

Agnieszka POPENDA<sup>1\*</sup>, Jolanta KOZAK<sup>1</sup> i Maria WŁODARCZYK-MAKUŁA<sup>1</sup>

## STABILIZACJA TLENOWA OSADÓW KOMUNALNYCH I PRZEMYSŁOWYCH

### OXYGEN STABILIZATION OF MUNICIPAL AND INDUSTRIAL SEWAGE SLUDGES

**Abstrakt:** Stabilizacja tlenowa jest jednym ze sposobów przeróbki osadów ściekowych powstających w procesie oczyszczania ścieków. Celem procesu jest utlenianie związków biodegradowalnych oraz polepszenie właściwości osadów poprzez zmniejszenie uwodnienia, a także w pewnym stopniu higienizacja osadów przed ich dalszym zagospodarowaniem. Osady ściekowe z komunalnych oczyszczalni ścieków, do których dopływa mieszanina ścieków bytowych i przemysłowych, charakteryzują się wysokim uwodnieniem, dużą zawartością łatwo rozkładalnych substancji organicznych, organizmów chorobotwórczych, a także zróżnicowaną ilością antropogennych związków trudno rozkładalnych. Natomiast osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni przemysłowych zawierają mniej składników organicznych biodegradowalnych, co sprawia, że trudniej zagniwają, lecz zwykle lepiej się odwadniają. Ponadto zawierają, w zależności od rodzaju przemysłu, domieszki substancji specyficznych, często toksycznych dla biocenozy biorącej udział w biologicznym oczyszczaniu. Celem badań było przeanalizowanie przebiegu procesu stabilizacji tlenowej mieszaniny osadu pochodzącego z komunalnej oczyszczalni ścieków oraz osadu wydzielonego ze ścieków koksowniczych. Osad komunalny pobrano z oczyszczalni miejskiej o wielkości przekraczającej równoważną liczbę mieszkańców RLM 100 000, natomiast przemysłowy - z zakładowej biologicznej oczyszczalni ścieków. Stabilizację prowadzono w otwartych komorach tlenowych z ciągłym napowietrzaniem przez 21 dni. Przebieg procesu stabilizacji kontrolowano czterokrotnie (w odstępach 7 dniowych), analizując wybrane wskaźniki fizyczno-chemiczne, takie jak: pH, ChZT, kwasowość, zasadowość w cieczach nadosadowych oraz uwodnienie, suchą masę i straty przy prażeniu w osadach ściekowych.

**Słowa kluczowe:** osady ściekowe, stabilizacja tlenowa, osady komunalne, osady przemysłowe

### Wprowadzenie

Osady ściekowe definiowane jako organiczno-mineralna faza stała stanowią od 1 do 2 % całkowitej ilości dopływających ścieków. Skład osadów ściekowych jest zmienny i ściśle związany z charakterystyką ścieków oraz metodami oczyszczania stosowanymi w oczyszczalni [1]. W Polsce w 2016 roku w przemysłowych i komunalnych oczyszczalniach ścieków powstało 947,2 tys. Mg (ton) osadów wyrażonych w odniesieniu do suchej masy, w tym w oczyszczalniach komunalnych powstało 568,3 tys. Mg. Ponadto na obszarach oczyszczalni ścieków z poprzednich lat nagromadzone są osady w ogólnej ilości 6287 tys. Mg. W tej ilości na terenach oczyszczalni komunalnych pozostaje 221,2 tys. Mg, a na terenach oczyszczalni zakładowych - 6065,8 tys. Mg [2]. Ze względu na wymagania prawne oraz konsekwencje środowiskowe osady wytwarzane na bieżąco oraz nagromadzone z poprzedniego okresu powinny być poddawane przeróbce i unieszkodliwianiu. W zakresie komunalnych osadów obecnie obowiązują następujące przepisy prawne:

<sup>1</sup> Katedra Chemii, Technologii Wody i Ścieków, Wydział Infrastruktury i Środowiska, Politechnika Częstochowska, ul. J.H. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa, tel. +48 34 325 09 09, fax +48 34 325 04 96

\* Autor do korespondencji: apopenda@is.pcz.czest.pl

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

- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013, poz. 21 z późn. zm.) [3]
- Ustawa z dnia 6 lutego 2015 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2015, poz. 257) [4]
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczenia odpadów do składowania na składowiskach (Dz.U. 2015, poz. 1277) [5]

Przepisy te są implementacją wprowadzonych przez Unię Europejską aktów prawnych, takich jak:

- Dyrektywa 86/278/EWG z 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie. Dyrektywa ogranicza możliwości wykorzystania osadów ściekowych do celów rolniczych i przyrodniczych, wprowadzając normy dotyczące stężeń metali ciężkich w osadach
- Dyrektywa 1999/31/WE z 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów. Dyrektywa ta zabrania składowania osadów ściekowych (na składowiskach innych niż niebezpieczne i obojętne), których ciepło spalania wynosi powyżej 6 MJ/kg suchej masy
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Europy 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów (tzw. ramowa dyrektywa odpadowa) [6-8].

