwym gigantem jest instalacja warszawska o przepustowości 62 tys. Mg s.m./rok. Najpopularniejszą technologią zastosowaną w czterech instalacjach: w Warszawie, Kielcach, Łodzi oraz Krakowie jest technologia Pyrofluid™. W obiektach tych jest prowadzone spalanie powietrzne przy nadmiarowym współczynniku powietrza. W rezultacie powoduje to znaczącą emisję ditlenku węgla. Wśród zaawansowanych technologii ograniczania emisji CO₂ najczęściej wymienia się te związane z jego wychwytywaniem i magazynowaniem. Technologia spalania w atmosferze modyfikowanej tlenem, określana często jako oxy-spalanie, jest uważana za jedną z kluczowych w tej grupie [9]. Czynnik utleniający (powietrze) zastąpiony jest w tym przypadku mieszaniną O₂/CO₂, dzięki czemu następuje zagęszczenie ditlenku węgla w spalinach [10]. Ponadto recyrkulacja gazów spalinowych zapobiega osiągnięciu podczas spalania wysokich temperatur przekraczających temperaturę topnienia popiołu. Zainteresowanie tą technologią przejawia się znaczącą liczbą publikacji, głównie w zakresie jej wykorzystania do spalania węgla w kotłach pyłowych [9, 11] czy fluidalnych [12, 13]. Prowadzono także szereg badań, gdzie paliwem wsadowym w technologii oxy-spalania były odpady, w tym osady ściekowe [14, 15], oraz biomasa [16, 17], jak również różnorodne mieszanki paliwowe [18-21]. Badania dotyczyły szeregu aspektów, w tym modelowano proces spalania tlenowego w aspekcie wymiany ciepła, aerodynamiki przepływu czy kinetyki spalania. Badano także wpływ na środowisko w aspekcie emisji zanieczyszczeń do powietrza. Jednakże badania procesu współspalania węgla z osadami ściekowymi prowadzone były dotychczas głównie w atmosferze powietrza, a te, które realizowano w warunkach oxy-spalania, realizowane były jako badania termogravimetryczne [22, 23].

W artykule przedstawiono wyniki badań współspalania komunalnych osadów ściekowych z węglem w modyfikowanej atmosferze O₂/CO₂ przeprowadzone w skali wielkolaboratoryjnej na stanowisku z cyrkulacyjną warstwą fluidalną o mocy cieplnej 0,1 MW_t. Badaniom poddano mieszanki o różnym udziale masowym osadów ściekowych, jak również zmiennym udziale tlenu w mieszance gazowej. Badano wpływ temperatury procesu oraz udziału tlenu na emisję zanieczyszczeń gazowych.

Materiały i metodyka badań

Jako materiał badawczy wykorzystano mieszanki osadowo-węglowe. Zastosowano węgiel kamienny pochodzący z PKW Zakładu Górniczego „Janina” oraz wysuszone osady ściekowe z komunalnej oczyszczalni ścieków. Osady ściekowe po procesie mezofilowej fermentacji przepompowywano do otwartych komór fermentacyjnych, skąd po odgazowaniu i zagęszczeniu kierowano następnie do stacji mechanicznego odwadniania. Osad odwodniony kierowany jest do instalacji suszenia, w której suszony jest do 90 % s.m. Analizę techniczną i elementarną materiałów wejściowych, z których utworzono mieszanki paliwowe o 50 % (M50), 30 % (M30) i 10 % (M10) udziale masowym osadów, podano w tabeli 1.

