

Jurand BIEN, Michał GANDOR

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska
ul. J.H. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa, e-mail: jurand@is.pcz.czyst.pl

Badania kinetyki spalania komunalnych osadów ściekowych w atmosferze wzbogaconej tlenem

Prezentowane wyniki badań kinetyki spalania komunalnych osadów ściekowych w modyfikowanej atmosferze, realizowanych z zastosowaniem metodyki opartej na termogravimetrii. Badania termogravimetryczne przeprowadzono jako dynamiczne (nieizotermiczne) i statyczne (quasi-izotermiczne). Badania prowadzono w pięciu atmosferach gazowych, przygotowanych na bazie tlenu oraz ditlenku węgla. Udział tlenu w mieszanke stanowił odpowiednio: 20, 40, 60, 80 oraz 100% obj. Eksperyment prowadzony był w zakresie temperatur 873–1273 K. Otrzymane doświadczalnie wyniki, w oparciu o przyjęty model kurczącego się rdzenia (SCM), pozwoliły wyznaczyć podstawowe parametry kinetyczne: rząd reakcji n , współczynnik przedeksponencjalny K_0 , energię aktywacji E_a , oraz przeprowadzić szacowanie reaktywności osadów w szerokim zakresie parametrów. Wykazano przy tym znaczący wpływ stężenia tlenu na pozorną szybkość reakcji, w przeciwieństwie do wpływu temperatury, który okazał się nieznaczny. Zaobserwowano znaczący wpływ współczynnika szybkości nagrzewania na termiczną dekompozycję osadów ściekowych w tej samej atmosferze. Maksymalną szybkość ubytku masy próbki odnotowano przy największym współczynniku nagrzewu. Nie zaobserwowano natomiast znaczącego przesunięcia temperaturowego w kierunku wyższych wartości temperatur wraz ze wzrostem współczynnika nagrzewu, co ma miejsce przy wzroście stężenia tlenu.

Słowa kluczowe: kinetyka spalania, osady ściekowe, spalanie w tlenie

Wstęp

Technologia spalania w atmosferze modyfikowanej tlenem, zwana technologią „oxy-spalania”, jest aktualnie uważana za jedną z kluczowych technologii w zakresie „czystych technologii węglowych”. Duże zainteresowanie tą technologią wynika przede wszystkim z podwyższonej konwersji energii i możliwości bezpośredniej sekwestracji dwutlenku węgla [1]. W przeciwieństwie do tradycyjnego spalania, gdzie czynnikiem utleniającym jest mieszanka powietrzna, w technologii oxy czynnikiem utleniającym jest tlen, którego stężenie jest wyższe od stężenia w powietrzu. Recyrkulacja gazów spalinowych symuluje atmosferyczne warunki spalania, zastępując azot jako objętościowy nośnik ciepła, oraz zapobiega osiagnięciu podczas spalania wysokich temperatur, przekraczających temperaturę topnienia popiołu, co powodowałoby oczywiste problemy techniczne. Ponadto w wyniku recyrkulacji gazy spalinowe opuszczające układ składają się głównie z ditlenku węgla oraz wody, co w zdecydowany sposób ułatwia sekwestrację tego pierwszego i jego odizolowanie od biosfery.

Podwyższone stężenie tlenu w mieszance utleniającej stwarza możliwości wykorzystania w procesie spalania paliw gorszej jakości, w tym komunalnych osadów ściekowych. Według danych GUS, w 2009 r. ilość osadów ściekowych wytworzonych w oczyszczalniach komunalnych wyniosła 563,1 tys. Mg s.m. Według Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), prognozowana na 2015 r. ilość suchej masy komunalnych osadów ściekowych osiągnie poziom 642,4 tys. Mg [2]. Ostateczne unieszkodliwianie komunalnych osadów ściekowych w Polsce realizowane jest obecnie poprzez: rolnicze wykorzystanie, rekultywację terenów przemysłowych oraz składowisk odpadów, kształtowanie terenów oczyszczalni ścieków oraz magazynowanie osadów na terenie oczyszczalni, w tym lagunach i stawach, wytwarzanie kompostu, składowanie na składowiskach odpadów komunalnych oraz poprzez termiczną utylizację głównie w procesie spalania. Wkrótce jednak składowanie osadów zostanie praktycznie uniemożliwione, gdyż od 1 stycznia 2013 r. odpady, dla których ciepło spalania jest większe niż 6 MJ/kg s.m., zawartość węgla całkowitego przekracza 5% s.m. oraz strata przy prażeniu jest powyżej 8% s.m., nie będą mogły podlegać składowaniu (DzU 2007.121.832). Wykorzystanie w celach rolniczych z uwagi na ograniczenia legislacyjne nie jest również preferowanym sposobem zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych. Zgodnie z zapisami Krajowego Planu Gospodarki Odpadami (KPGO), zakłada się, że w perspektywie do 2018 r. podstawowe cele w gospodarce komunalnymi osadami ściekowymi będą realizowane poprzez: całkowite ograniczenie składowania osadów ściekowych, zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska oraz osadów przekształcanych metodami termicznymi i maksymalizację stopnia wykorzystania substancji biogenych zawartych w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego [3]. Przedstawiony scenariusz określa znaczące wykorzystanie metod termicznych, które w wielu krajach są szeroko stosowanym sposobem, pozwalającym na zmniejszenie objętości i bezpieczne unieszkodliwianie osadów ściekowych [4].

