

ZINTEGROWANA REDUKCJA STĘŻEŃ WIELU GAZOWYCH ZANIECZYSZCZEŃ W SPALINACH NAPROMIENIOWANYCH WIĄZKĄ ELEKTRONÓW Z AKCELERATORA

¹ Janusz LICKI, ² Anna OSTAPCZUK, ² Andrzej G. CHMIELEWSKI

¹ Instytut Energii Atomowej POLATOM, 05-400 Otwock-Świerk,

² Instytut Chemii i Techniki Jądrowej, ul. Dorodna 16, 03-195 Warszawa.
licki@cyf.gov.pl

STRESZCZENIE

Napromieniowano spaliny powstałe ze spalania ciężkiego oleju opałowego – mazutu C-3, z 3% mas. zawartością siarki. W spalinach występowały w dużych stężeniach SO₂ (ponad 1100 ppmv) i NO_x (około 150 ppmv) oraz w małych stężeniach (rzędu µg/m³) zanieczyszczenia organiczne. Wśród organicznych zanieczyszczeń dominowały udziały jednopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (BTX), wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) i węglowodorów aromatycznych zawierających atomy tlenu (OWA). Po napromieniowaniu spalin dawką 5,3 kGy nastąpiła jednoczesna redukcja stężeń SO₂ o 82%, NO_x o 58%, BTX o 84,8% i WWA o 40%, z jednoczesnym wzrostem stężeń OWA, CO i CO₂. Ze wzrostem dawki napromieniowania wzrastała efektywność usunięcia. W procesie zintegrowanej redukcji stężeń decydującą rolę odgrywały wolne rodniki (OH i HO₂) i atomy (O, N i H) wytwarzane w napromieniowanych spalinach.

1. Wstęp

Procesy energetycznego spalania paliw kopalnych (węgiel, ropa oraz gaz naturalny) są głównym sposobem pozyskiwania energii pierwotnej, a jednocześnie jednym z głównych źródeł emisji zanieczyszczeń gazowych takich jak: tlenki siarki (SO₂, SO₃), tlenki azotu (suma NO i NO₂), tlenki węgla (CO, CO₂), chlorowódz, lotne związki organiczne (LZO) oraz metale ciężkie (głównie rtęć). Zanieczyszczenia te są szkodliwe dla zdrowia ludzi i środowiska naturalnego. Wprowadzane są coraz bardziej restrykcyjne wymagania dotyczące jakości powietrza. Konieczne jest ograniczenie emisji szkodliwych zanieczyszczeń z obiektów energetycznych. Poza metodami pierwotnymi najczęściej stosowane są metody wtórne – oczyszczanie spalin. Technologie konwencjonalne wdrażane w energetyce zwykle zapewniają redukcję pojedynczych zanieczyszczeń. W pracy przedstawiono technologię napromieniowania spalin (z domieszką amoniaku) wiązką elektronów z akceleratora, zapewniającą jednoczesną redukcję stężeń zanieczyszczeń kwaśnych (SO₂, NO_x) i organicznych (WWA, BTX).

2. Technologia napromieniowania spalin wiązką elektronów z akceleratora

Technologia oczyszczania spalin z napromieniowaniem spalin wiązką elektronów z akceleratora (w skrócie technologia wiązki elektronów) pozwala na redukcję wielu zanieczyszczeń w spalinach. Technologia wiązki elektronów została szczegółowo przebadana na instalacjach pilotowych, zlokalizowanych w elektrowniach węglowych w USA (Indianapolis), Japonii (Shin-Nagoya), Niemczech (Banderwerk) i w Polsce (EC Kawęczyn) oraz w licznych instalacjach laboratoryjnych [1]. W optymalnych warunkach napromieniowania spalin uzyskiwano wysokie efektywności jednoczesnego usunięcia SO₂ (powyżej 95%) i NO_x

(powyżej 75%). Technologia wiązki elektronów została już wdrożona w pełnej skali przemysłowej w dwóch elektrociepłowniach – w Chengdu i Hangzhou w Chinach [2] i w elektrowni Pomorzany w Szczecinie [3], z nominalnym przepływem około 300 000 m³_n/h spalin. W polskiej instalacji uzyskuje się 90% usunięcia SO₂ i ponad 70% usunięcia NO_x. Obecnie budowane są następne instalacje przemysłowe w Chinach i w Bułgarii.

