

Analiza pracy spalarni odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie – spaliny, ścieki, wtórny odpad

*Tadeusz Piecuch, Tomasz Dąbrowski, Janusz Dąbrowski,
Marcin Lubierski, Barbara Juraszka,
Grażyna Kościerzyńska-Siekan, Katarzyna Jantos
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Każda spalarnia obok likwidacji odpadów stwarza zagrożenie dla środowiska. Głównie dotyczy to ochrony atmosfery. Stopień zagrożenia zależy od rodzaju wsadu do tej spalarni, który może być szczególnie niebezpieczny np. rtęć lub chlor usytuowany w strukturze materiału odpadowego.

W niniejszej publikacji podjęto próbę możliwie obiektywnej oceny pracy spalarni odpadów szpitalnych, w oparciu o materiały dostępne i badania własne. Spalarnia ta jest nową inwestycją i pracuje od stycznia 2001 roku.

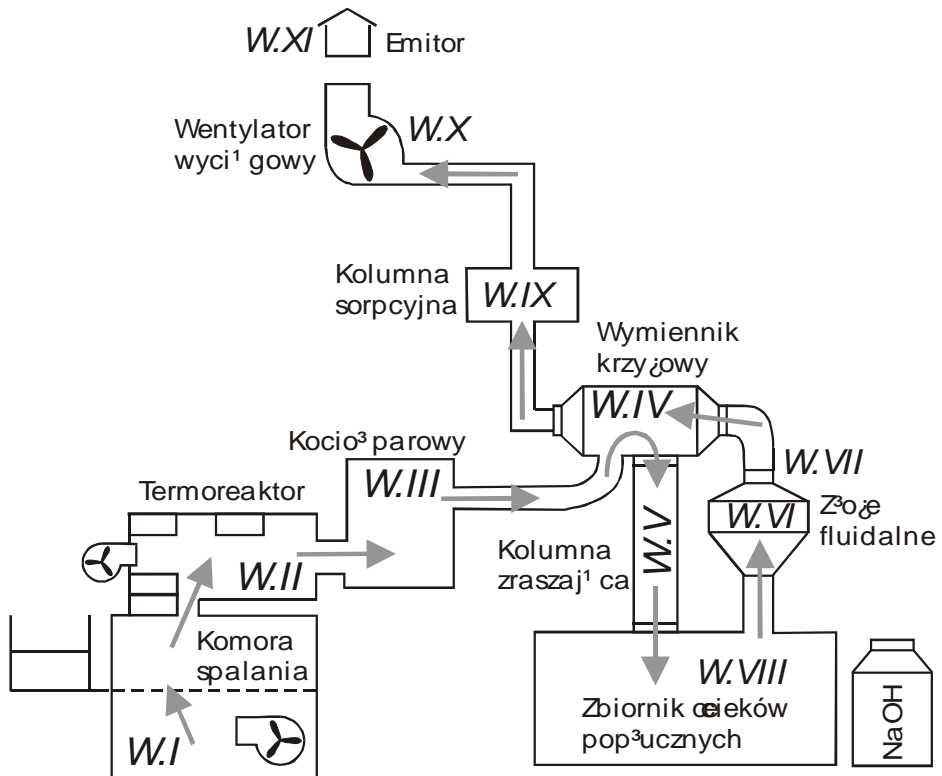
2. Opis techniczny i technologiczny pracy spalarni odpadów SP-100 Gdańskiego Przedsiębiorstwa Produkcyjno-Usługowego

Na terenie Szpitala Wojewódzkiego im. Mikołaja Kopernika w Koszalinie przy ul. Leśnej 29 zainstalowano pirolityczną spalarnię odpadów typu SP-100 (z załadunkiem półautomatycznym) – zaprojektowaną i wykonaną przez Gdańskie Przedsiębiorstwo Produkcyjno-Usługowe. Schemat operacyjny spalarni przedstawiono na rysunku 1.

Wydajność analizowanego urządzenia wynosi 100 kg spalanych odpadów w ciągu godziny (przy nominalnej gęstości usypowej odpadów – 200 kg/m³).

Spalarnia SP-100 zawiera w układzie technologicznym następujące urządzenia [1]:

- Układ automatycznego załadunku i odpopielania (rys. 2),
- Dwustopniowa komora spalania odpadów SP 100 A,
- Kocioł parowy KP 7 (rys. 3),
- Fluidalna stacja oczyszczania spalin FS- 300/3 (rys. 4),
- Filtr sorpcyjny z węglem aktywnym FWS 300/2 (rys. 5).



Rys. 1. Schemat operacyjny układu technologicznego Spalarni Odpadów typu SP-100
Fig. 1. Operational diagram of technological system of Waste Incineration Plant SP-100

Proces termicznego rozkładu odpadów odbywa się w dwustopniowej komorze z kontrolowanym przepływem powietrza.

W komorze I-go stopnia – rys. 1 (węzeł I) - następuje – cytując za opisem w projekcie – piroliza (zgazowanie) odpadów w temperaturze 700-900°C, to znaczy z kontrolowanym niedoborem powietrza, przy laminarnym przepływie spalin i przy niewielkim podciśnieniu. Komora ta wyposażona jest w system przestrzennego napowietrzania oraz palnik zapalający. Medium grzewczym jest

gaz ziemny GZ 35. W opinii Autorów projektu [1] kształt komory pirolitycznej jest tak skonstruowany, aby maksymalnie wyeliminować porywanie części stałych (pyłów) do dalszych stopni instalacji. Odnośna komora, co stwierdzono w czasie wizji lokalnej ma kształt prostopadłościanu z centralną rurą przekazującą spaliny do komory dopalania zwanej przez Autorów projektu termoreaktorem. Zatem nie bardzo wiadomo na czym polega specyfika konstrukcji tej komory taka, że w opinii Autorów eliminuje porywanie pyłów do dalszej części instalacji. Zatem spaliny z komory spalania, po wstępnym napowietrzaniu przechodzą do termoreaktora – rys. 1 (węzeł II), w którym są dopalane przy pomocy palnika w temperaturze 1000÷1200°C z regulowanym nadmiarem powietrza przy silnie turbulentnym przepływie i przy zachowaniu czasu retencji minimum 2 sekundy. Czterostopniowy, strefowy system napowietrzania termoreaktora, połączony z kontrolą długości płomienia, podciśnienia oraz strefowego rozkładu temperatury pozwala zapewnić równomierny rozkład temperatury w termoreaktorze, bez gwałtownych skoków temperatury w pierwszej strefie. Optymalizuje to – zdaniem Autorów projektu – warunki spalania z punktu widzenia likwidacji między innymi toksycznych węglowodorów.

Dopalane spaliny przechodzą do kotła parowego typu KP 7 – rys. 1 (węzeł III), gdzie następuje ich gwałtowne schłodzenie [2,3] – do temperatury około 300°C (co jest konieczne z uwagi na ograniczenia rekombinacji dioksyn), z jednoczesną produkcją pary wodnej o ciśnieniu roboczym 1,3 MPa.

Z kotła spaliny kierowane są do układu technologicznego – instalacji oczyszczania spalin.

W pierwszym etapie spaliny przechodzą przez wymiennik tzw. krzyżowy – rys. 1 (węzeł IV), gdzie następuje degradacja temperatury. Następnie spaliny o temperaturze około 160°C kierowane są do kolumny zraszającej – rys. 1 (węzeł V), gdzie napotykają na mgłę roztworu NaOH. Kolejnym etapem oczyszczania spalin jest trójfazowe złożo fluidalne, stanowiące VI węzeł technologiczny instalacji – rys. 1. Złożo fluidalne zbudowane jest z lekkich celuloidowych kuleczek o średnicy około 10 mm podobnych do piłeczek pingpongowych, o podobnej sprężystości w stosunku do odbicia z podłoża lecz mniejszych. Taka kuleczka celuloidowa, gdy jest nowa i niewypracowana ma kolor biały, natomiast zużyta czyli wypracowana ma kolor ciemnobrązowy przechodzący w szary, a nawet czarny.

Następnym procesem jest skraplanie schłodzonych spalin, co osiąga się przez zraszanie ich czystą wodą – rys. 1 (węzeł VII). Podczyszczone spaliny wychodzące ze stacji (niezależnym przewodem) ponownie przechodzą przez pojemnik tzw. wymiennik krzyżowy – rys. 1 (węzeł IV) celem ogrzania ich do temperatury około 120÷140°C i osuszenia przez ciepło oddawane przez gorące spaliny dochodzące z kotła parowego. W celu dodatkowego oczyszczenia spaliny przechodzą następnie do procesu sorpcji – rys. 1 (węzeł IX). Sorbentem wy-

pełniającym komory kolumn sorpcyjnych jest węgiel aktywny. Wymiary prostopadłościowej komory z wkładami tych kolumn sorpcyjnych są następujące: 3210x1580x2600 mm.