Trzeba mieć jednak na uwadze, że osady ściekowe nie są typowym paliwem, a ubocznym produktem oczyszczania ścieków. Ich skład chemiczny nie jest stały, lecz zmienny, ściśle zależny od rodzaju oczyszczanych ścieków, sposobu ich oczyszczania oraz procesów przeróbki na oczyszczalni. Ponadto zwykle osady charakteryzują się: wysokim uwodnieniem, wysoką zawartością części mineralnych oraz wysoką zawartością związków lotnych. Parametry te powodują, że mechanizm spalania osadów ściekowych może znacząco różnić się od mechanizmu spalania cząstki węgla, tym bardziej w atmosferze wzbogaconej tlenem.

W niniejszej pracy przedstawiono badania kinetyki spalania komunalnych osadów ściekowych pochodzących z dużej aglomeracji miejsko-przemysłowej. Badania prowadzono z wykorzystaniem analizatora termogravimetrycznego w zmiennej atmosferze O_2/CO_2 .

1. Metodyka badań

1.1. Badane substraty

Materiał badawczy stanowiły komunalne osady ściekowe z dużej aglomeracji miejskiej. Osady ściekowe są charakterystyczne dla aglomeracji miejskiej, gdzie ścieki bytowo-gospodarcze mieszane są ze ściekami przemysłowymi, co w następstwie wpływa na ich charakter. Przede wszystkim chodzi tu o zawartość metali ciężkich, których stężenia przekraczają normy dopuszczające osady ściekowe do rolniczego i przyrodniczego wykorzystania. Wytypowane osady ściekowe powstają w następującym ciągu technologicznym: osady nadmierne wraz z osadem wstępnym kierowane są do procesu fermentacji metanowej, gdzie podlegają procesowi stabilizacji. Następnie są mechanicznie odwadniane i w końcowym etapie suszone do postaci granulatu o końcowej zawartości suchej masy powyżej 90%. Charakterystyka osadów ściekowych, pod kątem określenia charakterystyki paliwowej, została przedstawiona w tabeli 1.

Tabela 1

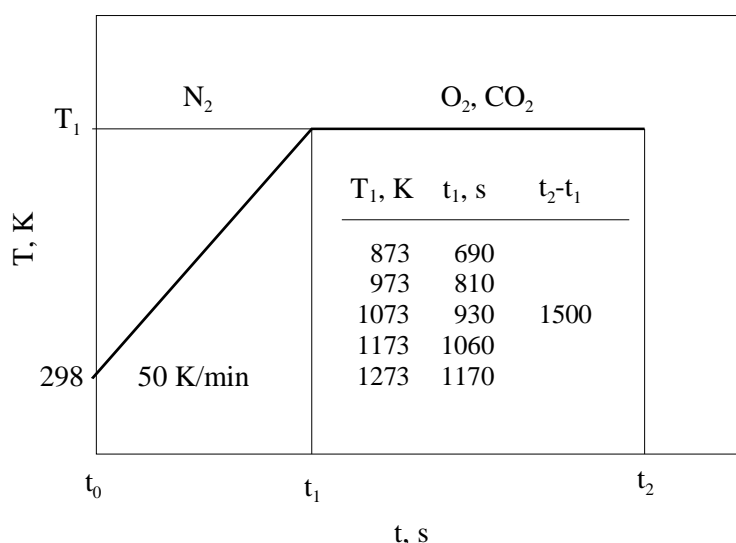
Analiza techniczna i elementarna badanych komunalnych osadów ściekowych

Analiza techniczna		Analiza elementarna	
Ciepło spalania (Q_s)	14 095 kJ/kg s.m.	Węgiel (C)	34,83%
Wartość opałowa (Q_j)	12 848 kJ/kg s.m.	Siarka (S)	1,36%
Wilgoć (W)	6,65%	Wodór (H)	4,99%
Popiół (A)	35,35%	Azot (N)	3,44%
Części lotne (V)	49,35%	Tlen (O) ^(z różnicy)	13,38%
Koksik ^(z różnicy)	8,65%		

1.2. Metodyka

Badania termogravimetryczne przeprowadzono jako dynamiczne (nieizotermiczne) i statyczne (quasi-izotermiczne). Testy przeprowadzono dla ziarna osadów ściekowych o średnicy $1,0 \cdot 10^{-3}$ m. Każdorazowo masa próbki wynosiła $20 \cdot 10^{-6} \pm 1\%$ kg. Badania wykonano za pomocą termogravimetru TGA/SDTA 851e firmy Mettler-Toledo, prowadząc jednoczesną rejestrację danych w zakresie ubytku masy próbki (stopnia ubytku paliwa) oraz temperatury próbki w ściśle kontrolowanych warunkach (skład i temperatury atmosfery gazowej). Zakres badań obejmował pomiary w pięciu atmosferach gazowych przygotowanych na bazie tlenu oraz ditlenku węgla. Udział tlenu w mieszance stanowił odpowiednio: 20, 40, 60, 80 oraz 100% obj. Dopelnienie stanowił ditlenek węgla, co miało na celu zasyмуляwanie warunków spalania w układzie z recyrkulacją spalin. Dla każdej mieszanki eksperyment był powtarzany 5-krotnie dla następujących punktów temperaturowych: 873, 973, 1073, 1173, 1273 K (rys. 1). Przepływ gazu reakcyjnego przez celę pomiarową utrzymywany był na stałym poziomie. Podczas badań nieizoter-

