

Arkadiusz OSTOJSKI, Magdalena GAJEWSKA

Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska
ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk
e-mail: arkusost@pg.gda.pl, mgaj@pg.gda.pl

Możliwości energetycznego wykorzystania osadów ściekowych jako paliwa

Obecnie szeroko dyskutowana jest efektywność energetyczna oczyszczalni, stąd istotnym zagadnieniem staje się prawidłowe wykorzystanie potencjału energetycznego osadów ściekowych (CHP i ITPO). Realizacja termicznej przeróbki osadów ściekowych wymaga znajomości właściwości energetycznych (ciepło spalania, wartość opałowa, zawartość wody) oraz składu pierwiastkowego, wskazującego na zawartość substancji lotnych i mineralnych osadów przeznaczonych do spalania. W pracy przedstawiono wyniki badań prowadzonych w dwóch dużych trójmiejskich oczyszczalniach ścieków. Analizie poddano osady ściekowe po kolejnych stopniach przetwarzania, a więc osady surowe, zmieszane i przefermentowane. Wykazano, że osady ściekowe w obu analizowanych oczyszczalniach, pomimo innych warunków i procesów przeróbki, charakteryzowały się bardzo podobnym składem pierwiastkowym odwodnionych, przefermentowanych osadów C - 30÷31%, H - 4,5%, N - 4%, O - 26,5÷30%, S - 1%, przy zawartości popiołu 30÷33% (w odniesieniu do suchej masy). Wykazano, że osady są dobrym źródłem energii. Średnie ciepło spalania dla osadów nieprzefermentowanych wynosiło 17,5 MJ/kg, a proces fermentacji obniżał je jedynie o 20 do 30%. Oceniając uzyskane wyniki, zauważyć można, że szanse na autotermiczny proces spalania daje jedynie zastosowanie osadu wysuszonego. Gdynia posiada instalację do suszenia osadu i uzyskuje osady o wartości opałowej wynoszącej około 10 MJ/kg przy 30% zawartości popiołu. W tym przypadku jedna tona węgla kamiennego jest równoważna energetycznie 3 tonom suchego osadu.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, termiczne przekształcenie, skład pierwiastkowy, wartość opałowa, bilans energetyczny

Wstęp

W ostatnich latach technologie termicznego przekształcania osadów ściekowych powoli zaczynają wypierać inne sposoby zagospodarowania osadu [1]. Zmiany sposobu zagospodarowania osadów wynikają z zaleceń Unii Europejskiej zawartych m.in. w Dyrektywie 2008/1/EC w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczania (kontroli) zanieczyszczeń. Dyrektywa ta znana jest (pod popularnym akronimem) jako Dyrektywa IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) i została uzupełniona w wersji z dnia 24 listopada 2010 r. o wytyczne dotyczące emisji przemysłowych (2010/75/WE). Zmienia ona całkowicie podejście do wydawania pozwoleń środowiskowych. Oznacza to m.in. wprowadzenie tzw. zintegrowanych pozwoleń środowiskowych, które stanowią rodzaj kompleksowej koncesji na prowadzenie działalności przy jednoczesnym zapewnieniu określonych parametrów środowiskowych i technicznych. Wymogi tej Dyrektywy odnoszą się

do sześciu podstawowych sektorów działalności przemysłowej, w tym m.in. do obiektów przekształcania i unieszkodliwiania odpadów. To właśnie ta Dyrektywa wymusza stosowanie Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) i na jej potrzeby pracuje Europejskie Biuro IPPC (EIPPCB) w Sewilli (Hiszpania), w którym opracowywane są dokumenty referencyjne, tzw. BREFy.

Dokumenty referencyjne powstają w wyniku prac prowadzonych w ramach tzw. Technicznych Grup Roboczych, czyli międzynarodowych zespołów eksperckich składających się z osób kompetentnych w zakresie rozwiązywania problemów środowiskowych danej branży. Powyższe dokumenty nie są aktami prawnymi, mają charakter referencyjny, jednak są niezbędne przy wydawaniu pozwoleń zintegrowanych. To właśnie w BREFach z sierpnia 2006 r., dotyczących zagospodarowania osadów z dużych oczyszczalni ścieków, metody termicznego przekształcania osadów ściekowych w piecach fluidalnych zapisane zostały jako najlepsza dostępna technologia. Niewątpliwymi zaletami stosowania termicznego przekształcania osadów są m.in.: osiągnięcie wysokiej redukcji masy i objętości wytwarzanych osadów ściekowych, możliwości wykorzystania wyprodukowanej energii cieplnej w procesach technologicznych oczyszczalni ścieków (np. suszenia osadów). Obecnie szeroko dyskutowana jest efektywność energetyczna oczyszczalni, stąd istotnym zagadnieniem staje się prawidłowe wykorzystanie potencjału energetycznego osadów ściekowych m.in. w instalacjach do spalania biogazu wyprodukowanego z osadu (CHP) i spalarniach, czyli ITPO. Zatem osad ściekowy staje się paliwem, gdyż, zgodnie z definicją podaną przez Kowalika i innych [2, 3], za paliwo można praktycznie każdą substancję cechującą się zdolnością spalania.