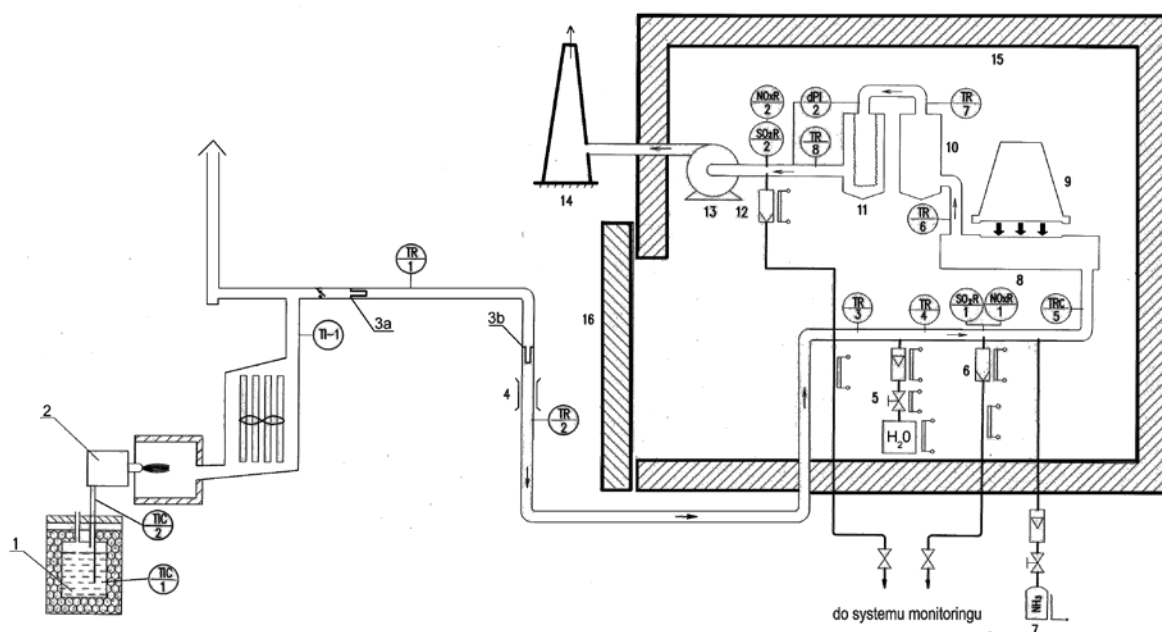
Dotychczasowe badania tej technologii były ukierunkowane na jednoczesne usuwanie SO₂ i NO_x ze spalin. Celem niniejszej pracy było rozszerzenie badań na usuwanie ze spalin również zanieczyszczeń organicznych.

3. Układ eksperymentalny

Badania przeprowadzono na wielkolaboratoryjnej instalacji przepływowej w Instytucie Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie (w skrócie instalacja laboratoryjna IChTJ).

3.1. Instalacja laboratoryjna IChTJ

Schemat przepływowy instalacji laboratoryjnej przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat przepływowy wielkolaboratoryjnej instalacji IChTJ;

- | | |
|---|--|
| 1 - termostatyзовany zbiornik z olejem opałowym, | 8 - komora procesowa, |
| 2 - palnik olejowy, | 9 - akcelerator elektronów, |
| 3a - filtr do wyłapywania sadzy, | 10 - komora retencyjna, |
| 3b - filtr pyłowy, | 11 - filtr workowy, |
| 4 - kryza pomiarowa, | 12 - pobór próbek spalin do analizy – odlot z procesu, |
| 5 - dozowanie pary wodnej, | 13 - wentylator wyciągowy, |
| 6 - pobór próbki spalin do analizy – wlot do procesu, | 14 - komin, |
| 7 - dozowanie amoniaku, | 15 - ściana osłonowa, |
| | 16 - drzwi osłonowe. |

Instalacja została przystosowana do spalania ciężkiego oleju opałowego – mazutu C-3, z 3% mas. zawartością siarki. Spaliny powstałe ze spalania oleju opałowego w palniku (2) oczyszczano z sadzy (3a) i pyłu (3b) przy użyciu dwustopniowego filtra tkaninowego, a

następnie kierowano do komory procesowej (8), gdzie napromieniowano impulsową wiązką elektronów z akceleratora ILU-6M (800 keV, maks. moc wiązki 20 kW). Wielkość dawki napromieniowania spalin regulowano częstotliwością repetycji impulsowej wiązki elektronów. Napromieniowane spaliny kierowano do filtra workowego (11), w którym zatrzymywano cząstki produktu końcowego. Badania przeprowadzono ze stałym strumieniem objętościowym spalin $5 \text{ m}^3/\text{h}$.