Badania spalania mieszanek o charakterystyce składników podanych w tabeli 1 przeprowadzono na stanowisku z cyrkulacyjną warstwą fluidalną CWF o mocy 0,1 MW_t. Schemat stanowiska doświadczalnego przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego 0,1 MW_t CWF

Fig. 1. Scheme of laboratory unit of 0,1 MW_{th} CFB

Komora paleniskowa wykonana jest ze stali nierdzewnej bez wymurówki ogniotrwałej. Mieszanka gazowa, będąca mieszaniną O₂/CO₂ w układzie pierwotnym, wprowadzana jest w dolnej części komory paleniskowej poprzez ceramiczny ruszt oraz w układzie wtórnym poprzez układ czterech dysz wyprowadzonych z jednego kolektora zbiorczego. Strumienie

składników mieszanki gazowej są kontrolowane za pomocą przepływomierzy masowych. Wstępnie przygotowana mieszanka paliwowa podawana jest w sposób ciągły. Badania spalania mieszanek przeprowadzono w atmosferze O₂/CO₂ o następujących udziałach procentowych poszczególnych składników: 21 % O₂/79 % CO₂; 25 % O₂/75 % CO₂; 30 % O₂/70 % CO₂ przy współczynniku nadmiaru tlenu $\lambda = 1,25$. Pomiar emisji zanieczyszczeń realizowano za pomocą systemu pomiarowego opartego na analizatorze gazów DX-4000 firmy Gaset.

Tabela 1

Analiza techniczna i elementarna węgla i osadów ściekowych

Table 1

The proximate and ultimate analyses of coal and sewage sludge

Paliwo	Analiza techniczna db ^a [%]			Wartość opałowa db ^a [kJ/kg]	
	Części lotne	Popiół	Koksik		
Węgiel	33,47	10,33	56,20	22531	
Osady	50,70	39,15	10,15	12542	
	Analiza elementarna db ^a [%]				
	C	H	N	S	O ^b
Węgiel	67,88	5,92	1,26	1,72	12,90 ^b
Osady	32,41	5,31	4,21	1,56	17,36 ^b

^a db: stan suchy, ^b zawartość tlenu obliczona z różnicy

Omówienie wyników badań

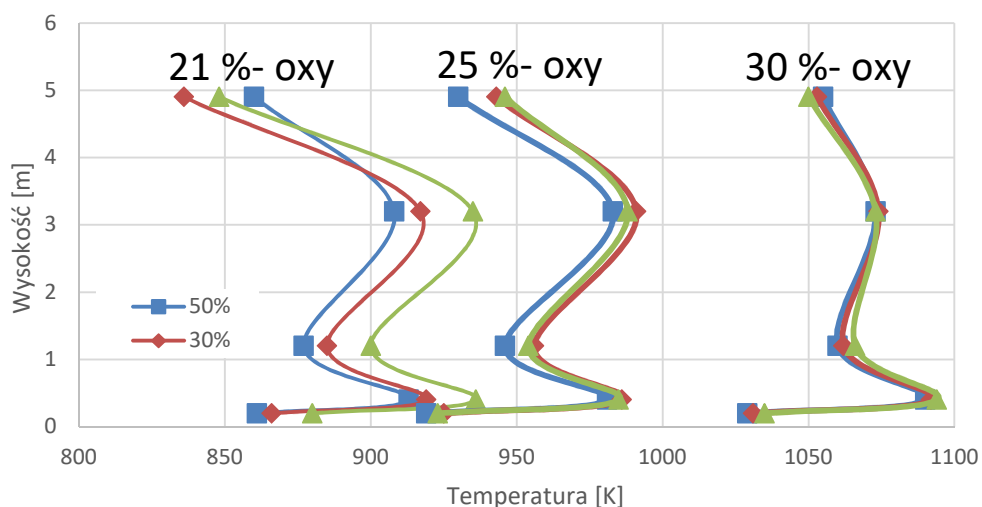
Wpływ stężenia tlenu w atmosferze gazowej i udziału masowego osadów w mieszance paliwowej na temperaturę procesu

Na rysunku 2 przedstawiono rozkład temperatury w komorze spalania w zależności od procentowego udziału tlenu w mieszance gazowej (21, 25 i 30 %) oraz masowego udziału osadów ściekowych w mieszance paliwowej (50, 30 i 10 %). Jak pokazano w tabeli 1, wartość opałowa węgla jest blisko dwukrotnie wyższa niż osadów ściekowych. W związku z tym, że im mniejszy udział osadów w mieszance paliwowej, tym wartość opałowa paliwa wprowadzanego do komory spalania była wyższa, to temperatura procesu zwiększała się wraz ze zmniejszaniem ilości osadów w mieszance.