W skład każdego paliwa wchodzi substancja palna złożona głównie ze związków organicznych węgla (C), wodoru (H_2) i siarki (S) oraz niepalna stanowiąca tzw. balast - substancje mineralne (popiół) i woda [4, 5]. Paliwa stałe charakteryzowane są przez szereg wskaźników, takich jak ciepło spalania (MJ/kg), wartość opałowa (MJ/kg), popielność (%), zawartość siarki (%). Ciepło spalania i wartość opałowa paliwa zależą między innymi od jego składu chemicznego, stąd istotne jest, aby znać skład pierwiastkowy osadów ściekowych, które mogą być wykorzystywane jako paliwo.

Dlatego realizacja termicznego przekształcania osadów ściekowych wymaga znajomości ich właściwości (m.in. ciepła spalania, wartości opałowej, zawartości wody) oraz składu pierwiastkowego, wskazującego na zawartość substancji lotnych i mineralnych. Jednak dotychczas mało jest informacji traktujących problem kompleksowo, które mogłyby posłużyć na przykład do opracowania zależności pomiędzy tymi właściwościami a przydatnością osadów do termicznego przekształcania. Takie dane mogłyby być pomocne eksploatautorom oczyszczalni i ułatwić poprawę bilansu energetycznego oczyszczalni.

Celem pracy jest analiza korelacyjna zależności pomiędzy składem pierwiastkowym a ciepłem spalania i wartością opałową osadów ściekowych po kolejnych stopniach ich przetwarzania. W pracy przedstawiono wyniki badań prowadzonych w dwóch dużych trójmiejskich oczyszczalniach ścieków.

1. Materiał i metodyka badań

1.1. Obiekty badań

Analizie poddano osady ściekowe po kolejnych stopniach przetwarzania pobierane z miejskich oczyszczalni ścieków w Gdańsku i Gdyni. Obie oczyszczalnie otrzymują ścieki komunalne, w których udział ścieków z przemysłu nie przekracza 10%. W okresie prowadzenia badań oczyszczalnia w Gdańsku oczyszczała ścieki mechaniczne i biologiczne w technologii MUCT (z podwyższonym usuwaniem związków biogenych). Gdynia wykorzystywała system BARDENPHO z modyfikacją Bernarda wraz z chemicznym wspomaganie defosfatacji biologicznej. Charakterystykę obu oczyszczalni przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka MOŚ, w których prowadzono badania osadów

Table 1. Characteristics of WWTPs in which the study of sludge was carried out

| Obiekt | Przepływ m ³ /d | RLM | Osad wstępny m ³ /d | Osad nadmierny m ³ /d | Stabilizacja | Łącznie sucha masa osadu |
|--------|-------------------------------|---------|-----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|
| Gdańsk | 90 500 | 500 000 | 3100 | 3250 | ZKF fermentacja mezofilowa | 22,5 ton s.m./d |
| Gdynia | 86 000 | 514 000 | 3000 | 3100 | ZKF fermentacja mezofilowa - 10 dni | 17 ton s.m./d |

Ciąg przetwarzania osadów składa się z zagęszczania osadów wstępnych, mieszania z zagęszczonym osadem nadmiernym i następnie stabilizacji w procesie fermentacji metanowej. Otrzymany biogaz w obu oczyszczalniach wykorzystywany jest do wytwarzania energii w instalacjach CHP (combined heat and power). Następnie, po fermentacji, osad jest odwadniany, w Gdańsku odbywa się to na wirówkach, a w Gdyni na prasach. Ostatecznie osady z obu oczyszczalni przekazywane są do termicznego przetwarzania z zastosowaniem technologii spalania w piecach fluidalnych (tab. 2).