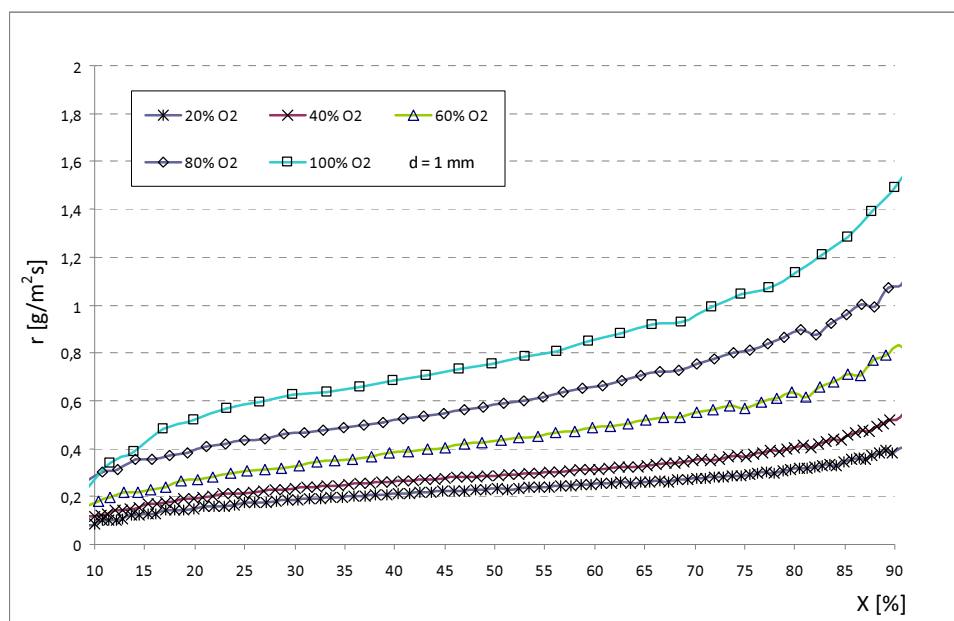
micznych próbka w modyfikowanej atmosferze ogrzewana była do 1273 K ze stałym współczynnikiem nagrzewu, wynoszącym: 10, 20, 30 i 40 K/min.



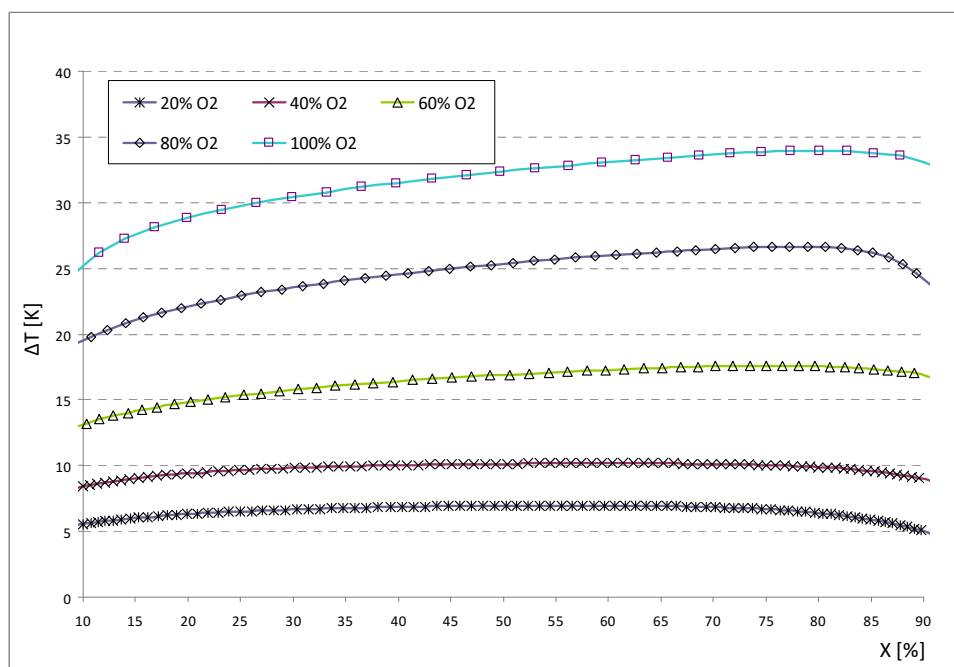
Rys. 1. Quasi-izotermiczny test badań kinetyki spalania osadów ściekowych