3.2. Systemy analityczne

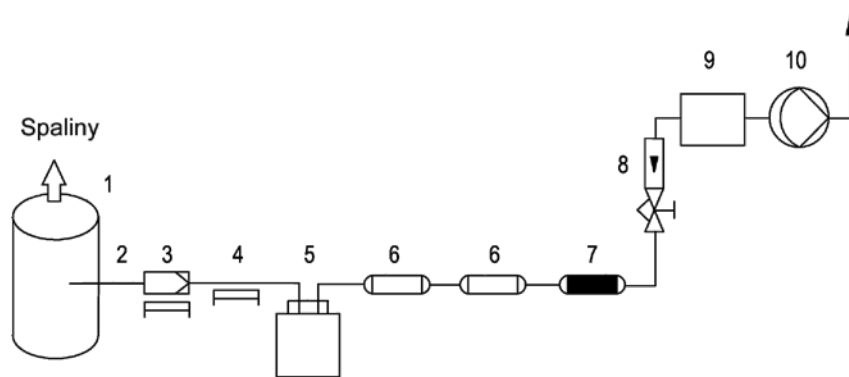
W procesie spalania siarka zawarta w oleju opałowym przekształca się głównie w ditlenek siarki i w niewielkiej ilości (1 do 3%) w tritlenek siarki. W dwóch punktach instalacji laboratoryjnej pobierano próbki spalin do analizy ich składu. Pierwszy punkt poboru był zlokalizowany na wlocie gazów do komory procesowej (punkt 6 na rys. 1), w skrócie oznaczony jako wlot do procesu. Drugi punkt poboru spalin był zlokalizowany w obszarze odlotu oczyszczonych spalin z instalacji, w skrócie oznaczany jako odlot z procesu. Ciągłe pomiary stężeń SO_2 i NO/NO_x w spalinach na wlocie i wylocie z instalacji zapewniały dwa zestawy ekstrakcyjnych analizatorów spalin amerykańskiej firmy Thermo Environmental Instruments Inc. (TEI). Zestaw I analizował skład spalin na wlocie do instalacji, zaś zestaw II analizował spaliny opuszczające instalację. W skład każdego zestawu wchodziły:

- analizator ditlenku siarki, Model 40, działający na zasadzie impulsowej fluorescencji w obszarze UV,
- chemiluminescencyjny analizator NO/NO_x , Model 10A/R,
- zestaw do kondycjonowania próbek spalin na gorąco i ich rozcieńczania w ustalonym stosunku, Model 900,
- generator gazu zerowego dla rozcieńczania próbek spalin, Model 111S.

Na wlocie do zestawu II umieszczono wysokotemperaturowy skrubler amoniakalny firmy Shimadzu (Japonia) w celu absorpcji nieprzereagowanego amoniaku z gorącej próbki spalin kierowanej do analizy. Do pomiaru stężenia nieprzereagowanego amoniaku w spalinach na wylocie z instalacji użyto chemiluminescencyjny analizator Model 17C z dwoma konwerterami firmy TEI. Okresowo do pomiaru stężeń SO_2 , CO , CO_2 , O_2 , NO , NO_2 , C_xH_y i NO_x wykorzystywano przenośny analizator spalin typu Lancom Series II firmy Land Combustion (Anglia).

Stężenia lotnych zanieczyszczeń organicznych określano przy użyciu zestawu GC-MS (chromatografu gazowego GC-17A połączonego z kwadrupolowym spektrometrem mas QP5050) Shimadzu (Japonia). Analizowane mieszaniny rozdzielano na niepolarniej kolumnie HP-5MS, Agilent, 30 m x 0,25 mm x 0,25 μm grubość filmu. Na rys. 2 przedstawiono schemat zestawu pobierania próbek gazowych do chromatograficznej analizy ich składu.

Próbkę ze strumienia gazów pobierano przy użyciu sondy ze stali kwasoodpornej. Na końcu sondy znajdowały się dwa ceramiczne współśrodkowe filtry, na których osadzały się drobne cząstki pyłu. Tak oczyszczoną próbkę gazu przesyłano w ogrzewanej kwasoodpornej rurce do płuczki gazowej umieszczonej w naczyniu z lodem. W płuczce wytrącała się para wodna z pobieranych gazów. Następnie gazy przepływały przez zestaw trzech sorbentów (dwóch rurek z adsorberem XAD-2 i jednej z węglem aktywnym). W czasie poboru próbek utrzymywano stały strumień objętościowy, $1 \text{ dm}^3/\text{min}$, i przepuszczano co najmniej 240 dm^3 spalin. Po zakończeniu poboru natychmiast szczelnie zamykano płuczkę z kondensatem oraz rurki sorbentów, które po owinięciu w folię aluminiową przesyłano do analizy chromatograficznej. Analizę chromatograficzną próbek spalin wykonywano w ciągu 48 godzin od chwili zakończenia ich poboru.



Rys. 2. Schemat zestawu do poboru próbek spalin do chromatograficznej analizy:

- | | |
|----------------------------------|-----------------------------------|
| 1 - kanał gazowy, | 6 - XAD-2 adsorbent, |
| 2 - sonda, | 7 - węgiel aktywny, |
| 3 - ogrzewane filtry ceramiczne, | 8 - rotametr z zaworem iglicowym, |
| 4 - ogrzewana droga gazowa, | 9 - licznik gazu, |
| 5 - kondensator otoczony lodem, | 10 - pompa diafragma. |