Tabela 2. Charakterystyka instalacji TPO w obu oczyszczalniach

Table 2. Thermal utilization installation characteristics in both WWTPs

| Parametr | Gdańsk | Gdynia |
|------------------------------------|-------------------------|---|
| Objętość osadów przefermentowanych | 221,7 m ³ /d | 770 m ³ /d po odwodnieniu 140 m ³ /d |
| Wydajność instalacji | 14 000 Mg s.m./rok | 9000 Mg s.m./rok |
| Sucha masa | ≥ 22% | 25÷30 % (średnio 26%) |
| Substancje organiczne | 50÷52% | 62÷63% |
| Średnia wartość opałowa dla osadów | ≥ 9,5 MJ/kg s.m. | 23,2 MJ/kg s.m.org. |
| Zawartość siarki | 1,04÷1,50% s.m. | brak danych |
| Zawartość chloru | ≤ 0,095% s.m. | brak danych |
| Kadm | ≤ 4,4 mg/kg s.m. | brak danych |
| Rtęć | ≤ 2,6 mg/kg s.m. | brak danych |

1.2. Zakres wykonywanych analiz

Uśrednione próbki osadów po kolejnych stopniach przetwarzania: surowe, zmieszane i przefermentowane poddane zostały analizom, które pozwoliły określić skład substancji organicznej (zawartość węgla, azotu, siarki, tlenu oraz wodoru) oraz ciepło spalania i wartość opałową. Wykonano 13 serii pomiarowych dla osadów z oczyszczalni ścieków w Gdyni i 41 serii dla osadów z oczyszczalni ścieków w Gdańsku. Analizy składu pierwiastkowego wykonywano w Centrum Badań Molekularnych i Makromolekularnych Polskiej Akademii Nauk w Łodzi, natomiast oznaczenia ciepła spalania i wartości opałowej na Wydziale Chemii PG.

Ciepło spalania to ilość ciepła wydzielona podczas całkowitego spalania paliwa stałego w bombie kalorymetrycznej w atmosferze tlenu w odniesieniu do temperatury 25°C (PN-81 G-04513, 1981). Wartość opałowa to ciepło spalania pomniejszone o ciepło parowania wody, wydzielonej podczas spalania z paliwa i powstałej z wodoru zawartego w paliwie (PN-81 G-04513, 1981), podawane zwykle w MJ/kg paliwa.

Oznaczenia wykonywano zgodnie z PN-G-04571:1998 Paliwa stałe. Oznaczanie węgla, wodoru i azotu automatycznymi analizatorami. Metoda makro. Norma ta dotyczy jedynie oznaczeń węgla, wodoru i azotu, ale w podobny sposób wykonywano oznaczenia siarki. Mimo że norma dotyczy metody w skali makro, to stosowano ją do oznaczeń w skali mikro. Oznaczenia węgla, wodoru, azotu i siarki wykonywano z jednej odważki z wykorzystaniem automatycznego analizatora Vario MICRO cube firmy Elementar Analysensysteme GmbH. Odważka w naczyniu z folii cynowej wprowadzana jest do rury reakcyjnej ogrzanej do 1150°, w wyniku egzotermicznej reakcji jest spalana w atmosferze tlenu, a utworzone produkty spalania, po przereagowaniu z tlenem, w strumieniu helu przechodzą przez odpowiednie katalizatory w postaci N₂, CO₂, H₂O, SO₂ są adsorbowane w specjalnej kolumnie, a następnie poddawane są termicznej desorpcji i kierowane do detektora przewodnictwa cieplnego (N₂, CO₂, H₂O), a w przypadku SO₂ do detektora absorpcji w podczerwieni (absorpcji IR).