Największe temperatury uzyskano w miejscu wprowadzania paliwa do kolumny. Osady ściekowe charakteryzują się wyższą zawartością części lotnych niż węgiel, co powoduje przesunięcie temperatury zapłonu paliwa w kierunku mniejszych wartości. Jest to zgodne m.in. z wynikami zaprezentowanymi w pracy [24], gdzie stwierdzono, że dodatek biomasy znacząco wpływa na temperaturę zapłonu paliwa, zmniejszając ją wskutek znacznej reaktywności i wysokiej zawartości części lotnych w biomacie. Dodatek biomasy do węgla przyspiesza i poprawia jego zapłon.

Wpływ stężenia tlenu w mieszance gazowej na profil temperatury w komorze spalania jest wyraźnie zaznaczony. Wraz ze wzrostem koncentracji tlenu w mieszance gazowej zwiększała się temperatura towarzysząca procesowi termicznego przekształcania mieszanek paliwowych. Najniższe wartości temperatur uzyskano, stosując mieszankę gazową o 21 % zawartości tlenu, a najwyższe dla 30 % jego zawartości. Różnica pomiędzy wartościami temperatur w profilach temperaturowych dla różnych wartości udziału tlenu

w mieszance wynosiła ponad 150 K. Przy 30 % udziale tlenu w mieszance gazowej profil temperaturowy dla wszystkich zastosowanych mieszanek paliwowych jest praktycznie identyczny. Różnice w profilach temperaturowych wzdłuż wysokości komory spalania dla zastosowanych w badaniach mieszanek paliwowych stają się wyraźniejsze przy niższych zawartościach tlenu w mieszance gazowej i tym samym niższych temperaturach prowadzenia procesu. W szczególności różnice te są widoczne dla procesu prowadzonego z zastosowaniem mieszanki gazowej 21 % O₂/79 % CO₂. Im większa była zawartość osadów ściekowych w mieszance paliwowej, tym niższa okazała się temperatura wynikowa procesu termicznego przetwarzania.



Rys. 2. Profile temperaturowe w komorze spalania w zmiennych warunkach

Fig. 2. Temperature gradients in riser at different conditions

Wpływ stężenia tlenu i udziału masowego osadów na emisję zanieczyszczeń

W spalaniu powietrznym mechanizm powstawania związków azotu określony jest trzema drogami. Są to: mechanizm termiczny powstawania NO (tzw. mechanizm według Zeldovicha), mechanizm szybkiego powstawania NO oraz mechanizm paliwowy [25]. Generalnie przyjmuje się, że za emisję związków azotu ze spalania węgla odpowiedzialny jest przede wszystkim mechanizm paliwowy, którego udział szacuje się nawet na 80-100 %. Pozostały 20 % wkład to działanie mechanizmu termicznego. Mechanizm szybkiego powstawania jest praktycznie pomijany [26]. Z kolei w warunkach oxy-spalania dostępna literatura wskazuje na możliwość obniżenia emisji związków azotu o przynajmniej 30 % w stosunku do spalania powietrznego [27, 28], chociaż niektórzy autorzy zaznaczają, że ze względu na wzrost ilości tlenu, a więc wzrost temperatury procesu, wzmocniony zostanie mechanizm paliwowy powstawania związków azotu i emisja ta jest wyższa [29, 30]. Jednakże całkowita emisja NO_x w przeliczeniu na wartość opałową paliwa w procesie oxy-spalania była znacząco mniejsza. Mechanizm termiczny

z kolei nie występuje ze względu na brak azotu powietrznego w atmosferze spalania (zastępuje go CO_2).

Wyniki badań stopnia konwersji azotu paliwowego do związków: NO , NO_2 , N_2O , NH_3 , HCN dla poszczególnych mieszanek paliwowych i zmiennej zawartości udziału tlenu w atmosferze O_2/CO_2 przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Stopień konwersji azotu do NO - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}}$), NO_2 - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}_2}$), N_2O - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{N}_2\text{O}}$), NH_3 - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NH}_3}$), HCN - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{HCN}}$).