2. Wyniki badań i dyskusja

Badania wyznaczenia parametrów kinetycznych reakcji spalania osadów ściekowych w atmosferze modyfikowanej tlenem przeprowadzono na podstawie testów quasi-izotermicznych. Rysunek 2 przedstawia zależność pozornej szybkości reakcji od ciśnienia cząstkowego tlenu dla temperatury 1073 K. Analizując przedstawiony wykres, można zauważyć, że wraz ze wzrostem ciśnienia cząstkowego tlenu obserwuje się zwiększoną pozorną szybkość reakcji r . Interesujące jest również zachowanie temperatury cząstki paliwa w stosunku do temperatury gazu reakcyjnego przy wzroście stężenia tlenu. Daje się zaobserwować, że wraz ze wzrostem stężenia tlenu następuje przyrost temperatury powierzchni cząstki paliwa, co pokazano na rysunku 3. Jest to oczekiwana reakcja, mimo to istotna, gdyż dokładne wartości tych parametrów, określone dla różnych warunków termicznych przy różnym ciśnieniu cząstkowym tlenu w atmosferze gazowej, są konieczne do precyzyjnego oznaczenia szukanych parametrów: n , K_0 oraz E_a , na co zresztą zwrócono uwagę w [5]. Wyznaczanie parametrów kinetycznych spalania osadów ściekowych przeprowadzono, posługując się średnimi wartościami pozornej szybkości reakcji r oraz T , które określono dla stopnia konwersji z zakresu $X = 40\div 60\%$. Ponadto z uwagi na zbyt duże różnice pomiędzy temperaturą cząstki paliwa a temperaturą gazu reakcyjnego, co zostało pokazane na rysunku 3, wartości pozornej szybkości reakcji dla procesu realizowanego przy 80 i 100% stężeniu tlenu nie zostały uwzględnione w obliczeniach. W warunkach niższych ciśnień cząstkowych przyrosty temperatury cząstki paliwa utrzymywały się w granicy 1%.

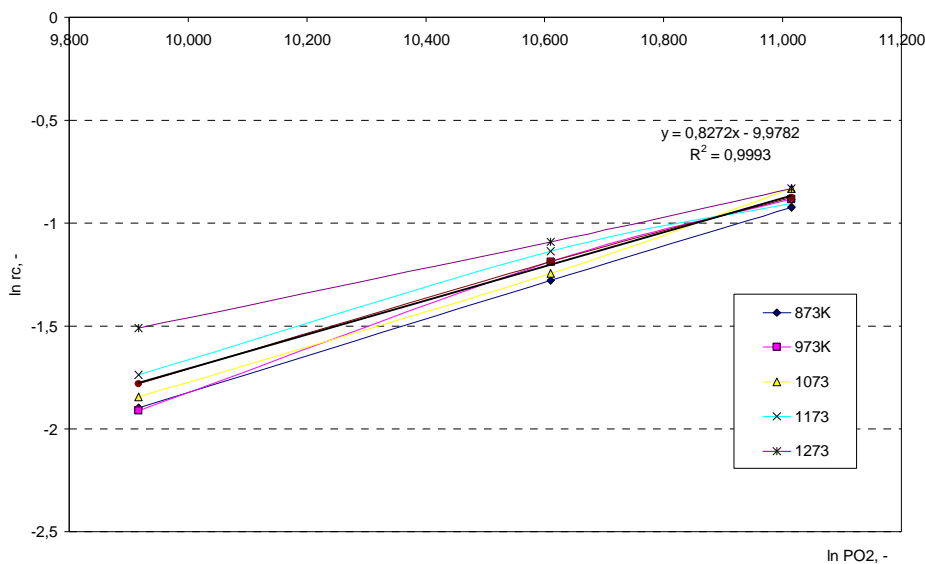


Rys. 2. Pozorna szybkość reakcji spalania w funkcji stopnia konwersji paliwa

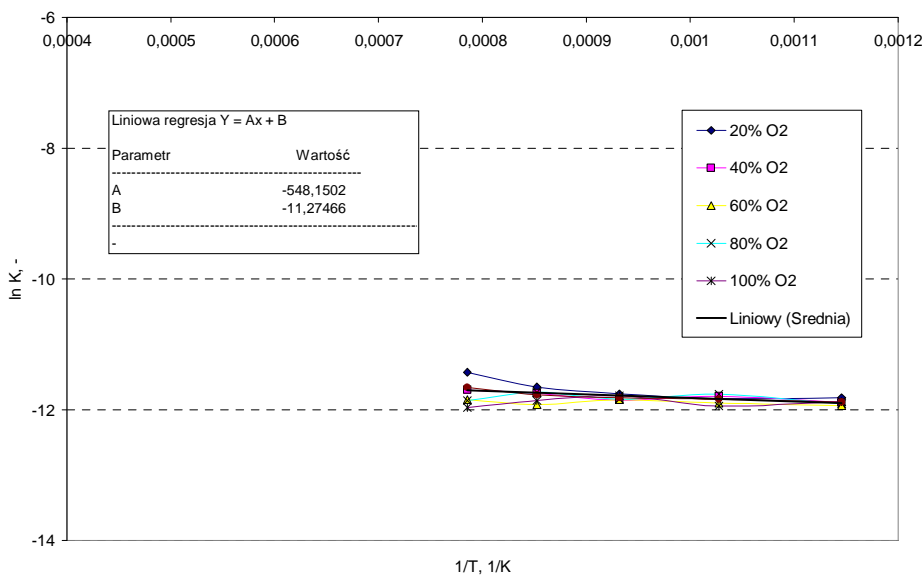


Rys. 3. Przyrost temperatury próbki paliwa w stosunku do temperatury gazu reakcyjnego w funkcji stopnia konwersji paliwa

Rysunek 4 przedstawia logarytmiczną zależność pozornej szybkości reakcji od ciśnienia cząstkowego tlenu. Na podstawie wykreślonych zależności wyznaczono pozorny rząd reakcji, który wyniósł $n = 0,82$. Wartość ta jest zgodna ze spotykanymi w literaturze [6, 7].