4. Wyniki badań

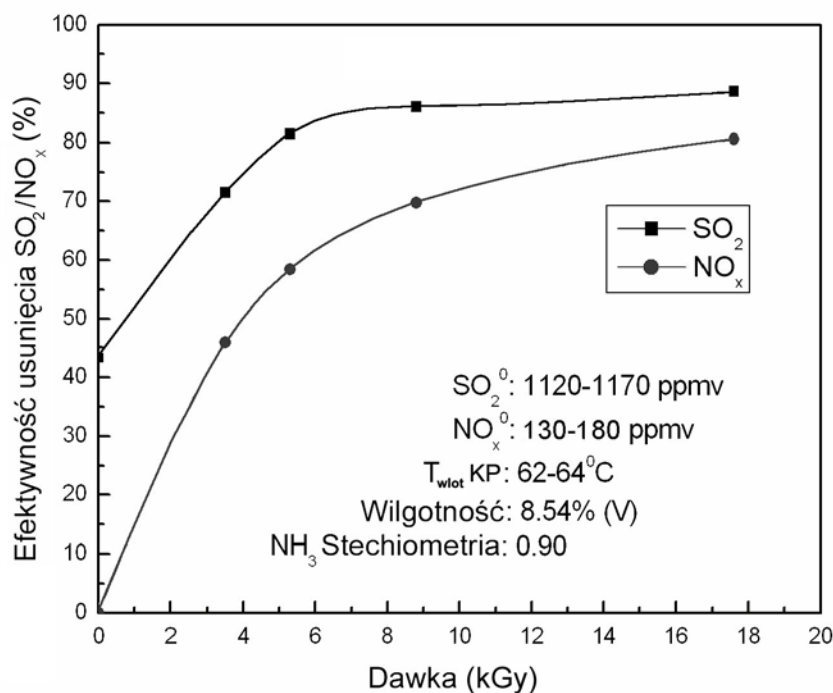
W spalinach ze spalania mazutu C-3 występowały zarówno kwaśne (głównie SO_2 i NO_x) jak i organiczne gazowe zanieczyszczenia. W wyniku procesów fizyko-chemicznych zachodzących w napromieniowanych spalinach następowała jednoczesna redukcja stężeń wielu gazowych zanieczyszczeń. Dla ułatwienia opisu tych procesów oddzielnie będą przedstawione jednoczesne usunięcie SO_2 i NO_x oraz organicznych zanieczyszczeń

4.1. Jednoczesne usunięcie SO_2 i NO_x

W spalinach ze spalania mazutu C-3 występowały duże stężenia SO_2 (powyżej 1100 ppmv) i NO_x (około 150 ppmv). Szereg parametrów procesowych ma wpływ na efektywność jednoczesnego usunięcia obu tych zanieczyszczeń.

4.1.1. Wpływ dawki napromieniowania

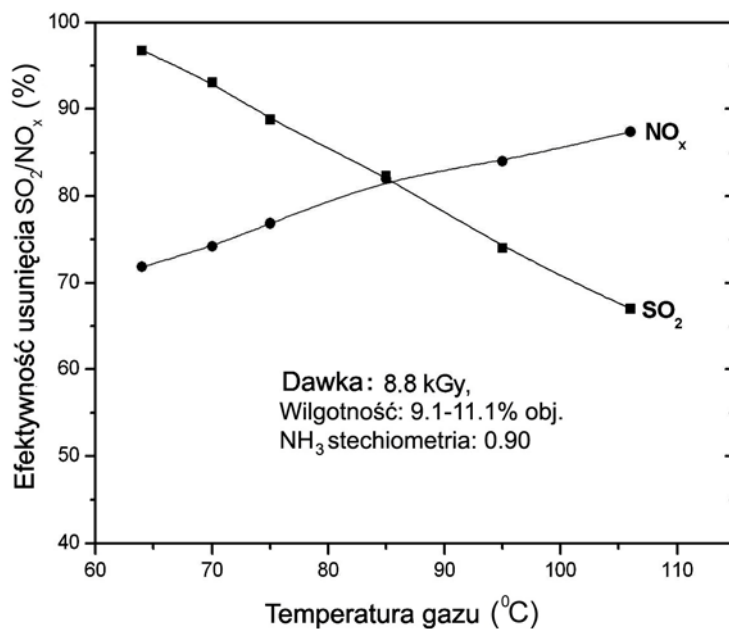
Wpływ dawki napromieniowania (w skrócie dawki) na efektywność jednoczesnego usunięcia SO_2 i NO_x przedstawiono na rys. 3. Dawka (ilość energii wiązki elektronów przekazana do jednostki masy napromieniowanych spalin) jest podstawowym parametrem w przypadku usuwania NO_x . Poczynając od zerowego usunięcia NO_x przy zerowej dawce, poprzez liniowy wzrost usunięcia przy małych dawkach, a kończąc na stanie nasycenia przy dużych dawkach. Usunięcie NO_x następuje tylko na drodze radiacyjnej. Usunięcie SO_2 wynika ze współdziałania dwóch procesów – radiacyjnego i termicznego. Przy zerowej dawce usunięcie SO_2 wynika z procesu termicznego (reakcji SO_2 z amoniakiem dozowanym do nawilżonych spalin). W zakresie małych dawek widoczny jest wzrost usunięcia SO_2 z dawką, a zatem usunięcie SO_2 związane jest również z procesem radiacyjnym. Z rys. 3 wynika, że optymalne usunięcie SO_2 uzyskuje się przy dawce 6-8 kGy. Natomiast optymalne usunięcie NO_x uzyskuje się przy wysokich dawkach, powyżej 16 kGy, a więc jest bardziej energochłonne.