Table 2

Nitrogen conversion ratio to NO - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}}$), NO_2 - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}_2}$), N_2O - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{N}_2\text{O}}$), NH_3 - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NH}_3}$), HCN - ($\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{HCN}}$).

Mieszanka paliwowa	$\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{N}_2\text{O}}$ [%]	$\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}}$ [%]	$\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NO}_2}$ [%]	$\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{NH}_3}$ [%]	$\text{CR}_{\text{N} \rightarrow \text{HCN}}$ [%]
	Stopień konwersji N - 21 % $\text{O}_2/79$ % CO_2				
M10	3,67	1,96	1,36	21,43	5,19
M30	8,93	2,78	0,17	19,92	7,46
M50	1,17	0,00	0,29	24,23	5,93
Stopień konwersji N - 25 % $\text{O}_2/75$ % CO_2					
M10	18,86	7,05	0,05	0,89	0,61
M30	15,51	3,95	0,04	0,38	0,85
M50	16,81	3,54	0,02	0,22	0,93
Stopień konwersji N - 30 % $\text{O}_2/70$ % CO_2					
M10	11,10	2,15	0,00	0,00	1,07
M30	10,12	2,42	0,00	0,00	1,29
M50	10,03	2,02	0,00	0,01	2,09

Dla niezależnienia uzyskiwanych wyników emisji od ewentualnych zmian składu technicznego paliwa (udziałów wilgoci i popiołu, rozdziału substancji organicznej paliwa pomiędzy części lotne i koksik), straty niecałkowitego i/lub niezupełnego spalania oraz od niepewności pomiaru strumieni: paliwa i gazów (O_2/CO_2) oparto się na metodyce przedstawionej w [31]. W metodyce przyjęto, że azot palny rozłożony jest równomiernie zarówno w częściach lotnych, jak i w koksiku. Przy 21 % obj. udziale tlenu w gazie wlotowym wyniki wykazały, że azot paliwowy konwertuje przede wszystkim do amoniaku (NH_3). Zauważalna była także konwersja azotu do cyjanowodoru HCN , co jest typowe przy rozkładzie cyjanoków pod wpływem wilgoci oraz ditlenku węgla. Stanowiło to jednocześnie oznakę, że proces tworzenia i destrukcji tlenków azotu nie był zakończony na wylocie z komory spalania. Konwersja azotu do NO i NO_2 w tych warunkach była niska. Około 30 % azotu paliwowego skonwertowało do wymienionych związków gazowych oraz N_2O , reszta do azotu cząsteczkowego. Stan ten wynikał z warunków prowadzenia procesu spalania, gdzie temperatura procesu nie przekraczała 730 °C. Przy wzroście udziału tlenu w mieszance gazowej zaobserwowano zdecydowane przesunięcie stopnia konwersji azotu paliwowego w kierunku NO oraz N_2O , które to stanowią podstawowe związki, do których konwertuje azot zawarty w mieszance osadów ściekowych i węgla. Konwersja do NO_2 , NH_3 oraz HCN pozostawała na niskim poziomie. Grupa nitrylowa CN , która podczas przejścia przez strefę utleniającą przechodziła w grupę izocyjanianową NCO , pod wpływem temperatury stopniowo konwertowała do związków NO oraz N_2O . Konwersja azotu paliwowego do NO_2 jest niezauważalna, co może oznaczać, że w górnej strefie

spalania NO_2 oddaje tlen w reakcjach towarzyszących, w wyniku czego związek ten nie jest wykrywany w spalinach. Jest to zgodne z wynikami pracy [32] przeprowadzonej przy spalaniu tlenowym węgla. Dominującym kierunkiem konwersji azotu paliwowego przy spalaniu badanych mieszanek paliwowych był w tym przypadku podtlenek azotu.