Producent spalarni stosuje węgiel aktywny o następujących parametrach:

- liczba jodowa około 900 mg/g,
- zawartość wilgoci max 5%,
- gęstość nasypowa około 500 g/dm³,
- temperatura zapłonu > 400°C,
- średnica granulatu 3÷4,

Suche, dodatkowo oczyszczone spaliny w procesie sorpcji na węglu aktywnym przez wentylator wyciągowy – rys. 1 (węzeł X), kierowane są do emitora – rys. 1 (węzeł XI) – o wysokości $h = 20,0$ m i średnicy $d = 0,35$ m [1].



Rys. 2. Układ automatycznego załadunku odpadów szpitalnych

Fig. 2. System of automatic input of hospital waste



Rys. 3. Kocioł parowy
Fig 3. Steam boiler



Rys. 4. Fluidalna stacja
oczyszczania gazów
Fig. 4. Fluidal gas treatment plant

Rys. 5. Filtr sorpcyjny z węglem aktywnym

Fig. 5. Sorptional filter with active carbon



3. Analiza krytyczna układu technologicznego spalarni odpadów szpitalnych

Odnosząc się globalnie do wszelkich technologii termicznej utylizacji odpadów trzeba stwierdzić, że nie ma rozwiązań idealnych – nie tylko z technologicznego ale także, a może przede wszystkim z ekonomicznego punktu odniesienia.

W tym przypadku inwestorem wtórnym był Szpital Wojewódzki, a pierwotnym, który wyasygnował kwotę inwestycyjną 4.000.000 zł (instalacja 2.200.000 + budynki 1.800.000) był Urząd Marszałkowski Województwa Zachodniopomorskiego. Oczywiście kwota inwestycyjna w sposób zasadniczy determinowała jakościowe wyniki pracy spalarni, będące pochodną poniesionych kosztów.

Pierwszą uwagą krytyczną odnośnie wdrożonego projektu spalarni jest sposób termicznej likwidacji odpadów w węźle I czyli w komorze zwanej przez Autorów projektu – komorą pirolityczną, gdzie zachodzi proces pirolitycznego rozkładu odpadów – co w żadnym przypadku nie jest pirolizą – lecz co najwyżej quasi pirolizą i to bardziej zbliżoną do quasi spalania [5,6,7,8,13]. Otrzymany w wyniku takiego procesu gaz pirolityczny nie jest de facto w pełni gazem pirolitycznym o stosownej jakości determinującej własności użytkowe, lecz raczej są to po prostu niedopalone spaliny. Zachodzi więc pytanie – jaki sens

praktyczny ma taka quasi piroliza czy też niepełne spalanie? Przecież gdyby zastosować pełną pirolizę to spalanie potem gazu pirolitycznego daje absolutną pewność braku zanieczyszczeń atmosfery, co wiodły rozliczne badania [9,10,11,12] i cała reszta instalacji oczyszczania spalin jest niepotrzebna. Natomiast w takim przypadku – stosowania pełnej pirolizy – pozostałby otwarty – trudny do rozwiązania – problem wtórnej utylizacji stałych odpadów popirolitycznych tzw. koksiku [10,11].

Prawdopodobnie Autorom projektu chodziło o to, że łatwiej dopalić niepełnej jakości gaz pirolityczny niż dopalić spaliny po pełnym stechiometrycznym procesie spalania. Użyte tutaj słowo prawdopodobnie wynika z faktu, że producent odmawia podania wszelkich informacji dotyczących szczegółów pracy spalarni, w tym także np. informacji dotyczącej struktury chemicznej materiału stanowiącego wypełnienie złoża fluidalnego.

Oczywiście taki sposób dopalania niepełnego jakościowo gazu pirolitycznego przy konieczności zachowania doskonałej jakości spalin jest bardzo kosztowny – co musi rzutować na wskaźnik jednostkowych kosztów likwidacji odpadów w tej spalarni. Powstały w komorze spalania (rys. 1 węzeł I) wtórny odpad bardziej przypomina żużel niż koksik i najlepiej byłoby, gdyby w ramach tej technologii był on zagospodarowany na miejscu np. przez solidyfikację, aniżeli przekazywany firmie upoważnionej do odbioru tych odpadów. Należy tutaj zaznaczyć, że firma, o której mowa to firma EKOPAL Szczecin, która jest oddalona od Koszalina o około 200 km. Taki sposób pozbywania się odpadów wtórnych jest bardziej kosztowny niż gdyby solidyfikację tych odpadów przeprowadzono na miejscu, a to w konsekwencji także rzutuje na wartość kosztu jednostkowego przerobu odpadów.

Wydaje się, że zastosowanie metody Vortex [2,9] w komorze termoreaktora jest słuszne, gdyż turbulentny przepływ spalin przez komorę nie tylko powiększa efekt ich homogenizacji – co ułatwia dobre spalanie – ale także wydłuża czas pobytu spalin w termoreaktorze. Czas spalania jest tak ważnym czynnikiem pozostającym w interakcji z wartością temperatury, determinującym niszczenie związków organicznych w spalinach, w tym także polichlorowanych dibenzodioksyn oraz polichlorowanych dibenzofuranów [3].

Spaliny z komory termoreaktora przechodzą do węzła III (rys. 1) tzn. kotła parowego, w którym następuje degradacja temperatury i produkcja pary wodnej. Niestety para ta nie jest wykorzystywana i uchodzi do atmosfery. Są to w konsekwencji niepotrzebne straty finansowe, a wykorzystanie pary mogłoby obniżyć jednostkowy koszt pracy spalarni.

Przechodząc do analizy tej części technologii, która dotyczy instalacji bezpośredniego oczyszczania spalin w stosunku do pewnych standardów, a więc wdrożenia określonych procesów likwidujących główne i typowe zanieczyszczenia spalin należy zauważyć następujące braki:

1. Brak filtrów i elektrofiltrów dla przechwycenia (choćby wstępne) pyłów ze spalin.
2. Zastosowano tylko jeden stopień neutralizacji gazów występujących w spalinach (głównie HCl, HF, SO₂), stosując skrubier tylko z reagentem NaOH. W technologiach oczyszczania spalin powinno stosować się dwa stopnie neutralizacji gazów, przy czym na drugim stopniu najczęściej reagentem jest wodorotlenek wapnia Ca(OH)₂.
3. Brak jest lokalnej podczyszczalni ścieków pochodzących z V, VI i VII węzła (rys. 1), gdzie stosuje się wtrysk mgły wodnej z wodorotlenkiem sodu (węzeł V i VI) oraz płukanie czystą wodą (węzeł VII). Obecnie ścieki te odprowadzane są bezpośrednio do kanalizacji,
4. Brak węzła likwidującego tlenki azotu NO_x.
5. Brak węzła neutralizacji par rtęci.

Pomimo braku ww. węzłów technologicznych oczyszczania spalin, które znacznie zawyżają koszty inwestycyjne, a także koszty eksploatacyjne spalarni (amortyzacja, koszty odczynników itp.) – jednostkowy koszt pracy tej spalarni wynosi aż około 3890 zł/tonę utylizowanych odpadów (wg cen za rok 2001), przy czym odbiór odpadu wtórnego przez firmę EKOPAL to koszt około 1200 zł/tonę odpadów. Biorąc pod uwagę, że koszt jednostkowy spalania odpadów w dużych spalarniach pracujących w Europie Zachodniej w przeliczeniu na PLN jest dzisiaj w granicach 400÷500 zł/tonę, to ww. koszt jednostkowy likwidacji odpadów jest jednak bardzo duży – mimo uwzględnienia prawidłowości, iż im większa wydajność spalarni tym mniejszy koszt jednostkowy.

Zatem, jest to spalarnia bardzo droga eksploatacyjnie, a ewentualna opłacalność jej pracy może wynikać tylko z faktu, że spalanych odpadów własnych jest około 40%, a pozostałe 60% to odpady dostarczane z innych szpitali i przychodni za stosowną opłatą i to daje spalarni (szpitalowi) najprawdopodobniej lepszy ostateczny bilans ekonomiczny.

4. Stan dotychczasowych badań i ekspertyz dotyczących pracy spalarni Odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie

Badania w zakresie określenia wielkości emisji dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenku węgla, chlorowodoru oraz pyłów (w tym emisji węgla elementarnego, arsenu, kadmu i rtęci) wykonało Przedsiębiorstwo Wielobranżowe MADEX [14].

Wyniki badań podane przez zespół Roszkowskiego [14] – stężenie zanieczyszczeń pyłowych i gazowych zamieszczono w tabeli 1.

Skład spalanych odpadów przedstawia się następująco [1]:

- | | | |
|---------------------------------|---|----------------|
| a) zużyte materiały opatrunkowe | – | około 40% wag. |
| b) odpady papierowe | – | około 10% wag. |
| c) tworzywa sztuczne | – | około 45% wag. |
| d) pozostałe | – | około 5% wag. |

Tak podana morfologia niestety niewiele mówi o składzie chemicznym tych odpadów – (np. ile chloru było w opatrunkach, co to za tworzywa itp.).