Rys. 4. Wykres zależności pozornej szybkości reakcji od ciśnienia cząstkowego tlenu reakcji spalania koksu z osadów ściekowych



Rys. 5. Wykres zależności stałej szybkości reakcji K w funkcji temperatury cząstki paliwa

Do wyznaczenia wartości energii aktywacji E_a oraz współczynnika K_0 posłużono się otrzymanymi danymi eksperymentalnymi przedstawionymi w postaci wykresu zależności stałej szybkości reakcji w funkcji temperatury (rys. 5). Wyznaczone wartości energii aktywacji E_a i K_0 wyniosły odpowiednio: 45,57 kJ/mol (10,9 kcal/mol) i 0,0127 mg/m²sPa. Wartość energii aktywacji zależy od mechanizmu rządzącego analizowanym procesem spalania. Hu i in. [8] wskazali podczas badania kinetyki spalania węgla, że jeżeli wartość energii aktywacji jest w zakresie $E_a = 17 \div 23$ kcal/mol, to mechanizm odpowiadający za spalanie jest mechanizmem wewnątrzno dyfuzyjnym. Natomiast energia aktywacji w zakresie $E_a = 35 \div 45$ kcal/mol odpowiada mechanizmowi kinetycznemu. Analizując otrzymane wartości energii aktywacji E_a spalania koksu osadów ściekowych w atmosferze O₂/CO₂ w zakresie temperatur 873÷1273 K, widać, że czynnikiem limitującym proces spalania jest dyfuzja tlenu, zatem reakcja spalania przebiega tu jedynie w zewnętrznej warstwie nieprzereagowanego rdzenia. Daje to również podstawę do stwierdzenia, że zastosowany do obliczeń model kurczącego się rdzenia (SCM) był odpowiedni do przedstawienia postępu konwersji paliwa. Przeprowadzenie badań eksperymentalnych w szerokim zakresie zmienności parametrów procesowych umożliwiło utworzenie tablicy zmienności parametru przebiegu pozornej szybkości reakcji r (w g/m²s) w funkcji temperatury oraz stężenia tlenu w gazie reakcyjnym (tab. 2).

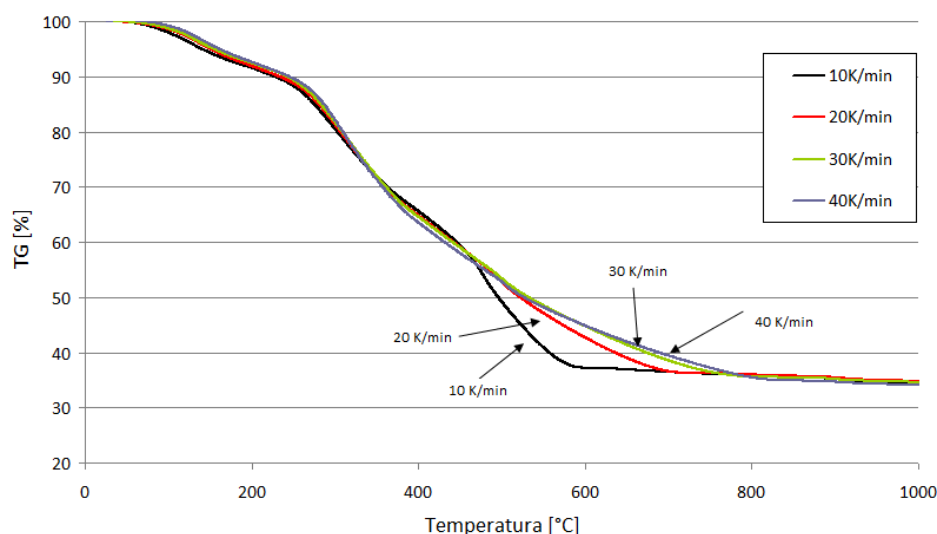
Tabela 2

Zmiana parametru pozornej szybkości reakcji spalania badanych osadów ściekowych w funkcji temperatury, stężenia tlenu i wielkości ziarna

$r(T, P_{O_2}) = KP_{O_2}^n$	873 K	973 K	1073 K	1173 K	1273 K
20% O ₂	0,137	0,147	0,154	0,161	0,167
40% O ₂	0,275	0,293	0,309	0,323	0,335
60% O ₂	0,412	0,440	0,463	0,484	0,502
80% O ₂	0,549	0,586	0,618	0,645	0,669
100% O ₂	0,687	0,733	0,772	0,806	0,837

Z otrzymanych rezultatów widać, że wraz ze wzrostem temperatury oraz stężenia gazu reakcyjnego pozorna szybkość reakcji zwiększa się. Dużo większe znaczenie odgrywa przede wszystkim stężenie tlenu - widać, że odgrywa ono rolę parametru determinującego szybkość przebiegu reakcji i to niezależnie od warunków termicznych. Wpływ temperatury na szybkość przebiegu reakcji jest zdecydowanie mniejszy.