W przypadku emisji związków siarki w literaturze wskazuje się na obniżenie emisji ditlenku siarki [30, 33], jej wzrost [34] czy wręcz brak różnic przy spalaniu tlenowym i powietrznym [35]. Do oceny stopnia konwersji siarki palnej do związków gazowych przy oxy-spalaniu badanych mieszanek posłużono się, podobnie jak wcześniej, metodą podaną w [31]. Przyjęto w założeniach, że siarka palna jest rozłożona równomiernie zarówno w częściach lotnych, jak i w koksiku w przygotowanym paliwie. Wyniki badań zestawiono w tabeli 3, w której zamieszczono wielkości określające stopień konwersji siarki palnej zawartej w paliwie do następujących związków: SO_2 , SO_3 oraz H_2S dla poszczególnych mieszanek paliwowych i zmiennej zawartości procentowego udziału tlenu w O_2/CO_2 .

Tabela 3

Stopień konwersji siarki palnej do SO_2 - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_2}$), SO_3 - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_3}$), H_2S - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{H}_2\text{S}}$)

Table 3

Sulfur conversion ratio to SO_2 - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_2}$), SO_3 - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_3}$), H_2S - ($\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{H}_2\text{S}}$)

Mieszanka paliwowa	$\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_2}$ [%]	$\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_3}$ [%]	$\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{H}_2\text{S}}$ [%]
	Stopień konwersji S - 21 % $\text{O}_2/79$ % CO_2		
M10	36,41	0,29	10,62
M30	15,03	0,53	15,15
M50	32,57	0,02	6,68
Stopień konwersji S - 25 % $\text{O}_2/75$ % CO_2			
M10	72,84	0,31	3,71
M30	82,16	0,22	2,75
M50	86,28	0,06	6,16
Stopień konwersji S - 30 % $\text{O}_2/70$ % CO_2			
M10	85,60	0,23	2,69
M30	78,13	0,42	2,63
M50	73,34	0,60	3,09

Siarka zawarta w paliwie konwertowała głównie do ditlenku siarki. Przy 21 % zawartości tlenu w mieszance gazowej 36 % siarki ulegało konwersji w tym kierunku. Śladowo siarka konwertowała do SO_3 i w znacznie większym stopniu do H_2S (6-15 %). Ta sytuacja była o tyle niekorzystna, że siarkowodór może być wiązany do siarczków alkalicznych, które w następstwie mogą pogarszać skład popiołu. Niestety przy 21 % zawartości tlenu w mieszance ponad 50 % siarki zawartej w paliwie nie brało udziału w procesie spalania, co wynikało zapewne z niskiej temperatury spalania. Istnieje jednakże prawdopodobieństwo, że gazowe produkty spalania siarki zostały w tych warunkach procesowych związane przez alkaliczne związki zawarte w popiele. Już jednak przy 25 % zawartości tlenu w mieszance gazowej widać było znaczącą poprawę konwersji siarki palnej do ditlenku siarki. W dalszym ciągu konwersja do tritlenku siarki była nieznaczna, a konwersja do H_2S była nieco mniejsza. Dalszy wzrost stężenia tlenu w mieszance gazowej nie przynosił już widocznego wzrostu stopnia konwersji siarki do SO_2 . Przy 30 % zawartości tlenu konwersja $\text{CR}_{\text{S} \rightarrow \text{SO}_2}$ wynosiła 73-88 %. Do SO_3 siarka

konwertowała w dalszym ciągu w nieznacznym stopniu. Mimo że warunki temperaturowe, jak również wyższa zawartość tlenu powinny sprzyjać utlenianiu siarki do tritlenku siarki, stopień konwersji był najniższy ze wszystkich analizowanych przypadków. Pod względem udziału osadów ściekowych w mieszance paliwowej nie zaobserwowano klarownej tendencji stopnia konwersji siarki związanej z ilością wprowadzonych do mieszanki osadów. Zwykle zawartość siarki w osadach ściekowych jest wyższa niż w węglu. W analizowanym przypadku oba składniki charakteryzowały się zbliżoną zawartością siarki, co przedstawiono w tabeli 1. Przy 30 % zawartości tlenu największy stopień konwersji uzyskano przy 10 % udziale osadów, podczas gdy dla 25 % tlenu w mieszance gazowej najwyższy wskaźnik uzyskano dla mieszanki z 50 % zawartością osadów ściekowych.