Cytując za [14]: w gazach wylotowych nie wykryto obecności dwutlenku siarki (stężenie poniżej dolnej granicy wykrywalności metody, tj. poniżej 2,86 mg/m³), chlorowodoru (stężenie poniżej dolnej granicy wykrywalności metody, tj. poniżej 1,25 mg/m³), oraz arsenu (stężenie poniżej dolnej granicy wykrywalności metody, tj. poniżej 1 µg/m³).

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów zespół Roszkowskiego stwierdził [14], że cytując:

- brak jest przekroczenia dopuszczalnej emisji: dwutlenku siarki, dwutlenku azotu, tlenku węgla, chlorowodoru oraz arsenu, kadmu i rtęci w emitowanym pylu,
- są przekroczenia emisji dopuszczalnej pyłów o około 0,35 kg/godz,
- są przekroczenia emisji dopuszczalnej węgla elementarnego w emitowanym pylu o około 0,26 kg/godz.

Analiza przeprowadzonych badań spalin przez firmę EMPIRO Sp. z o. o. w Krakowie [4] wskazuje, że w gazach emitowanych do atmosfery wystąpiło niskie stężenie związków chemicznych oraz, że ich wartości są niższe od wartości dopuszczanych przez Unię Europejską, a także od dopuszczalnej emisji wydanej przez Wojewodę Zachodniopomorskiego. Stężenia PCDDs i PCDFs (polichlorowanych dibenzodioskyn oraz dibenzofuranów) [4] zanotowano na poziomie 0,089 ngTEQ/m³, gdy wartość dopuszczana przez UE (Dyrektywa 94/67/EC) wynosi poniżej 0,1 ngTEQ/m³. Stężenie SO₂ – cytując za [4] – było poniżej granicy wykrywalności przyrządów. Stężenie rtęci cytując za [4] wynosiło 0,00000046 kg/h, gdy wartość dopuszczalnej emisji wydanej przez Wojewodę wynosi 0,00014 kg/h. Poziom stężenia metali tj. Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn zanotowany przez firmę EMPIRO [4] był poniżej wartości dopuszczalnych przez Unię Europejską. Stężenie chlorowodoru HCl oraz fluorowodoru HF powołując się na badania zawarte w [4] wynosiło odpowiednio 4,9 mg/m³ i 0,3 mg/m³ w przeliczeniu na 11% O₂, gdy wartości dopuszczalne wynoszą 10 mg/m³ dla HCl i 1 mg/m³ dla HF. Stężenie pyłu całkowitego wynosiło – zgodnie z [4] – 8,1 mg/m³ w przeliczeniu na 11% O₂, a dopuszczalna wartość to 10 mg/m³.

Tabela 1. Wyniki pomiarów stężeń zanieczyszczeń pyłowych i gazowych ze spalarni odpadów w Koszalinie wg [14] 07.05.2002r.

Table 1. Results of measurements of dust and gas contaminants concentrations from waste incineration plant in Koszalin according to [14] May 5, 2002

Miejsce pomiaru	Jednostka	Kanał pionowy		
Ciśnienie atmosferyczne (Pb)	hPa	1014		
Temperatura otoczenia (To)	K	292		
Przekrój pomiarowy (A)	m ²	0,071		
Parametry gazu w przewodzie	Temperatura (T)	K	394	
	Stopień zawilżenia (X)	kg/kg	0,107	
	Skład chemiczny suchych spalin	CO ₂	%	3,4
		CO	%	0,0
		O ₂	%	15,0
N ₂		%	81,6	
Gęstość gazu suchego w warunkach umownych (ROsu)	kg/m ³	1,302		
Gęstość gazu wilgotnego w warunkach umownych (ROu)	kg/m ³	1,228		
Gęstość gazu wilgotnego w warunkach pomiarowych (RO)	kg/m ³	0,831		
Ciśnienie statyczne średnie (P)	hPa	-25		
Ciśnienie spiętrzania średnie (dP)	Pa	117		
Prędkość średnia (w)	m/s	12,0		
Strumień objętości gazu wilgotnego w warunkach pomiarowych (V)	m ³ /h	3070		
Strumień objętości gazu wilgotnego w warunkach umownych (Vu)	m ³ /h	2080		
Strumień objętości gazu suchego w warunkach umownych (Vsu)	m ³ /h	1770		
Masa zatrzymanego pyłu - próba 1	g	0,394		
Masa zatrzymanego pyłu - próba 2	g	0,421		
Stężenie zapylenia - średnie (Ssu)	g/m ³	0,216		
Emisja pyłów	kg/h	0,38		
Stężenie dwutlenku siarki (Ssu)	mg/m ³	poniżej 2,86		
Emisja dwutlenku siarki	kg/h	-		
Stężenie tlenków azotu w przeliczeniu na dwutlenek azotu (Ssu)	mg/m ³	166		
Emisja dwutlenku azotu	kg/h	0,29		
Stężenie tlenku węgla (Ssu)	mg/m ³	76		
Emisja tlenku węgla	kg/h	0,13		
Stężenie węgla elementarnego (Ssu)	g/m ³	0,179		
Emisja węgla elementarnego	kg/h	0,32		
Stężenie chlorowodoru (Ssu)	mg/m ³	poniżej 1,25		
Emisja chlorowodoru	kg/h	-		
Stężenie arsenu As (Ssu)	mg/m ³	poniżej 0,0001		
Emisja arsenu (jako As)	kg/h	-		
Stężenie kadmu (jako Cd) (Ssu)	mg/m ³	0,056		
Emisja kadmu (jako Cd)	kg/h	0,0001		
Stężenie rtęci (jako Hg) (Ssu)	mg/m ³	0,048		
Emisja rtęci (jako Hg)	kg/h	0,00009		

W tabeli 2 przedstawiono wyniki pomiarów stężenia i emisji z emitora wykonane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie, Delegatura w Koszalinie z dnia 3 września 2002 [16].

Analizując wyniki badań podane w tabeli 2 [16] można zauważyć, że nie przekroczone dopuszczalnej emisji zanieczyszczeń.

Tabela 2. Wyniki pomiarów stężenia i emisji z emitora przyszpitalnej spalarni odpadów wg [17]

Table 2. Results of measurements of concentration and emission from emitter in the hospital waste incineration plant according to [17]

Parametry gazów	Jednostka	1 pomiar	2 pomiar	średnia	
Temperatura gazów:	K	391,14	395,14	393,14	
Gęstość gazu suchego:	kg/m ³	-	-	1,341	
Stopień zwilżenia gazu:	kg/kg	0,102	0,122	0,112	
Gęstość gazu wilgotnego:	kg/m ³	0,881	0,864	0,873	
Średnie ciśnienie spiętrzenia:	Pa	-	-	-	
Średnia prędkość przepływu gazu w kanale:	m/s	13,60	14,80	14,20	
Główny strumień objętości gazu w warunkach pomiaru:	m ³ /h	3014,7	3280,7	3147,7	
Gęstość gazu w warunkach umownych:	kg/m ³	1,263	1,250	1,256	
Główny strumień objętości gazu w war. umownych:	m ³ /h	2104,8	2267,4	2186,1	
Stężenie pyłu w głównym strumieniu gazu w war. pomiaru:	g/m ³	0,011	0,014	0,013	
Stężenie pyłu w głównym strumieniu gazu w war. umownych:	g/m ³	0,015	0,021	0,018	
Strumień masy pyłu:	kg/h	0,033	0,047	0,040	
Udział gazów					
tlen	%	-	-	11,00	
dwutlenek węgla	%	-	-	9,90	
tlenek węgla	%	-	-	0,00	
tlenek azotu	%	-	-	0,01	
dwutlenek azotu	%	-	-	0,00	
dwutlenek siarki	%	-	-	0,00	
azot	%	-	-	79,08	
Stężenie gazów					
tlenek węgla	mg/m ³	-	-	0,6	
dwutlenek azotu	mg/m ³	-	-	262,3	
dwutlenek siarki	mg/m ³	-	-	2,9	
formaldehyd	mg/m ³	-	-	0,0	
styren	mg/m ³	-	-	0,0	
aceton	mg/m ³	-	-	0,0	
Strumień masy					
pył	0,040	kg/h	-	0,011	g/s
tlenek węgla	0,001	kg/h	-	0,000	g/s
dwutlenek azotu	0,573	kg/h	-	0,159	g/s
dwutlenek siarki	0,006	kg/h	-	0,002	g/s
formaldehyd	-	kg/h	-	-	g/s
styren	-	kg/h	-	-	g/s
aceton	-	kg/h	-	-	g/s
Wskaźniki decyzji o dopuszczalnej emisji					
pył	0,086	kg/h	-	0,0240	g/s
tlenek węgla	0,144	kg/h	-	0,0400	g/s
dwutlenek azotu	0,576	kg/h	-	0,1600	g/s
dwutlenek siarki	0,144	kg/h	-	0,0400	g/s
formaldehyd	-	kg/h	-	-	g/s
styren	-	kg/h	-	-	g/s
aceton	-	kg/h	-	-	g/s

Brak charakterystyki odpadów użytych do termicznej utylizacji w tym przypadku [16] uniemożliwia w pełni wiarygodną ocenę przedstawionych w tabeli 2 (tak wysoce zadawalających) wyników, tym bardziej, że odnosząc się do analizy wcześniej badań przytoczonych za [14] pewne przekroczenia zostały jednak stwierdzone; dotyczy to emisji dopuszczalnej pyłów oraz emisji węgla elementarnego w emitowanym pyłe. Stąd analiza krytyczna przedstawiona w punkcie 3 okazała się słuszna i brak węzła odpylania jest tu błędem projektowym w tej technologii. Natomiast wdrożenie tu drugiego stopnia oczyszczania z zastosowaniem wodorotlenku wapnia nie jest konieczne, co wykazała analiza dotychczasowych badań i ekspertyz [14,16].