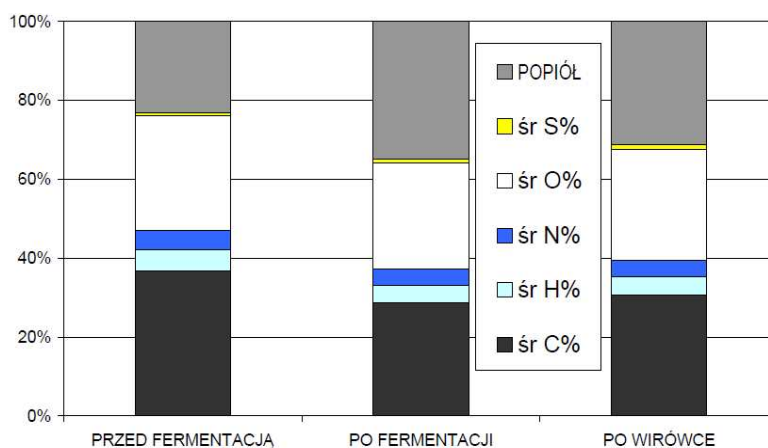
Współczynnik korelacji Pearsona (r) został użyty w celu określenia współzależności liniowej zmiennych przy założeniu, że dla $|r| < 0,2$ występuje brak związku liniowego, dla wartości $0,2 \div 0,4$ istnieje słaba zależność (w tych badaniach traktowana jako nieistotna), dla wartości $0,4 \div 0,7$ występuje umiarkowana zależność, natomiast dla wartości z zakresu $0,7 \div 0,9$ obecna jest silna, a dla $|r| > 0,9$ bardzo silna zależność [6].

2. Wyniki badań

2.1. Skład pierwiastkowy

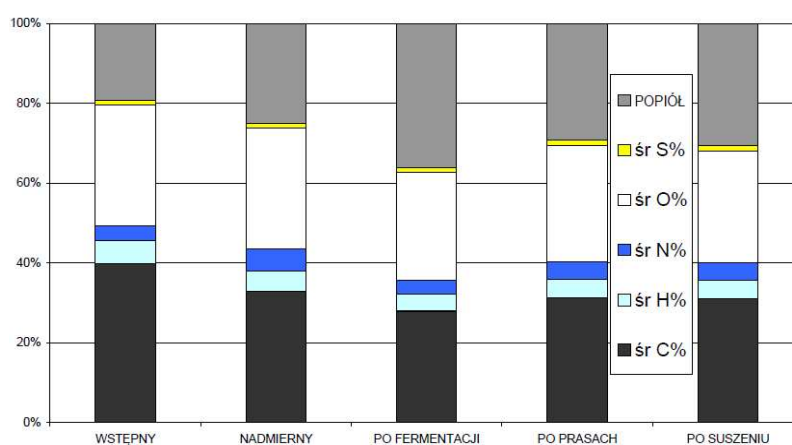
Zawartość lotnych związków chemicznych w osadach jest związana z zawartością substancji organicznych, która dla osadów surowych stanowić może blisko

70% s.m., natomiast w przypadku osadów poddanych procesowi stabilizacji bez-tlenowej wynosi 50%. Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono skład procentowy osadów ściekowych po kolejnych stopniach przetwarzania odpowiednio dla osadów wytwarzanych w oczyszczalni ścieków w Gdańsku i Gdyni, natomiast na rysunkach 3 i 4 podano zawartość poszczególnych pierwiastków w suchej masie organicznej.



Rys. 1. Zawartość popiołu i skład pierwiastkowy w suchej masie osadów po kolejnych stopniach przetwarzania w oczyszczalni w Gdańsku

Fig. 1. The ash content and elemental composition of dry weight of sludge in successive stages of processing in the WWTP in Gdansk

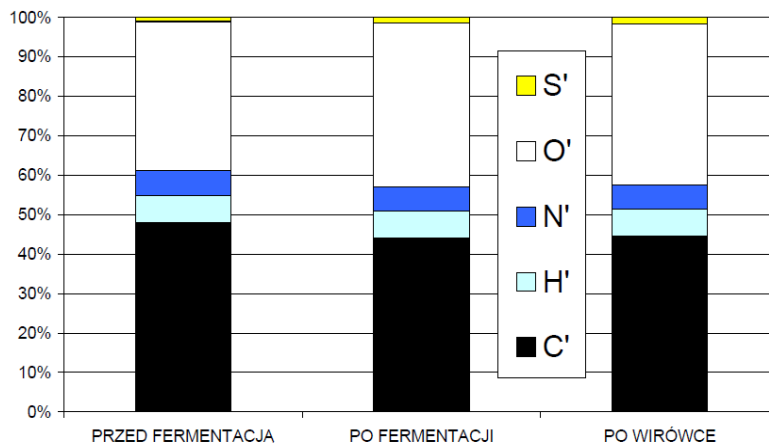


Rys. 2. Zawartość popiołu i skład pierwiastkowy w suchej masie osadów po kolejnych stopniach przetwarzania w oczyszczalni w Gdyni

Fig. 2. The ash content and elemental composition of dry weight of sludge in successive stages of processing in WWTP in Gdynia