Wnioski

W artykule przedstawiono wyniki badań procesu spalania mieszanek osadowo-węglowych na stanowisku wielkolaboratoryjnym z cyrkulacyjną warstwą fluidalną 0,1 MW_t. Dokonano oceny wpływu stężenia tlenu w atmosferze gazowej i udziału masowego osadów w mieszance paliwowej na temperaturę procesu oraz wpływu spalania mieszanek na emisję związków siarki i azotu w atmosferze O₂/CO₂ o różnym udziale składników w mieszance. Zaobserwowano, że stężenie tlenu w mieszance gazowej ma znaczący wpływ na warunki prowadzenia procesu na wykorzystywanym stanowisku badawczym. Wraz ze wzrostem udziału tlenu w mieszance gazowej zwiększała się bowiem temperatura realizacji procesu termicznego przekształcania mieszanek paliwowych. Z kolei udział osadów wpływał także na uzyskiwane profile, co w szczególności dało się zauważyć przy 21 % udziale tlenu w mieszance gazowej.

W celu uniezależnienia uzyskanych wyników od ewentualnych zmian składu technicznego paliwa (udziałów wilgoci i popiołu, rozdziału substancji organicznej paliwa pomiędzy części lotne i koksik), straty niecałkowitego i/lub niezupełnego spalania oraz od niepewności pomiaru strumieni: paliwa i gazów (O₂/CO₂) zarejestrowaną emisję opisano wskaźnikami konwersji siarki i azotu w paliwie. Stwierdzono, że konwersja siarki zawartej w paliwie ma miejsce głównie w kierunku jej utlenienia do ditlenku siarki. Przy zawartości tlenu w mieszance gazowej 21 % zaledwie 36 % siarki ulegało konwersji w tym kierunku. Śladowo siarka konwertowała do tritlenku siarki i w znacznie większym stopniu do siarkowodoru. W tych warunkach ponad 50 % siarki zawartej w paliwie nie brało udziału w procesie spalania. Istnieje prawdopodobieństwo, że gazowe produkty spalania siarki zostały w tych warunkach procesowych związane przez alkaliczne związki zawarte w popiele. Przy wzroście zawartości tlenu w mieszance zdecydowanie zwiększał się stopień konwersji siarki, utrzymując dominującą rolę konwersji w kierunku ditlenku siarki. Z kolei przy 21 % obj. udziale tlenu w gazie wlotowym azot paliwowy konwertował przede wszystkim do amoniaku (NH₃). Zauważalna była także konwersja azotu do cyjanowodoru HCN. Stąd wynikało, że proces tworzenia i destrukcji tlenków azotu nie był zakończony na wylocie komory spalania. Konwersja azotu do NO i NO₂ w tych warunkach była niska. Przy wzroście udziału tlenu w mieszance gazowej zaobserwowano zdecydowane przesunięcie stopnia konwersji azotu paliwowego w kierunku NO oraz N₂O, które stanowią podstawowe związki, do których konwertuje azot zawarty w mieszance osadów

ściekowych i węgla. Konwersja do NO_2 , NH_3 oraz HCN pozostawała na niskim poziomie. Dominującym kierunkiem konwersji azotu paliwowego przy spalaniu badanych mieszanek paliwowych był podtlenek azotu.

Podziękowania

Pracę realizowano dzięki wsparciu finansowym BS-PB-406-301/11.