5. Badania własne

5.1. Badania nad ilością zanieczyszczeń wymywanych z wtórnego odpadu ze spalarni wraz z próbą ich zagospodarowania.

Zarówno w procesach kontrolowanego, jak i niekontrolowanego spalania powstają toksyczne pyły filtrowane ze strumienia spalin (dotyczy to spalania klasycznego, a więc w atmosferze tlenu) oraz popioły powstające w komorach spalania (co dotyczy zarówno spalania klasycznego w atmosferze tlenu jak i pirolizy).

Popioły te w większości przypadków są składowane na komunalnych wysypiskach odpadów. Wielokrotnie wysypiska te nie spełniają wymagań szczelności podłoża. Zatem materiały stałe pozostałe po spalaniu muszą być zabezpieczone i deponowane na specjalnie przygotowanych wysypiskach.

5.1.1. Metodyka badań

W pierwszym etapie w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej wykonano badania na określenie typowych, najważniejszych wskaźników zanieczyszczeń w eluacie wyptywającym z warstwy odpadów po spalaniu pobranych w dniu 06.12.2002 roku ze Spalarni Odpadów Szpitalnych w Koszalinie.

Na warstwę wtórnego odpadu, o wysokości 0,5 m, usypanych w kolumnie o średnicy 0,05 m, podawano wodę destylowaną, jako natrysk (mającą stanowić w pewnym przybliżeniu substytut deszczu) w ilości odpowiadającej wysokości 760 mm słupa wody (to jest rocznemu opadowi deszczu na terenie regionu koszalińskiego).

Wyniki badań przedstawiono w tabeli 3. Analiza wyników badań przedstawionych w tabeli 3, wykonanych w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów, wskazuje na to, że wszystkie przebadane wskaźniki zanieczyszczeń w eluacie są znacznie wyższe od warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [15].

Tabela 3. Wyniki badań eluatu odpadów wtórnych ze Spalarni Odpadów w Koszalinie
Table 3. Results of eluate tests from secondary waste from Waste Incineration Plant in Koszalin

Lp.	Parametr - oznaczenie	Jednostka	Próba 1	Próba 2	Średnia	Wartość normatywna
1.	Odczyn, pH	-	12,79	12,59	12,69	6,5÷9,0
2.	Zawiesina ogólna	mg/l	440	439	439,5	50
3.	Substancje rozpuszczone	mg/l	22512	28279	25615	2000
4.	Sucha pozostałość	mg/l	22952	28718	25835	2050
5.	Ekstrakt eterowy	mg/l	185	180	182,50	50
6.	ChZT	mg O ₂ /l	1527	1516	1521,5	150
7.	BZT ₅	mg O ₂ /l	0	0	0	30
8.	Chrom Cr ⁺⁶	mg Cr ⁶⁺ /l	10	10	10	0,2
9.	Cynk Zn	mg Zn/l	9,75	10,75	10,25	2,0
10	Kadm Cd	mg Cd/l	0,000125	0,000125	0,000125	0,1

W etapie drugim prowadzono badania pod kątem określenia przydatności wtórnych odpadów jako uzupełnienia wsadu mieszanki betonowej do produkcji prefabrykatów budowlanych, zwanych potocznie polbrukiem. Wiadomo, iż na jakość kostek polbrukowych wpływ mają głównie proporcje składników: cementu, kruszywa oraz dosypywanego do mieszanki odpadu wtórnego.

Do wyrobu mieszanki betonowej użyto cementu portlandzkiego CP 45N z cementowni „Strzelce Opolskie”, natomiast kruszywo pochodziło z kopalni Kruszyw Podwilcze o charakterystyce składu ziarnowego podanego w tabeli 4.

Klasa ziarnowa	Suma wychodu klas ziarnowych %	Norma %
0÷0,125	1	1÷5
0,125÷0,25	3	2÷10
0,25÷0,5	9	8÷20
0,5÷1,0	32	18÷35
1,0÷2,0	46	25÷50
2,0÷4,0	57	30÷60
4,0÷8,0	75	50÷80
8,0÷16,0	100	100

Tabela 4. Charakterystyka

granulometryczna kruszywa

Table 4. Granulometric characteristics of gravel

Mieszanka betonowa do badań była preparowana według następującej receptury:

- cement: 0,45 Mg = 0,15 m³,
- piasek: 0,76 Mg = 0,45 m³,
- żwir: 1,06 Mg = 0,62 m³,
- woda: 0,3 Mg = 0,3 m³.

Badania prowadzono w ten sposób, że zmienną była ilość odpadów wtórnych i kruszywa, natomiast stała była ilość cementu i wody. Polegało one na tym, że kruszywo było zastępowane pewną ilością odpadów wtórnych po spalaniu. Wykonano trzy próby w których udział procentowy odpadów był następujący: 0%, 5%, 15% masy kruszywa z receptury wyjściowej.

Tabela 5. Udział procentowy komponentów

Table 5. Percentage share of components

Wagowy udział odpadów wtórnych zamiast kruszywa	0%	5%	15%
Cement	14,64%	14,64%	14,64%
Kruszywo	78,57%	74,64%	66,78%
Woda	6,79%	6,79%	6,79%
Odpad	0,00%	3,93%	11,79%
Razem	100,00%	100,00%	100,00%

Sposób przygotowania mieszanki betonowej

Składniki receptury odważane były na wadze z dokładnością do 1 dekagrama i przenoszone na stanowisko mieszania, na którym znajdował się duży pojemnik uprzednio opłukany wodą, tak by nie zawierał zbędnych zanieczyszczeń. Do tak przygotowanego pojemnika wsypywano cement i pozostałość ze spalania odpadów. Po wsypaniu tych komponentów następowało ręczne mieszanie przy pomocy szpachelki. Następnie dosypywane było kruszywo, a gdy mieszanka syпка stawała się jednolita dolewano odmierzoną ilość wody i mieszano w celu uzyskania jednolitej konsystencji. Do przygotowanych wcześniej form wlewano mieszankę betonową, a następnie zagęszczano na stole wibracyjnym. Po upływie doby następowało rozformowywanie kostek polbrukiu i przechowywanie zgodnie z wymaganiami normy PN-88/B-06250.

Otrzymane kostki polbrukiu poddano próbie wytrzymałościowej na ściskanie na prasie hydraulicznej EDZ 40. Badania przeprowadzono w Międzykatedrałnym Laboratorium Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej.

Wszystkie kostki użyte do badań były jednakowe i posiadały wymiary 10x10x10 cm i poddane próbie wytrzymałości po 7 dniach od wykonania formy. Otrzymane wyniki zostały następnie przeliczone za pomocą współczynników przeliczeniowych na wytrzymałości polbrukiu po 28 dniach, co jest zgodne z normą PN-88/B-06250.

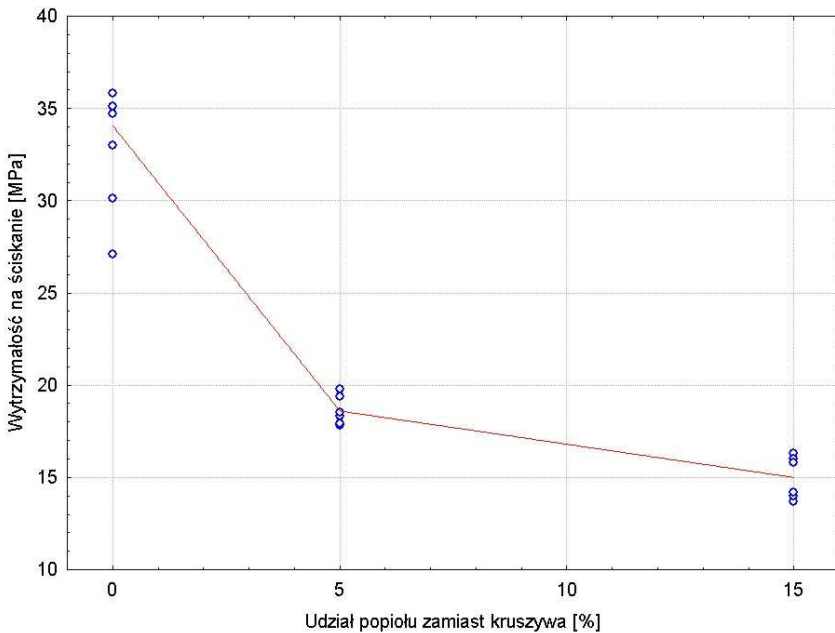
Normy dla kostek brukowych, chodnikowych wymagają wytrzymałości nie mniejszej niż 20 MPa (co najmniej takiej oczekuje się w badaniach), natomiast dla kostki drogowej, nie mniejszej niż 50 MPa.