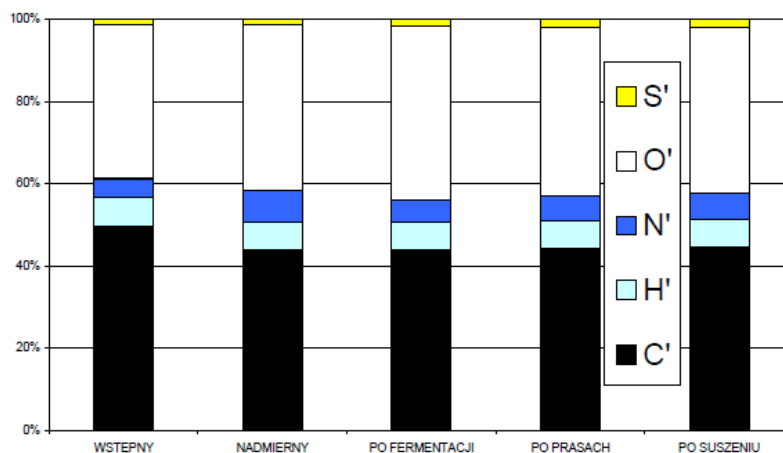
Zawartość części niepalnych - popiołu w analizowanych próbkach z obu oczyszczalni zmieniała się od 19,1 do 36,2% i najwyższa była w osadach po procesie

fermentacji w Gdyni Dębogórze. Proces odwadniania mechanicznego powodował usuwanie z filtratem również niewielkiej części rozpuszczonych związków mineralnych (przede wszystkim fosforanów) i prowadził do zmniejszenia zawartości części niepalnych [7]. W Gdyni i Gdańsku uzyskano zawartość popiołu w granicach 29,3÷31,3%.



Rys. 3. Skład pierwiastkowy suchej masy organicznej w osadach po kolejnych stopniach przetwarzania w oczyszczalni w Gdańsku

Fig. 3. Elemental composition of dry organic matter in the sludge in successive stages of processing in the WWTP in Gdansk



Rys. 4. Skład pierwiastkowy suchej masy organicznej w osadach po kolejnych stopniach przetwarzania w oczyszczalni w Gdyni

Fig. 4. Composition of elemental dry organic matter in the sludge in successive stages of processing in the WWTP in Gdynia

W obu oczyszczalniach zawartość związków węgla w osadach przed fermentacją nie przekraczała 40%, natomiast po procesie fermentacji uległa tylko niewielkiemu

obniżeniu o około 8% i w osadach po fermentacji wynosiła średnio poniżej 30% (rys. 1 i 2). O przydatności osadów do termicznego przekształcania decyduwać będzie jednak skład części palnych (rys. 3 i 4). Ubytek związków węgla podczas fermentacji w przeliczeniu na suchą masę organiczną wyniósł 3÷4%.

Tabela 3. **Charakterystyka składu pierwiastkowego wybranych komunalnych osadów ściekowych [8]**

Table 3. **Characteristics of the elemental composition of selected municipal sewage sludge [8]**

| Kraj | C % | H % | N % | O % | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|------|
| Hiszpania | 52,3 | 8,0 | 6,7 | 33,0 | |
| Australia | 41,8 | 5,4 | 4,3 | 48,5 | |
| Islandia | 53,5 | 6,6 | 4,1 | 35,8 | |
| Korea Płd. | 55,1 | 8,6 | 7,2 | 29,1 | |
| Polska (Śląsk) | 52,1 | 6,8 | 6,5 | 34,6 | |
| W tych badaniach | Gdańsk | 44,6 | 6,7 | 5,7 | 43,0 |
| | Gdynia | 44,8 | 6,9 | 6,3 | 42,0 |