Literatura

- [1] Bień JB. Osady ściekowe - teoria i praktyka, Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej; 2002.
- [2] Kijo-Kleczkowska A, Środa K, Kosowska-Golachowska M, Musiał T, Wolski K. Waste Manage. 2015;46:459-471. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.08.015.
- [3] Fytili D, Zabaniotou A. Renew Sust Energy Rev. 2008;12:116-140. DOI: 10.1016/j.rser.2006.05.014.
- [4] Cano R, Pérez-Elvira SI, Fdz-Polanco F. Appl Energy. 2015;149:176-185. DOI: 10.1016/j.apenergy.2015.03.132.
- [5] Hassan SSAS, Wang Y, Hu S, Su S, Xiang J. Renew Sust Energy Rev. 2017;80:888-913. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.262.
- [6] Samolada MC, Zabaniotou AA. Waste Manage. 2014;34:411-420. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.11.003.
- [7] Duan L, Zhao C, Zhou W, Qu C, Chen X. Fuel Process Technol. 2011;92:379-384. DOI: 10.1016/j.fuproc.2010.09.031.
- [8] Li W, Li S, Xu M, Wang X. J Energy Inst. 2018;91:358-368. DOI: 10.1016/j.joei.2017.02.005.
- [9] Buhre BJP, Elliott LK, Sheng CD, Gupta RP, Wall TF. Prog. Energy Combust Sci. 2005;31(4):283-307. DOI: 10.1016/j.pecs.2005.07.001.
- [10] Toftegaard MB, Brix J, Jensen PA, Glarborg P, Jensen AD. Prog Energy Combust Sci. 2010;36:581-625. DOI: 10.1016/j.pecs.2010.02.001.
- [11] Chen L, Yong SZ, Ghoniem AF. Progr Energy Combust Sci. 2012;38:156-214. DOI: 10.1016/j.pecs.2011.09.003.
- [12] Matheka HI, Oboirien BO, North BC. Int. J Energy Res. 2016;40(7):878-902. DOI: 10.1002/er.3486.
- [13] Duan L, Sun H, Zhao C, Zhou W, Chen X. Fuel. 2014;127:47-51. DOI: 10.1016/j.fuel.2013.06.016.
- [14] Jang HN, Kim JH, Back SK, Sung JK, Yoo HM, Choi HS, et al. Fuel. 2016;170:92-99. DOI: 10.1016/j.fuel.2015.12.033.
- [15] Niu S, Chen M, Li Y, Xue F. Fuel. 2016;178:129-138. DOI: 10.1016/j.fuel.2016.03.053.
- [16] Sher F, Pans MA, Sun C, Snape C, Liu H. Fuel. 2018;215:778-786. DOI: 10.1016/j.fuel.2017.11.039.
- [17] Shan F, Lin Q, Zhou K, Wu Y, Fu W, Zhang P, et al. Fuel. 2017;188:277-284. DOI: 10.1016/j.fuel.2016.09.069.
- [18] Varol M, Symonds R, Anthony EJ, Lub D, Jiab L, Tan Y. Fuel Process Technol. 2018;173:126-133. DOI: 10.1016/j.fuproc.2018.01.002.
- [19] Riaza J, Gil MV, Álvarez L, Pevida C, Rubiera F. Energy. 2012;41(1):429-435. DOI: 10.1016/j.energy.2012.02.057.
- [20] López R, Menéndez M, Fernández C, Bernardo-Sánchez A. Energy. 2018;148(1):571-584. DOI: 10.1016/j.energy.2018.01.179.
- [21] Morón W, Rybak W. Atmos Environ. 2015;116:65-71. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.06.013.
- [22] Niu S, Chen M, Li Y, Xue F. Fuel. 2016;178:129-138. DOI: 10.1016/j.fuel.2016.03.053.
- [23] Chen J, Xie C, Liu J, He Y, Evrendilek F. Bioresour Technol. 2018;250:230-238. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.11.031.
- [24] Arias B, Pevida C, Rubiera F, Pis JJ. Fuel. 2008;87:2753-2759. DOI: 10.1016/j.fuel.2008.01.020.
- [25] Glarborg P, Müller JA, Rusic B, Klippenstein SJ. Prog Energy Combust. 2018;67:31-68. DOI: 10.1016/j.pecs.2018.01.002.
- [26] Glarborg P, Jensen AD, Johnsson JE. Prog Energy Combust. 2003;29(2):89-113. DOI: 10.1016/S0360-1285(02)00031-X.
- [27] Chatel-Pelage F, Varagani R, Pranda P, Perrin N, Farzan H, Vecchi SJ. Thermal Sci. 2006;10(3):19-42. DOI: 10.2298/TSC10603119C.