W tabeli 6 oraz na wykresie 1 zostały przedstawione wyniki na ściskanie kostek betonowych typu polbruk.

Tabela 6. Wyniki badań wpływu odpadów wtórnych ze spalania odpadów szpitalnych na wytrzymałość kostek polbruku

Table 6. The results of tests of secondary wastes from hospital waste incineration influence on strength of polbruk cubes

Nr próby	Wytrzymałość na ściskanie [MPa]		
	Udział pozostałości popirolitycznej zamiast kruszywa		
	0%	5%	15%
1	34,70	17,80	16,30
2	35,10	17,90	16,00
3	35,80	18,30	15,80
4	33,00	18,50	13,70
5	30,10	19,80	14,00
6	27,10	19,40	14,20
σ_{sr} [MPa]	32,63	18,62	15,00



Rys. 6. Wykres wpływu odpadów wtórnych ze spalania odpadów szpitalnych na wytrzymałość na ściskanie kostek polbruku

Fig. 6. The plot of secondary wastes from hospital waste incineration influence on compression strength of polbruk cubes

Analizując wyniki można zauważyć, że zakładany warunek wartości wytrzymałości danej próby na ściskanie – 20 MPa przy optymalnym (największym) udziale popiołu do cementu jest zachowana przy udziale pozostałości po spalaniu zamiast kruszywa w ilości 4% (tabela 6). Na podstawie tabeli 6 i rysunku 6 można stwierdzić, że wytrzymałość na ściskanie spada dosyć gwałtownie dla prób z coraz większym udziałem odpadu.

Badania trzeciego etapu były prowadzone pod kątem wpływu na środowisko naturalne utworzonych betonowych kostek polbruk, w których zastępowano kruszywo pozostałościami po spalaniu odpadów medycznych. Badaniom wyciągów wodnych poddawane były jednak tylko te kostki betonowe, w których procentowy udział pozostałości zamiast kruszywa był maksymalny i zachowana była normatywna wytrzymałość na ściskanie chodnikowych kostek polbruk – 20 MPa. Kostki betonowe umieszczane były oddzielnie w zlewkach i zalewane wodą destylowaną w ilości około 7 dm³, tak aby górna powierzchnia sześciennego bloczka cementowego była całkowicie zanurzona. Dno zlewki było tak skonstruowane, że dolna powierzchnia betonowego bloczka miała ciągły styk z wodą destylowaną. Cały cykl moczenia trwał 7 dni i bezpośrednio po nim wykonano badania dotyczące określenia podstawowych wskaźników zanieczyszczeń w wodzie po moczeniu.

W tabeli 7 zostały przedstawione wyniki badań podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wypłukanych z kostek betonowych typu polbruk.

Tabela 7. Wyniki badań podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wypłukiwanych z kostek betonowych polbruk moczonych w wodzie destylowanej o pH = 6,0 (przy optymalnym 4%-owym udziale wtórnego odpadu po spalaniu odpadów szpitalnych zamiast kruszywa)

Table 7. Values of basic pollution indicators in the eluate from polbruk cubes soaked in the distilled water with pH = 6.0 (cubes with optimal, 4% of secondary waste from incineration of hospital waste instead of gravel)

Wskaźnik	Jednostka	Próba			Średnia	Wartość normatywna
		1	2	3		
Odczyn, pH	-	12,07	11,96	12,02	12,02	6,5÷9,0
Zawiesina ogólna	mg/l	92	150	16	86,0	50
Substancje rozpuszczone	mg/l	455	483	506	481,3	2000
Sucha pozostałość	mg/l	547	633	522	567,3	2050
Ekstrakt eterowy	mg/l	983	1103	934	1006,7	50
ChZT	mg O ₂ /l	22	25	24	23,7	150
BZT ₅	mg O ₂ /l	0	0	0	0,0	30
Chrom Cr ⁺⁶	mg Cr ⁺⁶ /l	0,125	0,125	0,125	0,125	0,2
Cynk Zn	mg Zn/l	8	4,5	6	6,2	2,0
Kadm Cd	mg Cd/l	0	0	0	0,0	0,1

Analizując wyniki badań podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wyplukanych z kostek polbruku można stwierdzić, iż nie są one satysfakcjonujące, gdyż nie wszystkie przebadane wskaźniki zanieczyszczeń spełniają wymagania rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [15].

Wskaźnik odczynu pH przekracza wartość normatywną, która wynosi $6,5 \div 9,0$, a średni wynik przedstawiony w tabeli 7 ma wartość 12,02. Spowodowane jest to dużą zawartością pierwiastków alkalicznych (przede wszystkim wapnia) w samym cemencie, tak więc na ten wskaźnik nie mamy żadnego wpływu. Wskaźnik zawiesiny ogólnej odnotowano w granicach 86,0 mg/l, gdy norma dopuszcza wartość 50 mg/l. Lepsze wykończenie powierzchni kostki (jedna ze ścian kostki nie posiada gładkiej powierzchni jak pięć pozostałych, które mają styczność ze ścianami formy) powinna zapobiec powstawaniu zawieszin. Również stwierdzono w toku badań obecność niepożądanych substancji tłuszczowych ekstrahujących się eterem naftowym w ilości 1006,7 mg/l, gdy wartość dopuszczalna wynosi 50 mg/l. Wysoki ekstrakt spowodowany jest przez samą procedurę wykonywania kostek. Formy, w których następuje proces ich przygotowywania każdorazowo, przed zalaniem mieszkanką betonową smarowane są specjalnym olejem zapobiegającym przywieraniu betonu do ścianek formy. Tą niedogodność można wyeliminować zmieniając metodykę produkcji kostek. Widać również, przekroczenie stężenia cynku, który wymywany jest z odpadów znajdujących się w mieszance betonowej. Zmniejszenie wymywalności cynku można jedynie osiągnąć poprzez zmniejszenie ilości dodawanych popiołów.

Tak wyprodukowane kostki polbruku mogą więc być jedną z form utylizacji uciążliwych dla środowiska odpadów pod warunkiem wprowadzenia pewnych usprawnień w samym procesie przygotowania kostek. Może to być bezpieczna forma radzenia sobie z odpadami po spalaniu odpadów szpitalnych bez ingerencji w środowisko.

5.2. Gospodarka wodno-ściekowa na terenie Spalarni Odpadów Medycznych w Koszalinie

Podczas wizji lokalnej spalarni Kierownik obiektu Spalarni Odpadów Szpitalnych przekazał informacje, że ścieki z instalacji podczyszczania spalin odprowadzane są najpierw do osadników, a następnie do kanalizacji. Nie było jednak możliwości pobrania do analizy tego ścieku, który ostatecznie jest odprowadzany do kanalizacji, ponieważ osadniki, w których rzekomo następuje podczyszczanie ścieków, znajdują się pod podłogą. Nie ma możliwości wglądu do tych osadników, ani dostępu do żadnej dokumentacji.

Ścieki pobrano ze zbiornika ścieków popłucznych – rys. 1 (węzeł VIII) i wykonano badania podstawowych wskaźników zanieczyszczeń. W tabeli 8 przedstawiono wyniki badań ścieków pochodzących z instalacji podczyszczania spalin.

Tabela 8. Wyniki badań ścieków ze stacji podczyszczania spalin w Spalarni Odpadów w Koszalinie

Table 8. Test results of wastewater from gas treatment installation in the Waste Incineration Plant in Koszalin

Parametr – oznaczenie	Jednostka	Próba 1	Próba 2	Średnia	Wartość normatywna
Odczyn, pH	-	12,25	12,30	12,27	6,5÷9,5
Zawiesina og.	mg/l	311	256	283,50	–*
Substancje rozpuszczone	mg/l	11457	15278	13367,50	–
Sucha pozostałość	mg/l	11768	15534	13651	–
Ekstrakt eterowy	mg/l	52	61	56,50	100
ChZT	mg O ₂ /l	756	794	775,00	–*
BZT ₅	mg O ₂ /l	10	8	9,00	–*
Chrom Cr ⁺⁶	mg Cr ⁺⁶ /l	0	0	0,00	0,2
Cynk Zn	mg Zn/l	10	9,7	9,85	5,0
Kadm Cd	mg Cd/l	0,0005	0,0005	0,0005	0,4

- Wartości wskaźników należy ustalać na podstawie dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ładunkiem tych zanieczyszczeń

Analiza wyników przedstawionych w tabeli 8 wskazuje, że większość z przebadanych wskaźników zanieczyszczeń przekracza wartości dopuszczalne Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [16]. Również odprowadzanie tych ścieków bez wstępnego podczyszczania do kanalizacji nie jest możliwe ze względu na wysokie wartości wskaźników zanieczyszczeń.