Rys. 3. Wpływ dawki na efektywność jednoczesnego usunięcia SO₂ i NO_x ze spalin

4.1.2. Wpływ temperatury napromieniowywanych spalin

Wpływ temperatury napromieniowywanych spalin na efektywność usunięcia SO₂ i NO_x przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Wpływ temperatury napromieniowywanych spalin na efektywność usunięcia SO₂ i NO_x.

Efektywność usunięcia SO₂ wzrasta z obniżeniem temperatury napromieniowywanych spalin, w miarę zbliżania się do temperatury punktu rosy spalin. Natomiast ze wzrostem temperatury napromieniowywanych spalin wzrasta efektywność usunięcia NO_x.

4.1.3. Wpływ wilgotności spalin i stechiometrii amoniaku dozowanego do spalin

Usunięcie SO₂ wzrasta istotnie ze wzrostem wilgotności napromieniowywanych spalin oraz ze wzrostem stechiometrii amoniaku dozowanego do tych spalin. Ten wzrost wynika z chemicznej reakcji SO₂ z amoniakiem, bez udziału wiązki elektronów. Wzrost wilgotności spalin w nieznaczny sposób wpływa na usunięcie NO_x. Optymalną efektywność usunięcia obu tych kwaśnych zanieczyszczeń uzyskuje się przy wilgotności spalin wyższej od 11% obj. Efektywność usunięcia SO₂ istotnie wzrasta ze wzrostem stechiometrii amoniaku w napromieniowywanych spalinach. Powyżej wartości współczynnika stechiometrii 0,90 ten wzrost jest już nieznaczny. Usunięcie NO_x nieznacznie zmienia się ze wzrostem współczynnika stechiometrii amoniaku. Część amoniaku dozowanego do spalin może nie przereagować i w gazach odlotowych z instalacji występuje unos amoniaku (z ang. *ammonia slip*). Z uwagi na niekorzystny wpływ amoniaku na środowisko należy dbać, aby ten unos był znikomy. Stąd optymalna wartość współczynnika stechiometrii NH₃ powinna wynosić 0,92-0,95. Zapewnia to wysokie usunięcie SO₂ i NO_x oraz minimalny unos nieprzereagowanego amoniaku (poniżej 10 ppmv).

4.2. Usuwanie lotnych zanieczyszczeń organicznych

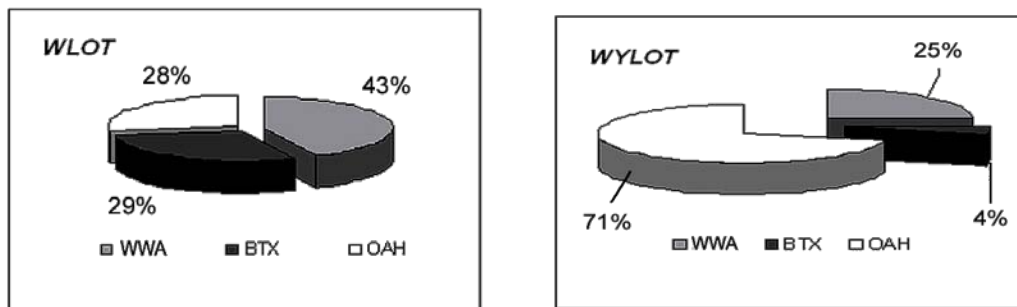
Badania przeprowadzono w warunkach optymalnych dla usunięcia SO₂ i NO_x bez modyfikacji wilgotności spalin. W spalinach ze spalania mazutu C-3 zidentyfikowano, grupy związków organicznych, przedstawione w tabeli 1.

Tabela 1. Grupy związków organicznych i ich stężenia występujące w spalinach ze spalania mazutu C-3

Grupy związków	Podgrupy	Stężenia, µg/m ³
Węglowodory alifatyczne	Alkany, Alkeny	10 ¹
	Cykloalkany	10 ⁰
Węglowodory aromatyczne	BTX	10 ¹ -10 ²
WWA	2- i 3-pierścieniowe	10 ¹ -10 ²
Węglowodory aromatyczne zawierające atomy tlenu	Kwasy aromatyczne Aldehydy aromatyczne Alkohole aromatyczne	10 ¹ -10 ²
Węglowodory zawierające atomy siarki	Tiofeny, Tiofurany, Tiozole	10 ⁰

Z przeprowadzonych licznych badań składu LZO w analizowanych spalinach wynika, że najbardziej reprezentatywnymi związkami były jednopierścieniowe węglowodory aromatyczne (w skrócie BTX – benzen, toluen, ksylen), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) oraz węglowodory aromatyczne zawierające tlen (OWA). Dalsze badania ograniczono do tych trzech grup związków.