- [28] Kimura N, Omata K, Kiga T, Takano S, Shikisima S. *Energy Convers Manage.* 1995;36:805-808. DOI: 10.1016/0196-8904(95)00126-X.
- [29] Tan Y, Croiser E, Douglas MA, Thambimuthu KV. *Fuel.* 2006;85(4):507-512. DOI: 10.1016/j.fuel.2005.08.010.
- [30] Woycenko DM, van de Kamp WL, Roberts PA. Combustion of pulverized coal in a mixture of oxygen and recycled flues gas. Summary of the APG research program. IFRF Doc. F98/Y/4; 1995.
- [31] Czakiert T, Bis Z, Muskala W, Nowak W. *Fuel Process Technol.* 2006;87:531-538. DOI: 10.1016/j.fuproc.2005.12.003.
- [32] Czakiert T. *Tlenowe spalanie węgla w cyrkulacyjnej warstwie fluidalnej.* Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej; 2013. ISBN: 9788371936012.
- [33] Hu Y, Naito S, Kobayashi N, Hasatani M. *Fuel.* 2000;79:1925-1932. DOI: 10.1016/S0016-2361(00)00047-8.
- [34] Liu H, Zailani R, Gibbs BM. *Fuel.* 2005;84:833-840. DOI: 10.1016/j.fuel.2004.11.018.
- [35] Zheng I, Furimsky E. *Fuel Process Technol.* 2003;81:1201-1210. DOI: 10.1016/S0378-3820(02)00250-3.

EXPERIENCES FROM OXY CO-COMBUSTION OF SEWAGE SLUDGE AND COAL IN CIRCULATING FLUIDIZED BED

Faculty of Infrastructure and Environment, Czestochowa University of Technology, Czestochowa

Abstract: On the basis of formal and legal conditions sewage sludge utilization by thermal methods has become one of basic methods of sewage sludge management in Poland in recent years. It should be noted that currently in Poland there are 11 mono-incinerators with the total processing capability of 160,000 Mg d.m./year. The process of sludge incineration in these facilities occurs through conventional combustion under conditions of air atmosphere. However, the change in combustion atmosphere involving the replacement of air with the mixture of oxygen and carbon dioxide, where the concentration of oxygen is higher than in air is an interesting technology for reducing CO₂ emissions. Other benefit is a reduction in NO_x emissions resulting from a substitute of N₂ by CO₂. It is predicted that the implementation of oxy-fuel technique in connection with circulating fluidized bed technology is a good solution for treatment of wide range of fuels including sewage sludge due to both techniques' advantages. Oxy-fuel co-combustion of municipal dried sewage sludge and coal was conducted to observe the combustion characteristics as well as pollutant emissions generated under different oxygen injection rate in oxy-fuel atmosphere in 0.1 MWth CFB reactor. As a feed gas a mixture of oxygen and carbon dioxide was used. Oxygen concentration in a feed gas varied from 21 to 30 % per volume. The combustion temperature was not fixed since it was a resulting parameter mostly from calorific value of different fuel components and oxygen supplied to the riser. The following blending ratios of sewage sludge to coal were chosen: 50, 30 and 10 %. Flue gas components were on-line measured by a gas analyzer, determining CO₂, CO, SO₂, SO₃, NO₂, NO, N₂O, NH₃, HCN concentrations by non-dispersive infrared absorption. The experimental results showed a strong influence of oxygen concentration on temperature in the combustion chamber during sewage sludge utilization. To realize which component in a flue gas played a main role the conversion ratios of sulfur and nitrogen contained in blending fuel to NO, NO₂, N₂O, NH₃, HCN, SO₂, SO₃ and H₂S were obtained. The values of sulfur conversion ratio to sulfur dioxide were relatively high and exceeded the level of 80 % under oxy-fuel conditions. What's interesting conversion to SO₃ was negligible. In the case of nitrogen conversion ratio remained low in the whole range of investigated conditions.

Keywords: sewage sludge, oxy-fuel combustion, fuel blends, pollutant emissions