Przykładowo wskaźnik odczynu przekracza wartość normatywną [16], która wynosi 6,5÷9,5 pH, a średni wynik przedstawiony w tabeli 8 ma wartość 12,72. Wskaźnik zawiesiny ogólnej odnotowano w granicach 283,50 mg/l. Również stwierdzono w toku badań niepożądaną obecność cynku, która przekracza wartość dopuszczalną [16], która wynosi 5,0 mg Zn/l. Również odnotowano wysoki wskaźnik chemicznego zapotrzebowania na tlen – w ilości 775 mg O₂/l.

Analiza badań podpowiada, że należałoby na terenie Spalarni wybudować układ technologiczny umożliwiający podczyszczanie ścieków popłucznych.

5.3. Oznaczanie zanieczyszczeń w spalinach przy użyciu analizatora typu GA-21 firmy ELJACK-ELECTRONICS

Pomiary stężeń analizowanych stężeń gazów wykonano mikroprocesorowym analizatorem spalin typu GA-21 plus, który przedstawiono na rys. 7.



Rys. 7. Przenośny analizator gazów spalania GA-21 plus
Fig. 7. Mobile incineration gas analyser GA-21 plus

Urządzenie wyposażone jest w sensory elektrochemiczne (O_2 , CO , NO , SO_2) oraz sensory pracujące w podczerwieni (CO_2 , C_xH_y , NO_x).

Oprócz pomiaru gazów spalania, mierzona jest temperatura otoczenia i temperatura spalin. W oparciu o pomierzone koncentracje gazów i temperatur, jak również znajomość parametrów paliw, obliczane są parametry spalania takie jak: strata kominowa, sprawność spalania, współczynnik nadmiaru powietrza, strata przez niedopalenie.

Urządzenie zapewnia również możliwość pomiaru ciśnienia różnicowego oraz możliwość ustalenia liczby sadzy w spalinach w oparciu o metodę Bacharacha.

Analizator jest wyposażony w akumulator, co umożliwia pracę bez konieczności podłączenia do sieci. Dzięki wyposażeniu w ekran LCD i klawiaturę zapewniona jest łatwa komunikacja między użytkownikiem i urządzeniem. Natychmiastową dokumentację wyników pomiarów umożliwia wbudowana drukarka. GA-21 plus może być podłączony do komputera w celu odczytania zapamiętanych wyników, względnie do pracy „on line”.

5.3.1 Metodyka badań

Próbki gazów pobierano z kanału spalin przy pomocy sondy. Sondę umieszczono w wentylatorze wyciągowym (rys. 8), przez który podczyszczone spaliny kierowane są do emitora. Pomiary wykonywano w ciągu 2 godzin, przy następujących parametrach pomiarowych:

- paliwo – gaz ziemny,
- czas uśredniania – 2 minuty,
- koncentracja tlenu odniesienia – 11% O₂.



Rys. 8. Punkt pomiarowy stężeń zanieczyszczeń – wentylator wyciągowy
Fig. 8. Measurements point of pollutants concentrations – outtake fan

Wyniki pomiarowe zapamiętywano w pamięci EEPROM w formie banków, która umożliwiła późniejszą ich obróbkę przy użyciu programu FGA.

Wykonano pomiary takich gazów jak:

- tlenek węgla – CO,
- tlenek azotu – NO,
- dwutlenek siarki – SO₂,
- dwutlenek azotu – NO₂,
- węglowodory – C_xH_y,
- tlenki azotu – NO_x.

Chwilowe odczyty wartości pomiarowych zanieczyszczeń chemicznych strumienia spalin zebrano w tabelach 9 i 10.

Tabela 9. Chwilowe stężenie zanieczyszczeń emitowanych przez Spalarnie Odpadów w Koszalinie. Pomiar wykonany w dniu 30 stycznia 2003

Table 9. Instantaneous concentrations of pollutants emitted by Waste Incineration Plant in Koszalin. Measurements conducted on January 30, 2003

Lp.	Czas [hh:mm:ss]	CO mg/m ³ na 11% O ₂	NO mg/m ³ na 11% O ₂	SO ₂ mg/m ³ na 11% O ₂	NO ₂ mg/m ³ na 11% O ₂	C _x H _y mg/m ³ na 11% O ₂	NO _x mg/m ³ na 11% O ₂
1	11:25:14	5,84	115,77	0,00	2,43	0,00	179,84
2	11:27:14	4,58	94,50	0,00	0,00	0,00	144,81
3	11:29:14	5,37	83,60	0,00	0,00	0,00	128,11
4	11:31:14	1,68	80,45	0,00	0,00	0,00	123,28
5	11:33:14	4,27	67,21	0,00	0,00	0,00	103,00
6	11:35:14	1,86	103,01	0,00	0,00	0,00	157,85
7	11:37:14	0,00	163,35	0,00	2,72	0,00	253,04
8	11:39:14	0,00	156,61	0,00	2,55	0,00	242,55
9	11:41:14	0,00	112,15	0,00	0,00	0,00	171,86
10	11:43:14	0,00	91,64	0,00	0,00	0,00	140,43
11	11:45:14	0,00	81,34	0,00	0,00	0,00	124,65
12	11:47:14	0,00	91,12	0,00	0,00	0,00	139,64
13	11:49:14	0,00	108,97	0,00	0,00	0,00	166,98
14	11:51:14	0,00	114,94	0,00	0,00	0,00	176,13
15	11:53:14	0,00	158,76	0,00	2,64	0,00	245,93
16	11:55:14	0,00	123,17	0,00	0,00	0,00	188,75
17	11:57:14	0,00	108,25	0,00	0,00	0,00	165,88
18	11:59:14	2,00	89,07	0,00	0,00	0,00	136,49
19	12:01:14	0,00	78,76	0,00	0,00	0,00	120,69
20	12:03:14	0,00	113,60	0,00	0,00	0,00	174,08
21	12:05:14	0,00	104,77	0,00	0,00	0,00	160,54
22	12:07:14	0,00	123,44	0,00	0,00	0,00	189,17
23	12:09:14	87,99	144,19	0,00	2,48	0,00	223,45
24	12:11:14	4,71	175,50	0,00	2,61	0,00	271,55
25	12:13:14	4,57	112,46	0,00	0,00	0,00	172,34
26	12:15:14	5,80	75,65	0,00	0,00	0,00	115,93
27	12:17:14	2,17	63,78	0,00	0,00	0,00	97,74
28	12:19:14	0,00	68,97	0,00	0,00	0,00	105,68
29	12:21:14	0,00	67,56	0,00	0,00	0,00	103,53
30	12:23:14	0,00	87,55	0,00	0,00	0,00	134,16
31	12:25:14	0,00	91,61	0,00	0,00	0,00	140,38
32	12:27:14	35,87	154,46	0,00	2,13	0,00	238,83
33	12:29:14	3,91	155,64	3,09	2,17	0,00	240,67
34	12:31:14	8,18	140,96	8,33	1,95	0,00	217,96
35	12:33:14	2,59	135,26	12,33	2,16	0,00	209,43
36	12:35:14	1,44	122,27	10,28	0,00	0,00	187,36
37	12:37:14	1,69	89,84	8,02	0,00	0,00	137,67
38	12:39:14	3,91	74,36	9,29	0,00	0,01	113,95
39	12:41:14	2,13	73,91	5,05	0,00	0,01	113,26
40	12:43:14	2,14	90,70	5,09	0,00	0,01	138,99
41	12:45:14	36,05	207,25	3,57	2,50	0,02	320,09
42	12:47:14	1,64	204,46	7,78	2,72	0,03	316,04
43	12:49:14	0,00	163,50	10,12	2,36	0,04	252,92
44	12:51:14	0,00	133,15	10,79	2,52	0,05	206,56
45	12:53:14	3,21	109,70	7,62	0,00	0,06	168,10

Tabela 9. cd.

Table 9. cont.