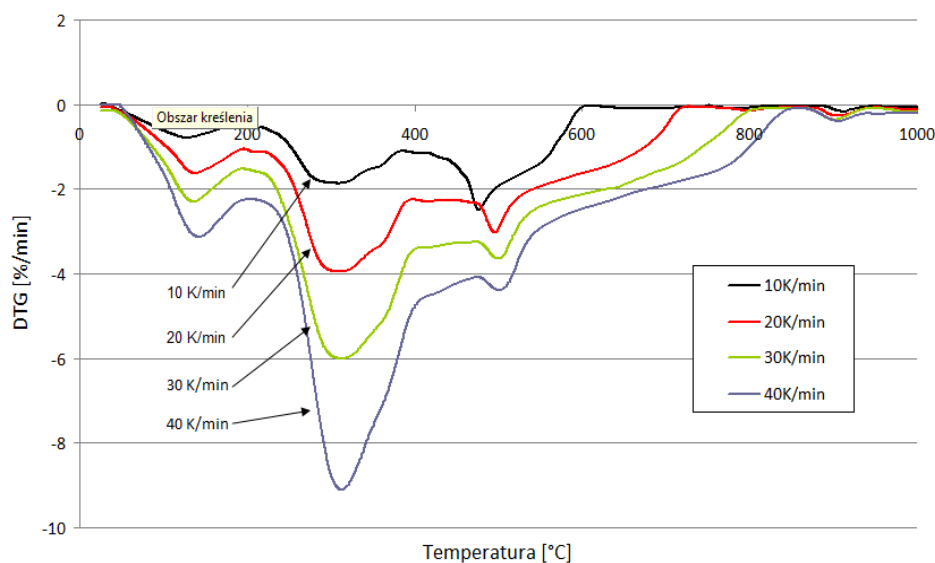
Przeprowadzono również badania wpływu szybkości współczynnika nagrzewu. W tym celu osady ściekowe poddano nagrzewowi od temperatury otoczenia do temperatury 1000°C przy czterech parametrach szybkości nagrzewu: 10, 20, 30 i 40 K/min w zmiennej atmosferze O₂/CO₂. Przykładową krzywą TG oraz DTG w warunkach mieszanki reakcyjnej 20% O₂/80% CO₂ przedstawiono na rysunkach 6 i 7.



Rys. 6. Krzywa TG - ubytek masy badanych osadów ściekowych w funkcji temperatury (parametr zmienny - szybkość nagrzewu, atmosfera 20%O₂/80%CO₂)

Wraz ze wzrostem szybkości nagrzewu krzywe TG coraz bardziej zbliżają się do siebie. Procentowy ubytek masy wyniósł 65,26% dla współczynnika szybkości nagrzewu 10 K/min i w niewielkim stopniu wzrastał. Dla współczynnika szybkości nagrzewu 40 K/min procentowy ubytek masy materiału pierwotnego wyniósł 65,97%. Wynika z tego, że współczynnik szybkości nagrzewu nie odgrywa determinującej roli w procesie ubytku masy próbki. Rysunek 7 pokazuje wyraźne występowanie okien temperaturowych, reprezentujących ubytek masy na diagramie DTG. Pierwszy ubytek masy ma miejsce w zakresie temperatur 100÷140°C i wynika z odparowania wilgoci. Zakresy drugi i trzeci temperatur to odpowiednio 285÷320°C oraz 480÷510°C. Oba zauważalne ubytki masy próbki paliwa wynikają z termicznej dekompozycji, w tym uwalniania związków lotnych i spalania próbki osadów. Wraz ze wzrostem współczynnika szybkości nagrzewania nie obserwuje się znacznego przesunięcia temperatury pików ubytku masy próbki. Przy współczynniku szybkości nagrzewu 10 K/min największy ubytek masy ma miejsce w temperaturze 308°C, natomiast przy współczynniku 40 K/min największy pik ubytku masy ma miejsce w temperaturze 314°C. Zwiększa się natomiast szybkość ubytku masy z 1,86 do 9,11% min⁻¹ przy wzroście szybkości nagrzewu od wartości 10 do 40 K/min.

Z kolei wzrost stężenia tlenu w gazie reakcyjnym powoduje przesunięcie osiągnięcia maksymalnej szybkości ubytku masy próbki w kierunku mniejszych temperatur. W tabeli 3 przedstawiono punkty temperaturowe odzwierciedlające maksymalną szybkość ubytku masy termicznego rozkładu próbki osadów ściekowych dla współczynników szybkości nagrzewu 10 i 40 K/min oraz zmiennej atmosfery O₂/CO₂.