Zaobserwowano istotny wpływ napromieniowania spalin na skład tych trzech grup węglowodorów. Na rys. 5 przedstawiono rozkłady stężeń tych węglowodorów na wlocie (przed napromieniowaniem) i wylocie (po napromieniowaniu) z instalacji, w przypadku napromieniowania dawką 5,3 kGy.



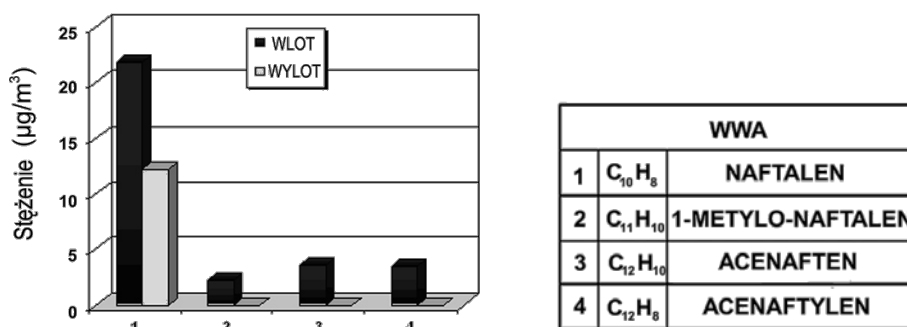
	WLOT	WYLOT
T, °C	70	80
CO, ppmv	9	19
SO ₂ , ppmv	1150	213
O ₂ , % obj.	9,4	9,5
NO _x , ppmv	160	67
CO ₂ , % obj.	9,4	9,5

Rys. 5. Zmiany w składzie spalin napromieniowanych dawką 5,3 kGy; Strumień objętości spalin 5 m³/h, wilgotność 9,1% obj.

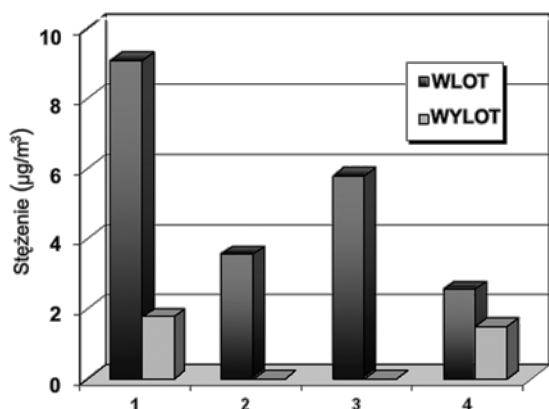
W wyniku napromieniowania spalin dawką 5,3 kGy nastąpiły istotne zmiany stężeń zarówno organicznych jak i nieorganicznych gazowych składników spalin. Nastąpiła zmiana stężeń trzech grup organicznych składników spalin. W naturalnych spalinach (wlot na rys. 5) dominowały WWA, stanowiąc 43% całości. W spalinach napromieniowanych dawką 5,3 kGy WWA stanowiły już 25%. Nastąpiło usunięcie BTX wynoszące 84% i usunięcie WWA – 40%, z jednoczesnym wzrostem stężenia OWA z 20 do 55 µg/m³_n. Z danych zawartych w tabeli wynika, że napromieniowanie spalin spowodowało również:

- wzrost stężenia CO z 9 do 19 ppmv oraz nieznaczny wzrost stężenia CO₂ o 0,1% obj.; tlenek i ditlenek węgla są produktami końcowymi radiacyjnego rozkładu organicznych składników spalin,
- redukcję stężenia SO₂ o 81,5%,
- redukcję stężenia NO_x o 58,2%,

Na trzech rysunkach przedstawiono zmiany stężeń WWA (rys. 6), BTX (rys. 7) i OWA (rys. 8) w spalinach napromieniowanych dawką 5,3 kGy.