46	12:55:14	1,75	95,29	8,34	0,00	0,08	146,02
47	12:57:14	11,75	87,53	7,98	0,00	0,09	134,13
48	12:59:14	4,96	79,06	7,86	0,00	0,13	121,15
49	13:01:14	34,63	137,41	7,16	2,51	0,16	213,08
50	13:03:14	0,00	220,67	6,99	2,45	0,16	340,61
51	13:05:14	0,00	203,90	5,95	2,08	0,15	314,55
52	13:07:14	0,00	181,22	9,51	2,22	0,19	279,93
53	13:09:14	0,00	133,24	10,28	0,00	0,23	204,18
54	13:11:14	0,00	102,90	7,38	0,00	0,27	157,69
55	13:13:14	0,00	95,08	4,00	0,00	0,35	145,70
56	13:15:14	0,00	91,85	4,46	0,00	0,42	140,75
Wartości średnie		5,03	116,20	3,27	0,76	0,05	178,83
Wartości dopuszczalne w Unii Europejskiej [mg/m ³]		50	200	50	200	50	300

Tabela 10. Chwilowe stężenie zanieczyszczeń emitowanych przez Spalarnie Odpadów w Koszalinie. Pomiar wykonany w dniu 21 lutego 2003

Table 10. Instantaneous concentrations of pollutants emitted by Waste Incineration Plant in Koszalin. Measurements conducted on February 21, 2003

Lp.	Czas [hh:mm:ss]	CO mg/m ³ na 11% O ₂	NO mg/m ³ na 11% O ₂	SO ₂ mg/m ³ na 11% O ₂	NO ₂ mg/m ³ na 11% O ₂	C _x H _y mg/m ³ na 11% O ₂	NO _x mg/m ³ na 11% O ₂
1	11:19:54	40,24	118,67	27,32	3,19	0,01	185,05
2	11:21:54	0,00	109,96	18,50	0,00	0,01	168,50
3	11:23:54	0,00	118,85	16,00	0,00	0,01	182,12
4	11:25:54	1,36	106,32	35,53	0,00	0,02	162,93
5	11:27:54	2,75	83,80	45,82	0,00	0,02	128,41
6	11:29:54	2,75	70,17	58,78	0,00	0,02	107,53
7	11:31:54	6,12	69,80	25,44	0,00	0,03	106,97
8	11:33:54	167,83	91,16	19,12	0,00	0,04	139,70
9	11:35:54	531,49	85,11	17,18	0,00	0,08	130,42
10	11:37:54	39,64	105,87	19,62	0,00	0,06	162,24
11	11:39:54	10,86	94,41	8,60	0,00	0,06	144,67
12	11:41:54	5,27	78,25	8,35	0,00	0,07	119,91
13	11:43:54	3,73	72,93	8,86	0,00	0,07	111,76
14	11:45:54	3,56	83,24	8,47	0,00	0,07	127,56
15	11:47:54	1,84	84,08	8,76	0,00	0,07	128,84
16	11:49:54	0,00	79,48	13,72	0,00	0,07	121,80
17	11:51:54	0,00	74,58	19,19	0,00	0,08	114,29
18	11:53:54	0,00	69,77	15,26	0,00	0,08	106,92
19	11:55:54	1,62	86,32	19,26	0,00	0,06	132,28
20	11:57:54	1,68	111,23	19,94	0,00	0,06	170,45
21	11:59:54	0,00	114,73	11,95	0,00	0,05	175,81
22	12:01:54	1,50	112,60	10,71	0,00	0,06	172,55
23	12:03:54	4,99	94,06	11,87	0,00	0,06	144,14

Tabela 10. cd.
Table 10. cont.

24	12:05:54	5,53	88,08	13,13	0,00	0,07	134,97
25	12:07:54	1,97	85,66	14,05	0,00	0,07	131,26
26	12:09:54	2,03	86,11	14,49	0,00	0,08	131,95
27	12:11:54	0,00	89,94	18,73	0,00	0,07	137,82
28	12:13:54	0,00	81,70	18,33	0,00	0,07	125,20
29	12:15:54	0,00	74,71	14,01	0,00	0,07	114,49
30	12:17:54	0,00	67,45	9,83	0,00	0,08	103,36
31	12:19:54	4,83	85,65	7,65	2,68	0,05	133,93
32	12:21:54	1,79	99,30	12,77	0,00	0,06	152,16
33	12:23:54	0,00	109,96	8,15	2,86	0,05	171,36
34	12:25:54	0,00	102,19	7,10	0,00	0,05	156,60
35	12:27:54	1,61	90,90	7,65	0,00	0,06	139,29
36	12:29:54	1,60	90,20	7,59	0,00	0,06	138,22
37	12:31:54	0,00	89,96	8,20	0,00	0,06	137,85
38	12:33:54	0,00	93,81	8,73	0,00	0,08	143,75
39	12:35:54	0,00	96,23	8,77	0,00	0,08	147,46
40	12:37:54	0,00	97,80	8,73	0,00	0,07	149,87
41	12:39:54	0,00	95,84	8,22	0,00	0,08	146,87
42	12:41:54	0,00	89,45	8,32	0,00	0,08	137,07
43	12:43:54	1,54	80,37	7,32	0,00	0,07	123,16
44	12:45:54	0,00	82,26	11,48	0,00	0,09	126,06
45	12:47:54	0,00	79,71	21,26	0,00	0,11	122,15
46	12:49:54	0,00	73,89	18,47	0,00	0,15	113,24
47	12:51:54	0,00	72,22	15,29	0,00	0,17	110,67
48	12:53:54	0,00	66,55	8,82	0,00	0,16	101,98
49	12:55:54	0,00	68,05	10,63	0,00	0,20	104,27
50	12:57:54	0,00	68,36	9,97	0,00	0,21	104,75
51	12:59:54	3,21	118,56	11,44	2,67	0,17	184,35
52	13:01:54	0,00	132,91	14,91	2,61	0,17	206,28
53	13:03:54	1,34	117,56	28,57	2,22	0,14	182,37
54	13:05:54	1,43	100,84	33,93	0,00	0,16	154,52
55	13:07:54	1,48	89,76	28,04	0,00	0,17	137,55
56	13:09:54	1,59	84,88	26,52	0,00	0,18	130,08
Wartości średnie		15,07	90,33	16,20	0,28	0,08	138,71
Wartości dopuszczalne w Unii Europejskiej [mg/m ³]		50	200	50	200	50	300

W wyniku przeprowadzonych pomiarów i analiz spalin z procesu spalania odpadów medycznych przedstawionych w tabelach 9 i 10 wykazano, że w gazach emitowanych do atmosfery wystąpiło stężenie niektórych oznaczonych szkodliwych związków chemicznych, w większości pomiarów poniżej wartości dopuszczalnych określonych w Dyrektywie Unii Europejskiej 89/369/EEC z późniejszymi zmianami. Wartości te dla wykonanych oznaczeń wynoszą odpowiednio:

➤ tlenku węgla CO do 50 mg/m³,

- dwutlenku siarki SO_2 do 300 mg/m^3 ,
- dwutlenku azotu NO_2 200 mg/m^3 ,
- suma tlenków azotu NO_x 300 mg/m^3 ,
- suma węglowodorów C_xH_y do 50 mg/m^3 ,

przy czym normy te mogą być i najczęściej są obostrzone przez poszczególne państwa europejskie i przykładowo: w Austrii dopuszcza się tylko $50 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ (norma LRG-K/LRV-K 1988/89), a w Holandii tylko $40 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ (norma RV 89).

Równocześnie dopuszczalne stężenie dwutlenku azotu w spalinach w Austrii (norma LRG-K/LRV-K 1988/89) określono na $100 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$, w Szwajcarii (norma LRV 1992) $80 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$ oraz w Holandii (norma RV 89) $70 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$.

Odnośnie sumy węglowodorów można zauważyć, że o wiele częściej w normach państw europejskich podaje się inny wskaźnik, a mianowicie całkowity węgiel organiczny TOC, który określony jest jako dopuszczalny do wartości 10 mg/m^3 .

W Polsce wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 sierpnia 2002 dopuszczalne stężenia dwutlenku siarki wynosi $100 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ a pozostałe wartości odpowiadają wyżej wymienionemu wykazowi dla EEC.

Zatem stężenie zanieczyszczeń emitowanych przez Spalarnię Odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie w odniesieniu do niektórych wytycznych wynikających z norm poszczególnych państw Unii Europejskiej zbliżają się do granicy dopuszczalnej tymi normami a czasem nawet przekraczają je (np. tlenek węgla CO, czy też suma tlenków azotu NO_x). W związku z powyższym nie można wyciągnąć jednoznacznie pozytywnych wniosków odnośnie składu stężenia zanieczyszczeń emitowanych przez tą Spalarnię do atmosfery i o pracy zastosowanej tam technologii podczyszczania spalin przed ich emisją do atmosfery.

6. Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzona analiza pracy Spalarni Odpadów Medycznych, której charakterystyka technologiczna została przedstawiona w niniejszej publikacji – w oparciu o wizję lokalną, analizę studialną przeprowadzonych badań [4,14,16] oraz badania własne przeprowadzone w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów – pozwala na wysunięcie ogólnych wniosków, które mogą być pomocne w przyszłości dla Inwestora, który pragnie zakupić i uruchomić tego typu spalarnię projektu i wykonawstwa Gdańskiego Przedsiębiorstwa Produkcyjno-Usługowego G.P.P.U.