Rys. 7. Krzywa DTG - szybkość ubytku masy badanych osadów ściekowych w funkcji temperatury (parametr zmienny - szybkość nagrzewu, atmosfera 20%O₂/80%CO₂)

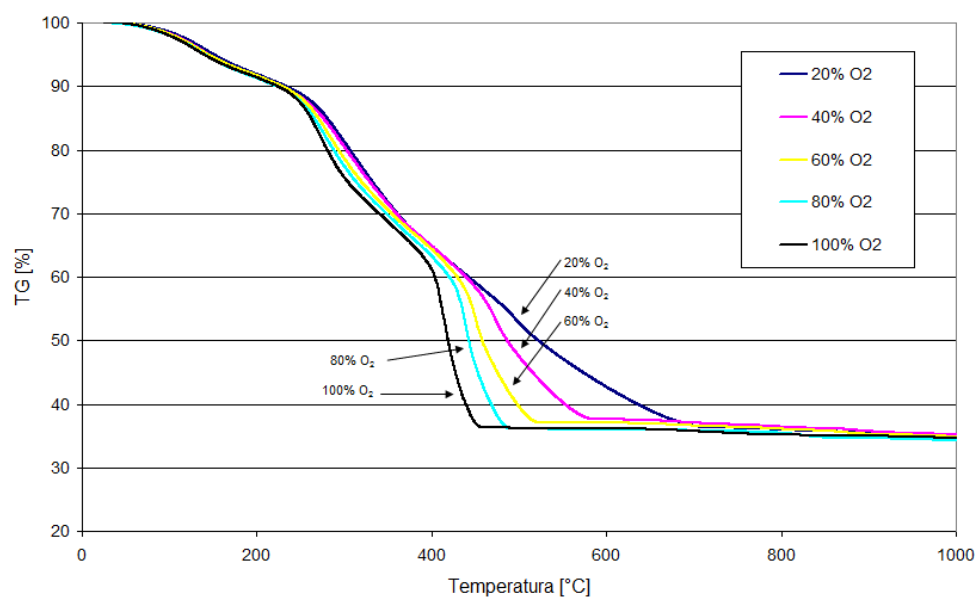
Tabela 3

Temperatury odzwierciedlające maksymalną szybkość ubytku masy próbki dla współczynnika szybkości nagrzewu 10, 40 K/min oraz zmiennej atmosfery O₂/CO₂

Współczynnik nagrzewu, K/min	Mieszanka gazowa O ₂ /CO ₂	T _{p1} , °C	T _{p2} , °C	T _{p3} , °C
10	O ₂ /CO ₂ = 2:8	127	308	476
	O ₂ /CO ₂ = 4:6	112	279	451
	O ₂ /CO ₂ = 6:4	123	273	430
	O ₂ /CO ₂ = 8:2	125	271	420
40	O ₂ /CO ₂ = 2:8	142	314	500
	O ₂ /CO ₂ = 4:6	142	305	481
	O ₂ /CO ₂ = 6:4	144	291	454
	O ₂ /CO ₂ = 8:2	142	288	445

Rysunek 8 przedstawia rezultaty otrzymane podczas nagrzewu próbki osadów ściekowych dla stałej szybkości współczynnika nagrzewu 20 K/min przy różnych stężeniach tlenu w zakresie od 20 do 100% obj. O₂. Podobne zachowanie obserwuje się dla pozostałych przypadków badanych szybkości współczynnika nagrzewu.

Analiza wykresu daje podstawy do rozpatrywania procesu w czterech etapach. W pierwszym zakresie, począwszy od temperatury otoczenia do temperatury 200°C, następuje uwolnienie wilgoci oraz części lotnych.



Rys. 8. Ubytek masy badanych osadów ściekowych w funkcji temperatury (parametr stały - szybkość nagrzewu 20 K/min, parametr zmienny - stężenie tlenu)

Przebieg krzywych TG w tym przedziale jest prawie niezależny od stężenia tlenu, krzywe położone są blisko siebie. W drugiej fazie pomiędzy temperaturą 200 a 400°C następuje dalsze uwalnianie części lotnych, przy czym dynamika tych zmian jest mniej więcej stała w funkcji stężenia tlenu. Największe różnice następują w kolejnym etapie, który można określić w przedziale temperatury 400÷700°C. Wraz ze wzrostem stężenia tlenu w gazie reakcyjnym ubytek masy próbki jest zdecydowanie szybszy. A im wyższe stężenie tlenu w gazie reakcyjnym, tym niższa temperatura, kiedy kończy się ten etap. W ostatnim etapie, kończącym się w temperaturze 1000°C, ubytek masy próbki jest niewielki. Stężenie tlenu w gazie reakcyjnym nie odgrywa tu znaczącej roli.

Podsumowanie

Przeprowadzona analiza w ramach obecnego etapu obejmowała wyznaczenie parametrów kinetyki spalania komunalnych osadów ściekowych w zmiennej atmosferze O₂/CO₂ w zakresie temperatur 873÷1273 K. Otrzymane doświadczalnie wyniki pozwoliły wyznaczyć podstawowe parametry kinetyczne: rząd reakcji, współczynnik przedeksponencjalny oraz energię aktywacji przy zastosowaniu modelu kurczącego się rdzenia. Wartość rzędu reakcji wyniosła $n = 0,82$. Wartość energii aktywacji była niska, na poziomie 10 kcal/mol. Z przebiegu doświadczenia wynika zatem, że czynnikiem limitującym proces spalania jest dyfuzja tlenu. Reakcja spalania przebiega tu jedynie w zewnętrznej warstwie nieprzereagowanego

rdzenia. Potwierdza to słuszność zastosowania modelu kurczącego się rdzenia (SCM).