% - wagowo

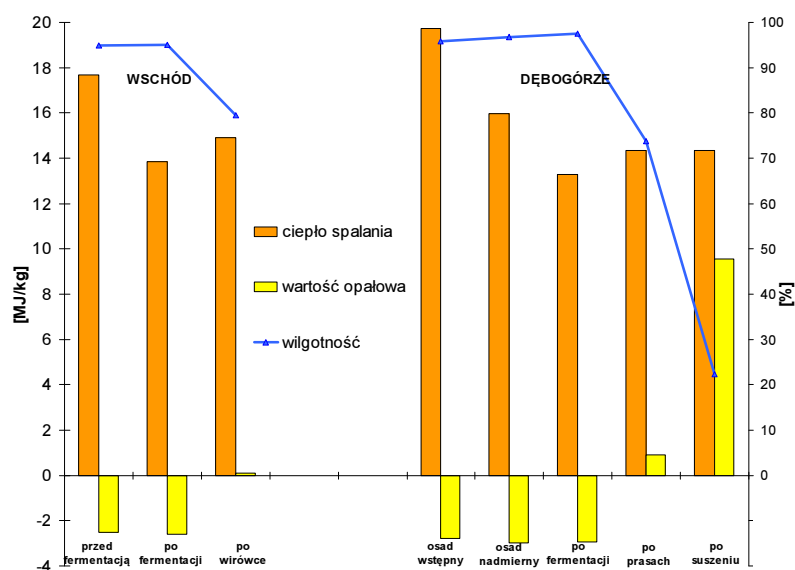
W obu analizowanych oczyszczalniach zawartość części lotnych w osadach była wyższa niż wartości podawane w literaturze, w osadach przed fermentacją ich zawartość stanowiła ponad 75% s.m., w osadach po fermentacji wynosiła ponad 63%.

Uzyskane wyniki zawartości pierwiastków w suchej masie organicznej osadów są również zbliżone do danych prezentowanych w literaturze [8] i są najbliższe osadom z Australii. W przefermentowanych osadach udział procentowy pierwiastków węgla był na poziomie 45%, tlenu 42÷43%, wodoru 7%, azotu 6%. Co istotne, osady powstające w oczyszczalniach w regionie śląskim charakteryzowały się znacznie wyższą zawartością związków węgla i azotu, a niższą zawartością tlenu. Może to być wynikiem zarówno składu początkowego ścieków, jak i procesów przeróbki osadów, w tym procesu fermentacji.

2.2. Wartość opałowa i ciepło spalania

Zawartość substancji organicznej w osadach wpływa na wartość opałową i ciepło spalania osadów. Wartość opałowa określa użyteczny efekt cieplny spalania. Z kolei ciepło spalania jest większe od wartości opałowej o ciepło skraplania całkowitej ilości pary wodnej ze spalin, a pochodzącej z wilgoci paliwa i powstałej ze spalania wodoru.

Na rysunku 5 przedstawiono średnie wartości ciepła spalania, wartości opałowej i wilgotności dla analizowanych osadów ściekowych po kolejnych stopniach ich przetwarzania.



Rys. 5. Średnie wartości ciepła spalania, wartości opalowej i wilgotności dla analizowanych osadów

Fig. 5. Mean values of the heat of combustion, calorific value and humidity in the analyzed sludge

Uzyskane wartości opalowe osadów były bardzo niskie, tylko w przypadku wysuszonych osadów z oczyszczalni w Gdyni, dla których uzyskano 10 MJ/kg, możliwe było autotermiczne spalanie. W pozostałych próbkach zawartość wilgoci powodowała ujemny bilans energetyczny tych osadów.

Gdyby wilgotność osadów nie miała wpływu i rozpatrywane było jedynie ciepło spalania, to potencjał energetyczny osadów byłby bardzo korzystny. W ustabilizowanych osadach ciepło spalania wynosiło 14÷15 MJ/kg i było o 4÷5 MJ/kg niższe niż w osadach przed fermentacją. Obliczając ubytek jako iloczyn różnicy stężenia początkowego i końcowego (przed i po procesie fermentacji) odniesiony do stężenia początkowego, otrzymano dużo większe różnice niż te przedstawione na rysunkach 1-4. I tak proces fermentacji spowodował obniżenie substancji lotnych o 15÷18% (wagowo), a węgla o 22÷23%.

3. Omówienie wyników i podsumowanie

Charakter dopływających do oczyszczalni ścieków oraz procesy technologiczne prowadzone w oczyszczalniach, zarówno w linii oczyszczania ścieków, jak i przeróbki osadów, decydują o właściwościach fizykochemicznych osadów ściekowych. Skład chemiczny osadów jest pochodną składu chemicznego ścieków i może reprezentować szeroką gamę pierwiastków, w tym metale ciężkie oraz zanieczyszczenia organiczne, takie jak: dioksyny, furany, polichlorowane bifenyle, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne czy absorbowalne związki fluorowcoorganiczne [9, 10].