1. Analiza zanieczyszczeń w spalinach jako prób losowych nie daje podstaw do jednoznacznie pozytywnej oceny pracy układu technologicznego oczyszczania spalin wobec norm Unii Europejskiej oraz pochodnych tych norm tj. obostrzeń obowiązujących w państwach Unii Europejskiej.

2. Analiza gospodarki wtórnymi odpadami powstającymi w tej Spalarni wskazuje na pewne wątpliwości natury ekonomicznej ze względu na odbiór tych odpadów przez Przedsiębiorstwo EKOPAL oddalone od Koszalina o około 200 km, za odpłatnością ponad 1000 zł/tonę, co rzutuje w sposób znaczący na całkowity koszt jednostkowy utylizacji tony odpadów pobierany przez Spalarnie od dostawców odpadów i wynoszący ponad 3000 zł/tonę (dane z roku 2002), co jest 6 a nawet 7 razy większą ceną od ceny przeciętnie typowej za dostawę odpadów przez zakłady termicznej utylizacji odpadów w krajach europejskich.
3. Wtórny odpad poeksploatacyjny z tej Spalarni nie ma charakteru typowego odpadu popirolitycznego tzw. koksiku, ani też w pełni wypalonego odpadu typu żużel (substancja mineralna) i nie może być składowany luzem, a to oznacza, że najłatwiej go solidyfikować. Jeżeli tak, to solidyfikację powinno się prowadzić na miejscu, co jest rozwiązaniem tańszym niż płacenie odbiorcy wtórnego odpadu oddalonego o około 200 km od Koszalina.
4. Technologia pracy tej Spalarni nie uwzględnia rozwiązania gospodarki wodno-ściekowej; niedopuszczalne jest odprowadzanie tych ścieków bezpośrednio do kanalizacji, co ma aktualnie miejsce.

Literatura

1. *Dokumentacja Techniczno-ruchowa procesu technologicznego utylizacji odpadów.* Gdańskie Przedsiębiorstwo Produkcyjno-usługowe G.P.P.U.
2. **Fleck E.:** *Technologia utylizacji odpadów niebezpiecznych.* Międzynarodowa Konferencja „Termiczna utylizacja odpadów”. Organizator SIITPCh Szczecin oraz KRderL – Düsseldorf – Międzyzdroje, 8/10 maj 1996.
3. **Funcke W.:** *PCBs, PCDFs, PCDDs in Mineral Oil-Based Insulation, Oils Correlation Between PCB Content i Accordance With German DIN/LAGA and PCDF/D Threshold Value Accordance with German GEFSTUFFV.* Chemosphere vol. 27, No 4/1993
4. **Grochowalski A., Chrząszcz R., Węgiel M., Cwiąkański W., Kulig J.:** *Pomiar stężeń i emisji zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery przez Spalarnie Odpadów szpitalnych w Koszalinie.* Sprawozdanie z pomiarów nr 28/11/2000. badania wykonane EMPIRO Sp. z o.o. w Krakowie przy współpracy Instytutu Chemii i Technologii Nieorganicznej Politechniki Krakowskiej.
5. **Nowak E.:** *Termiczne metody unieszkodliwiania odpadów.* Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów nr 6/94 cz. I, nr 1/95 cz. II, nr 2/95 cz. III.
6. **Nowak E.:** *Termiczne metody unieszkodliwiania odpadów. Cz. I Piroliza i/lub zgazowanie odpadów.* Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów nr 6/94.
7. **Piecuch T.:** *Opinia n.t. występowania metali ciężkich w gazach powstających podczas termicznego (pełna piroliza) unieszkodliwiania odpadów medycznych w konwekcyjnych utylizatorach WPS.* Katedra Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Koszalińskiej. Zleceniodawca – EKOFORMA Szczecin. Praca BZ-501.01.30.98 – czerwiec 1998.

8. **Piecuch T.:** *Utylizacja odpadów przemysłowych*. Podręcznik. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 1996.
9. **Piecuch T., Juraszka B., Dąbek L.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2002.
10. **Piecuch T., Rapacz A.:** *Analiza techniczno-ekonomiczna możliwości uruchomienia produkcji kostek typu POLBRUK przy wykorzystaniu pyłów lotnych z MEC Kołobrzeg*. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska – Seria Inżynieria Środowiska nr 11/1996.
11. **Piecuch T., Szyrocyński R., Macieik L., Koszel B.:** *Wskazanie możliwości utylizacji pyłów lotnych MEC Kołobrzeg pochodzących z instalacji odpylania*. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska – Seria Inżynieria Środowiska nr 11/1996.
12. **Piecuch T.:** *Ekonomiczne aspekty termicznej utylizacji odpadów*. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska – Seria Inżynieria Środowiska Nr 20/2001.
13. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów – wdrażać czy nie?* Wydawca Komisja Ekosfery, Polska Akademia Nauk, Oddział w Gdańsku, Szczecin 1999r.
14. **Roszkowski M.:** *Pomiary emisji zanieczyszczeń ze spalarni odpadów SP-100 w Szpitalu Wojewódzkim w Koszalinie*. Gdańsk 2002.
15. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29.11.2002 w sprawie warunków, jakie należy spełniać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego*. Dz. U. Nr 212 z dn. 16.12.2002 roku, poz. 1799.
16. **Sawuk P., Gawel P., Jagiełło A.:** *Sprawozdanie z kontrolnego pomiaru emisji zanieczyszczeń Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Szczecinie, delegatura w Koszalinie*. Nr 43/2002.

Analysis of Hospital Waste Incineration Plant Work In Provincial Hospital in Koszalinie – Flue Gas, Wastewater, Secondary Waste

Abstract

This paper presents the try of possibly objective opinion of hospital waste incineration plant of type SP-100 (with semi-automatic loading) work basing on own investigations and accessible materials. This plant was designed and made by Gdańskie Przedsiębiorstwo Produkcyjno-Usługowe. Incineration plant is a new investment and has been working since January 2001. The operational diagram of the incineration plant is shown in the Fig. 1.

The efficiency of analysed device reaches 100 kg of incinerated waste during one hour (by nominal density of waste – 200 kg/m³).

The technical and the technological description of the incineration plant work with the critical analysis of technological arrangement of the incineration plant is presented in the paper. Also water and wastewater in the incineration plant was presented.

Authors also present the results of own investigations relating to quantities of pollutants washed out from the secondary waste from the incineration plant as well as test of that secondary waste utilization applying the method of solidification in concrete cubes of polbruk type. Own investigations also include measurements of pollutants concentrations in flue gas, using the mobile incineration gas analyser GA-21 plus. Measurements of the following gases were executed:

- carbon monoxide – CO,
- nitrogen oxide – NO,
- sulphur dioxide – SO₂,
- nitrogen dioxide – NO₂,
- hydrocarbons – C_XH_Y,
- nitrogen oxides – NO_X.

Conducted analysis Medical Waste Incineration Plant work, which technological description was introduced in this paper – basing on the visits in the incineration plant, the studial analysis of conducted investigations [4,14,17] as well as own investigations conducted in Department of Water-Sludge Technique and Utilization of Waste – allows to draw some general conclusions which may be helpful in the future for investors, which plan to buy and to start this the type of the incineration plant, designed and made by Gdańskie Przedsiębiorstwo Produkcyjno-Usługowe GPPU.

1. Analysis of pollutants in the flue gas (as random tests) does not give basis to have unambiguously positive opinion on work of technological installation of combustion gas cleaning running of the in the face of the European Union standards as well as derivatives of these standards i.e. of the greater rigours valid in countries of European Union.
2. Analysis secondary waste management which are produced in this incineration plant shows sure doubts of economical nature which regard to the collection of the waste by EKOPAL Company which is situated about 200 km from Koszalin, for payment over 1000 PLN per ton. This payment has a significant influence on the total unit cost of utilization of one ton of medical waste taken by Waste Incineration Plant from deliverers of waste and reaching over 3000 PLN per ton (data from year 2002). This is is 6 and even 7 times larger price than the average typical price for delivery of waste to the thermal waste utilization plants in European countries.
3. The secondary waste from the waste incineration plant is not the like the typical post-pirolitic waste (so called koksik). It is not also fully burned waste of the slag type (the mineral substance) and it cannot be stored loosely, and this means that the easiest method of its utilization is the solidification. If so – this solidification should be conducted on the terrain of the Waste Incineration Plant, which is the cheaper solution than paying receipt of secondary waste situated about 200 km from Koszalin.
4. The technology of the Waste Incineration Plant work does not include solution of water and wastewater management; invalid is piping of wastewater from the incineration plant directly to the sewage system, which at present takes place.