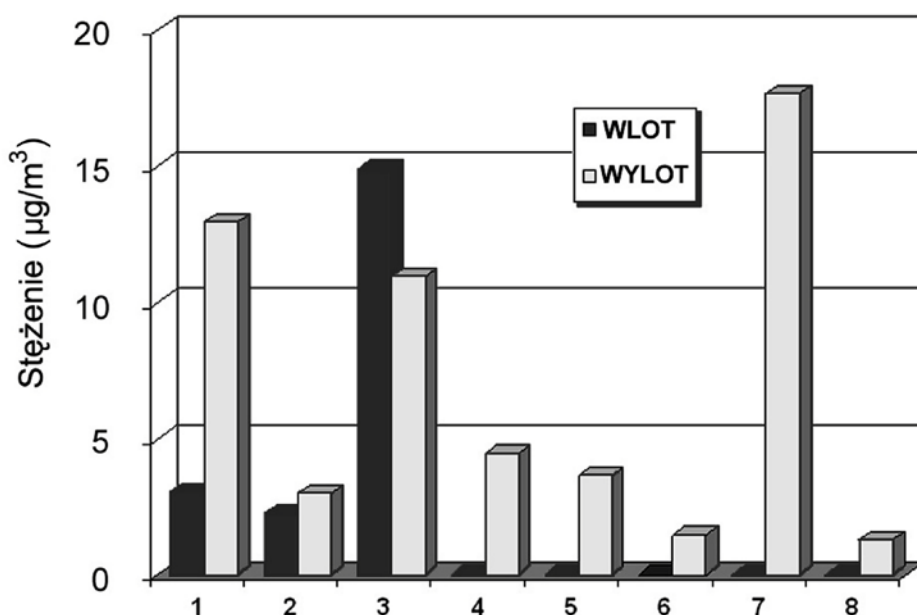


Rys. 6. Zmiana stężeń WWA w spalinach napromieniowanych dawką 5,3 kGy; stężenie WWA na wlocie – 31,5 µg/m³ i na wylocie – 19,0 µg/m³, efektywność usunięcia WWA wynosi 39,7%



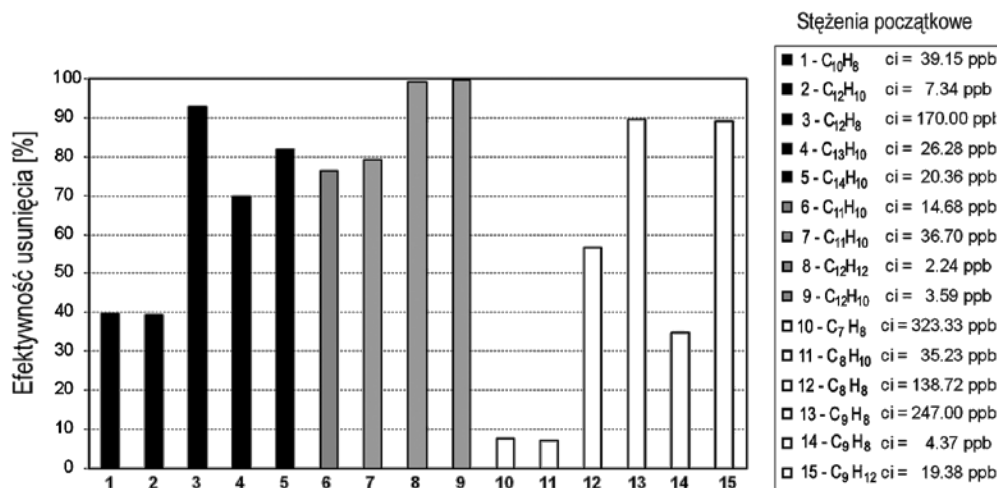
BTX		
1	C ₇ H ₈	TOLUEN
2	C ₈ H ₁₀	KSYLEN
3	C ₈ H ₈	STYREN
4	C ₁₀ H ₁₄	1,3-DIMETYLO-2-ETYLO-BENZEN

Rys. 7. Zmiana stężeń BTX w spalinach napromieniowanych dawką 5,3 kGy; stężenie BTX na wlocie – 21,0 µg/m³ i na wylocie – 3,2 µg/m³, całkowita efektywność usunięcia BTX – 84,8%



Rys. 8. Zmiana stężeń węglowodorów aromatycznych zawierających tlen (OWA) w spalinach napromieniowanych dawką 5,3 kGy; całkowite stężenie OWA na wlocie – 20,0 µg/m³ i na wylocie – 55,5µg/m³; związki oznaczone numerami:
1 - fenol, 2 - etylo-benzaldehyd, 3 - benzaldehyd, 4 - kwas benzoesowy, 5 - p-alliloksy-benzaldehyd, 6 - 1-metoksy-3-metylobenzen, 7 - ksylenol, 8 - kwas benzoilomrówkowy.

Efektywność usunięcia BTX i WWA zwiększa się ze wzrostem dawki. Na rys. 9 przedstawiono efektywności ich usunięcia uzyskane przy dawce 8,7 kGy.



Rys. 9. Efektywności usunięcia WVA i BTX ze spalin napromieniowanych dawką 8,7 kGy; związki oznaczone numerami:

WVA: 1 - naftalen, 2 - acenaften, 3 - acenaftylen, 4 - 2,3-dimetylo-fluoranten, 5 - antracen,
 A-WVA: 6 - 1-metylo-naftalen, 7 - 2-metylo-naftalen, 8 - 2,3-dimetylo-naftalen,
 9 - 2-etylo-naftalen,
 BTX: 10 - toluen, 11 - ksylen, 12 - styren, 13 - 1-propylo-benzen, 14 - 1,2-propadienylo
 benzen, 15 - 1,2,4-trimetylo-benzen.