Jednym z najistotniejszych rozporządzeń Unii Europejskiej w dziedzinie gospodarowania osadami i rozwoju termicznych metod ich przekształcania obok Dyrektywy IPPC jest Dyrektywa 99/31/EC w sprawie składowania odpadów, która pierwszy raz została transponowana do naszego prawodawstwa w postaci Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dn. 12 czerwca 2007 r. [11]. Jego konsekwencją był zakaz składowania na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne (kod 19 08 05, 19 08 12, 19 08 14, 19 12 12 oraz z grupy 20), takich jak osady ściekowe, o ciepłe spalania wynoszącym ponad 6 MJ/kg i zawartości ogólnego węgla organicznego powyżej 5% s.m. Termin wprowadzenia tych wymagań, wstępnie ustalony na 1 stycznia 2013 roku, był kilkakrotnie przesuwany. Obecnie na mocy Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (DzU 2013, Nr poz. 38) za datę wejścia w życie tych wymagań przyjęto 1 stycznia 2016 r. Jednocześnie to rozporządzenie odwołuje wcześniejsze z 2007 r. Z danych eksploatacyjnych wynika, że w obu instalacjach ITPO podawane jest paliwo dodatkowe - biogaz odpowiednio w Gdyni ok. 50÷100 m³/h, a w Gdańsku ok. 13 m³/h [12]. Zatem należy określić, od jakich parametrów w sposób najbardziej istotny będzie zależała wartość opałowa i ciepło spalania (tab. 4).

Analiza korelacji ciepła spalania i wartości opałowej oraz badanego składu osadów po fermentacji potwierdziła:

- oczywistą, bardzo istotną odwrotnie proporcjonalną zależność wartości opałowej i uwodnienia osadów,
- dla obu osadów ciepło spalania zależy w sposób istotny i wprost proporcjonalny do zawartości węgla, wodoru i tlenu, a odwrotnie proporcjonalny do zawartości popiołu.

Tabela 4. Współczynniki korelacji ciepła spalania Q_{sp} , wartości opałowej Q_{op} i analizowanego składu pierwiastkowego dla osadów przefermentowanych w oczyszczalni w Gdańsku i Gdyni

Table 4. Correlation coefficients of heat of combustion Q_{sp} , calorific value Q_{op} and analyzed elemental composition of fermented sewage sludge in WWTP Gdansk and Gdynia

| | Q_{sp} | Q_{op} | W | śr C % | śr H % | śr N % | śr O % | śr S % | Popiół |
|--------------------------------------|----------|----------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------|
| Gdańsk Wschód po fermentacji | | | | | | | | | |
| Q_{sp} | 1,000 | 0,154 | -0,154 | 0,667 | 0,655 | 0,098 | 0,543 | -0,012 | -0,702 |
| Q_{op} | 0,154 | 1,000 | -0,997 | 0,032 | -0,102 | -0,037 | 0,029 | 0,019 | -0,024 |
| Gdynia Dębogórze po fermentacji | | | | | | | | | |
| Q_{sp} | 1,000 | 0,035 | -0,122 | 0,891 | 0,915 | 0,873 | 0,689 | 0,357 | -0,866 |
| Q_{op} | 0,035 | 1,000 | -0,994 | 0,150 | 0,050 | 0,029 | 0,133 | -0,024 | -0,132 |
| Gdańsk i Gdynia po fermentacji razem | | | | | | | | | |
| Q_{sp} | 1,000 | 0,111 | -0,143 | 0,762 | 0,777 | 0,539 | 0,601 | 0,042 | -0,779 |
| Q_{op} | 0,111 | 1,000 | -0,995 | 0,073 | -0,044 | 0,000 | 0,065 | 0,005 | -0,065 |

Otrzymano znaczące różnice wartości współczynnika korelacji dla ciepła spalania i zawartości azotu oraz ciepła spalania i udziału siarki dla obu analizowanych osadów (tab. 4). Dla osadu w Gdańsku zawartość azotu i siarki nie ma wpływu na ciepło spalania. Natomiast dla osadów w Gdyni zależność ciepła spalania od azotu jest na istotnym poziomie. Z uwagi na niewielką zawartość procentową siarki (do 2%) w masie organicznej osadów jej wpływ na ciepło spalania można potraktować jako nieistotny (rys. 3, 4).

W celu lepszego energetycznego wykorzystania osadów ściekowych i optymalizacji energetycznej oczyszczalni ścieków konieczne jest prowadzenie dalszych badań. W ocenie wyników i ich interpretacji przydatne mogą okazać się również narzędzia statystyczne, w tym metody analizy wielokryterialnej.