Dzięki znajomości wartości wyznaczonych parametrów równania kinetycznego (n , K_0 i E_a) przeprowadzono szacowanie wartości pozornej szybkości reakcji w szerokim zakresie parametrów. Wykazano znaczący wpływ stężenia tlenu w przeciwieństwie do wpływu temperatury, który okazał się nieznaczny. Niemniej jednak największą szybkość pozornej szybkości reakcji osiąga się przy maksymalnych parametrach, czyli temperaturze 1273 K oraz stężeniu tlenu 100% obj. gazu reakcyjnego. Obserwuje się znaczący wpływ współczynnika szybkości nagrzewania na termiczną dekompozycję osadów ściekowych w tej samej atmosferze. Maksymalną szybkość ubytku masy próbki stwierdzono przy największym współczynniku nagrzewu. Szybkość ubytku masy zwiększa się z 1,86 do 9,11% min^{-1} wraz ze wzrostem szybkości nagrzewu od wartości 10 do 40 K/min. Nie obserwuje się za to przesunięcia temperaturowego w kierunku wyższych temperatur wraz ze wzrostem współczynnika nagrzewu. Maksymalne wartości szybkości ubytku masy próbki odnotowano w zakresie temperatury 308÷314°C. Przy wzroście stężenia tlenu w gazie reakcyjnym obserwuje się przesunięcie zakresu temperaturowego maksymalnych szybkości ubytku masy paliwa w zakres niższych temperatur.

Podziękowanie

Praca naukowa współfinansowana przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju, jako Projekt Strategiczny PS/E/2/66420/10 „Zaawansowane technologie pozyskiwania energii: Opracowanie technologii spalania tlenowego dla kotłów pyłowych i fluidalnych zintegrowanych z wychwytem CO_2 ”.

Literatura

- [1] Czakiert T., Nowak W., Bis Z., Spalanie w atmosferach modyfikowanych tlenem kierunkiem rozwoju dla kotłów CWF, Energetyka i Ekologia 2008, 10.
- [2] Główny Urząd Statystyczny, Ochrona środowiska, 2010.
- [3] Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010; lipiec 2006 - projekt.
- [4] Werther J., Ogada T., Sewage sludge combustion, Prog. Energy Combust. Sci. 1999, 25.
- [5] Nowak W., Pronobis M., Nowe technologie spalania i oczyszczania spalin, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2010.
- [6] Kai Liu, Ciao Qian Ma, Han Min Ciao, Experimental and kinetic modelling of oxygen-enriched air combustion of paper mill sludge, Waste Management 2010, 30, 1206-1211.
- [7] Ciao Hanmin, Ma Xiaoqian, Liu Kai, Co-combustion kinetics of sewage sludge with coal and coal gangue under different atmospheres, Energy Conversion and Management 2010, 51, 1976-1980.
- [8] Hu Y.Q., Nikzat H., Nawata M., Kobayashi N., Hasatani M., The characteristics of coal-char oxidation under high partial pressure of oxygen, Fuel 2001, 80, 2111-2116.

Combustion Kinetics of Sewage Sludge under Oxygen-Enriched Atmosphere

The paper presents the results of combustion kinetics of municipal sewage sludge in a modified atmospheres. The studies were investigated by a thermogravimetric analysis. Thermogravimetric tests were carried out as a dynamic (non-isothermal) and static (quasi-isothermal). Tests was conducted in five gaseous atmospheres prepared from oxygen and carbon dioxide. Participation of oxygen in the mixture were as following: 20, 40, 60, 80 and 100% vol. The experiment was conducted in the temperature range 873–1273 K. Experimentally obtained results based on the model of the shrinking core (SCM), helped establish the basic kinetic parameters such as: reaction order n , factor K_0 and activation energy E_a . The values of activation energy E_a and K_0 were, respectively: 45.57 kJ/mol (10.9 kcal/mol) and 0.0127 mg/m²sPa. Values of activation energy E_a of sewage sludge combustion in O₂/CO₂ atmosphere in the temperature range 873–1273 K show that the limiting factor of combustion is the diffusion of oxygen, therefore the combustion reaction takes place here only in the outer layer of the unreacted core. The experimental studies in a wide range of process parameters such as temperature and partial pressure of oxygen helped to create an array of apparent reaction rates as a function of temperature and oxygen concentration in the gas reaction. It has been shown the significant effect of oxygen on the apparent reaction rate, in contrast to the effect of temperature, which was insignificant. The impact of the heating rate on sludge combustion was also investigated. For this purpose, sludge was heated from ambient temperature to a 1000°C at a four different heating rates 10, 20 and 40 K min⁻¹ in the variable O₂/CO₂ atmosphere. With increasing heating rates TG curves get closer and closer to each other. Percentage weight loss was about 65.26% at a heating rate 10 K min⁻¹. At 40 K min⁻¹ percentage loss was 65.97%. From that it could be stated the the heating rate play no role in the loss of material mass. With increasing heating rate is not observed a substantial shift of the peak temperature of the sample weight loss.

Keywords: kinetic parameters, activation energy, sewage sludge, oxy-combustion