4.3. Uproszczony opis procesu zintegrowanej redukcji stężeń wielu gazowych zanieczyszczeń w napromieniowanych spalinach

W napromieniowanych spalinach następowała jednoczesna redukcja stężeń kwaśnych zanieczyszczeń (SO₂ i NO_x) oraz organicznych zanieczyszczeń (BTX i WVA). Wzrost stężeń OWA oraz CO i CO₂ w napromieniowanych spalinach świadczy o tym, że redukcja stężeń BTX i WVA następuje w wyniku ich utleniania. W czasie napromieniowania spalin, wiązka elektronów oddziałuje z głównymi składnikami spalin (N₂, O₂, CO₂ i H₂O). Następuje ich wzbudzenie, jonizacja i dysocjacja. W wyniku licznych reakcji zachodzących w napromieniowanych spalinach wytwarzane są wolne rodniki (*OH, HO₂*), liczne jony i atomy (O, N i H). Istotną rolę odgrywa rodnik *OH charakteryzujący się wysoką reaktywnością. Rodnik hydroksylowy powoduje utlenienie gazowych składników spalin. SO₂ i NO zostaje utlenione do SO₃ i NO₂, które w reakcji z parą wodną zawartą w spalinach wytwarzają odpowiednie kwasy siarkowy i azotowy. Jeżeli do spalin przed ich napromieniowaniem wprowadzi się odpowiednią ilość amoniaku to wytworzone kwasy są neutralizowane w reakcji z amoniakiem z wytworzeniem cząstek produktu końcowego w postaci siarczanu i azotanu amonu. Cząstki produktu końcowego są odbierane w postaci sproszkowanej w zestawach filtracyjnych (elektrofiltr bądź filtr workowy). Rodnik OH jest dominującym czynnikiem utleniającym węglowodory aromatyczne (BTX). W szybkiej reakcji z BTX powstaje rodnik alkilowy. Jego reakcja z tlenem prowadzi do wytworzenia głównych produktów radiacyjnego rozpadu w postaci organicznych kwasów i aldehydów, aerozoli, CO₂ i CO. Aerozole są łatwo usuwane ze spalin przy użyciu zestawów filtracyjnych. Organiczne kwasy i aldehydy należą do związków o niskim potencjale fotochemicznego wytwarzania ozonu są więc mało toksyczne dla środowiska naturalnego. Z danych literaturowych i badań przeprowadzonych z mieszaninami modelowymi (zawierającymi pojedyncze WVA) [4, 5] wynika, że radiacyjny rozkład WVA jest procesem wielostopniowym składającym się z utleniania, rozerwania pierścienia aromatycznego i mineralizacji. W wilgotnych spalinach

proces ten jest inicjowany przez reakcję z rodnikiem OH z wytworzeniem rodnika hydroksyheksadienyłowego. Rodnik ten reaguje z innymi aktywnymi indywiduami (rodnikami, jonami i atomami) z wytworzeniem produktów pierwotnych oraz następujących po tym przemian łańcuchowych prowadzących do powstania produktów końcowych.

5. Podsumowanie

Napromieniowanie spalin wiązką elektronów z akceleratora powoduje zintegrowaną redukcję stężeń kwaśnych zanieczyszczeń (SO_2 i NO_x) i organicznych zanieczyszczeń (BTX i WWA). Efektywność usuwania tych zanieczyszczeń zależy od ich stężeń wlotowych, dawki napromieniowania i wilgotności spalin. Naturalna wilgotność spalin ze spalania mazutu C-3 (wyższa od 8.5% obj.) jest optymalna dla radiacyjnego usuwania tych zanieczyszczeń.

Literatura

1. Frank N. W.: Introduction and historical review of electron beam processing for environmental pollution control. *Radiat. Phys. Chem.*, 1995, vol. 45, 989-1002.
2. Mao R. I.: Process of flue gas desulphurization with electron beam irradiation in China. In: *Radiation treatment of gaseous and liquid effluents for contaminant removal*, IAEA-TECDOC-1473, IAEA, December 2005, pp. 45-51.
3. Chmielewski A. G., Licki J., Pawelec A., Tyimiński B., Zimek Z.: Operational experience of the industrial plant for electron beam flue gas treatment. *Radiat. Phys. Chem.*, 2004, vol. 71, 441-444.
4. Ostapczuk A., Hakoda T., Shimada A., Kojima T.: Naphthalene and acenaphthene decomposition by electron beam generated plasma application. *Plasma Chem. Plasma Process.*, 2008, vol. 28, 483-494.
5. Ostapczuk A., Licki J., Chmielewski A. G.: Application of non-thermal plasma generated by electron beam for PAH removal from flue gas. 11-th International Symposium on high pressure, low temperature plasma chemistry-Hakone XI, Oleron Island, France, September 7-12, 2008. Contributed papers volume 2, pp. 382-386.