Podziękowania

Publikacja przedstawia wyniki uzyskane w ramach projektu badawczego Nr PL0085 pt. „Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocznych oczyszczalni ścieków”, który uzyskał wsparcie udzielone przez Islandię, Liechtenstein, Norwegię ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego oraz dofinansowanie Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego.



Literatura

- [1] Bień J.D., Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2012, 15, 4, 439-449.
- [2] Kowalik P., Ostojski A., Cytawa S., Efekty pracy urządzeń grzewczych wykorzystujących osady ściekowe jako paliwo w budynku biurowo-administracyjnym w oczyszczalni ścieków w Swarzewie, *Ciepłownictwo w Polsce i na Świecie* 2000, 11/12, 204-206.
- [3] Ostojski A., Kowalik P., Ciepło spalania i wartość opałowa osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków w Gdyni Dębogórz oraz Swarzewie, II Międzynarodowa i XIII Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Nowe spojrzenie na osady ściekowe. Odnawialne źródła energii, cz. 2, Częstochowa, 3-5 lutego 2003, 432-445.
- [4] Wandrasz J.W., Energetyczne wykorzystanie odpadów organicznych i osadów ściekowych, IV Konferencja nt. Racjonalizacja użytkowania energii i środowiska, Szczyrk, 7-9 października 1996, ODKT RS NOT, Warszawa 1996, Tom I, 97-108.
- [5] Wandrasz J.W., Wandrasz A.J., Paliwa formowalne, Biopaliwa i paliwa z odpadów w procesach termicznych, Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o., Warszawa 2006.
- [6] Węglarczyk S., Statystyka w inżynierii środowiska, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 2010.
- [7] Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., Wpływ zawracania odcieków z odwadniania osadów ściekowych na pracę oczyszczalni ścieków, *Przemysł Chemiczny* 2008, 87(5), 448-452.



- [8] Werle S., Termiczne sposoby zagospodarowania osadów ściekowych, *Energia ze ścieków, Energetyka Ciepła i Zawodowa* 2010, 9.
- [9] Alvarez E.A., Mochon M.C., Sanchez J.C.J., Rodriguez M.T., Heavy metals extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere* 2002, 47, 765-775.
- [10] Wang Ch., Hu X., Chen M-L., Wu Y-H., Total concentrations and fractions of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants, *Journal of Hazardous Materials* 2005, B119, 245-249.
- [11] Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dn. 12 czerwca 2007 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (DzU poz. 832).
- [12] Forum eksploatatorów spalarni osadów ściekowych, Materiały szkoleniowe Gdańskiej Fundacji Wody, Sobieszewo, 7-9 maja 2014.
- [13] Bernacka J., Pawłowska L., Przeróbka i zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1996.
- [14] Bień J., Neczaj E., Worwąg M., Grosser A., Nowak D., Milczarek M., Janik M., Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2011, 14, 4, 375-384.
- [15] Kempa E.S., Osady ściekowe paliwem, X Konferencja Naukowo-Techniczna Osady ściekowe - przepisy, rozporządzenia, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1999.

Possibilities of Energy Use Sewage Sludge as Fuel

Energy efficiency of WWTP is currently widely discussed thus sewage sludge processing becomes an important issue hence it could be a potential source of energy (CHP and ITPO). Execution of thermal sludge treatment requires knowledge of the energetic properties (heat of combustion, calorific value, water content) and elemental composition indicating content of volatile substances and mineral deposits to be incinerated. The paper presents the results of research carried out in two major WWTP Tricities. The sludge after subsequent stages of processing : raw, mixed and fermented sludge were analyzed. It has been shown that sludge in both analyzed WWTPs, in spite of other conditions and treatment processes, showed very similar properties in case of digested and dewatered ones: C - 30÷31%, H - 4.5%, N - 4%, O - 26.5÷30% S - 1%, with ash content of 30-33% (based on dry weight). It has been shown that the sludge could be a good source of energy. Average heat of combustion for undigested sludge was 17.8 MJ/kg and the fermentation process decreased it only by 20 to 30%. When evaluating the results it can be seen that the chances of autothermal combustion process gives only the use of the dried sludge (not digested one). Gdynia WWTP is equipped with installation for sludge drying and in this way and obtained calorific value is of about 10 MJ/kg at 30% ash content. In this case, one ton of coal energy is equivalent to three tons of dry sludge.

Keywords: sewage sludge, thermal processing, elemental composition, calorific value, energy balance