Ze względu na rodzaj oczyszczanych ścieków wyodrębnia się osady ściekowe wydzielone ze ścieków komunalnych oraz osady wydzielone ze ścieków przemysłowych w zakładowych oczyszczalniach. Charakterystyka osadów zatrzymanych podczas oczyszczania ścieków przemysłowych jest zróżnicowana, ale zasadniczo osady te są obciążone znacznie większym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych trudno rozkładalnych i toksycznych niż osady komunalne. Ponadto osady ściekowe charakteryzują się także obecnością organizmów patogennych (*Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara*), dlatego składowanie osadów stanowi zagrożenie skażenia środowiska pod względem sanitarnym. Jednym ze sposobów przeróbki osadów ściekowych powstających w procesie oczyszczania ścieków jest stabilizacja tlenowa [9]. Procesy rozkładu związków organicznych zachodzą tu z wykorzystaniem mikroorganizmów w warunkach tlenowych. Konieczne jest jednak ciągle napowietrzanie, a dostarczany tlen zapewnia efektywne utlenianie związków organicznych i tym samym zmniejszenie podatności na zagniwanie. Obecność bakterii i tlenu powoduje przekształcenie białek, skrobi, cukrów prostych oraz tłuszczów, lignin i pektyn w stabilne produkty organiczne, jakimi są: woda, ditlenek węgla, siarczany i azotany. W pierwszym etapie procesu stabilizacji dzięki udziałowi łatwo rozkładalnych substancji (białka, skrobia, cukry proste) liczba bakterii i ich biomasa szybko rosną. W kolejnym etapie procesu liczba bakterii zmniejsza się po wykorzystaniu substancji będących pożywką. W pierwszej kolejności utlenione są zmagazynowane substancje zapasowe, kolejno następuje przewaga obumierania mikroorganizmów nad ich wzrostem, a w konsekwencji ich endogenna respiracja (samoutlenienie), w efekcie czego obniża się zapotrzebowanie na tlen, ilość biomasy nie zmienia się [9]. Oprócz utlenienia związków biodegradowalnych następuje zmniejszenie uwodnienia, a także wstępna higienizacja osadów, co z kolei zwiększa możliwości dalszego zagospodarowania [10].

Proces stabilizacji tlenowej ze względu na konieczność zastosowania ciągłego napowietrzania (moc zainstalowana w wydzielonej komorze stabilizacyjnej  $P = 40-60 \text{ W/m}^3$ ) uznawany jest za energochłonny. Dlatego stosowany jest w Polsce

zwykle w małych oczyszczalniach; w oczyszczalniach o RLM 5000 stabilizacja prowadzona jest symultanicznie, a dla RLM 20 000 - jako proces wydzielony [11]. Dla porównania, w Stanach Zjednoczonych stabilizacja tlenowa jest szerzej stosowana (38 %) w oczyszczalniach o przepustowości  $Q = 300-18\,000\text{ m}^3/\text{d}$ , natomiast w oczyszczalniach o średniej przepustowości  $Q = 18\,000-75\,000\text{ m}^3/\text{d}$ , jak również w dużych oczyszczalniach (dla  $Q$  powyżej  $75\,000\text{ m}^3/\text{d}$ ) stabilizację stosuje się w 15 %. W tabeli 1 zestawiono wybrane właściwości osadów z różnych procesów [12].

Tabela 1

Wybrane właściwości osadów z różnych procesów [11, 12]

Table 1

Selected properties of sludges originating from various processes [11, 12]

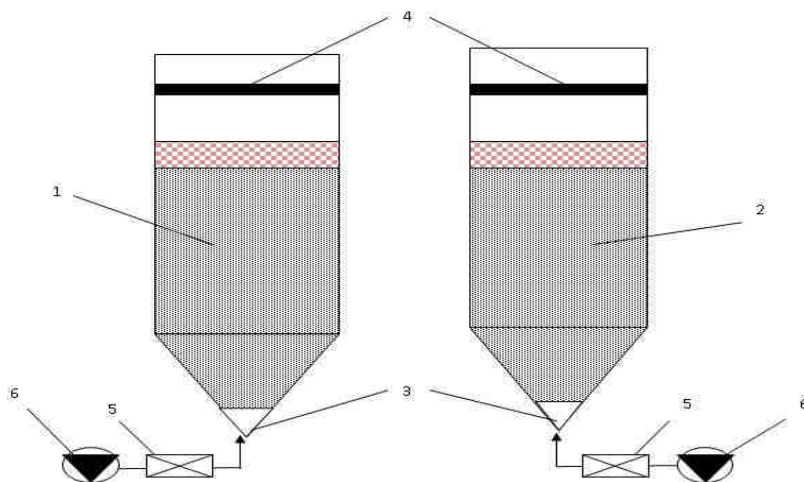
Osad	Zawartość ciał stałych		Uwodnienie	Ilość osadów
	[%]	[g/(M·d)]	[%]	[g/(M·d)]
	a	b	c	$\frac{b \cdot 100}{a \cdot 1000}$ d
Osad nadmierny świeży w czasie odpompowywania	0,7	35	99,3	5,00
Osad nadmierny z osadu wstępnego wymieszany, zagęszczony	4,0	80	96,0	2,00
Osad tlenowo stabilizowany, wymieszany, zagęszczony	2,5	50	97,5	2,00
Osad tlenowo stabilizowany, wymieszany, zagęszczony, odwodniony	20,0	50	80,0	0,25

M - mieszkaniec

Celem badań było przeanalizowanie wartości wskaźników jakościowych osadów podczas procesu stabilizacji tlenowej osadów komunalnych oraz mieszaniny osadów komunalnych i przemysłowych.

### Materiał i metodyka badań

Osady ściekowe pobrano z: mechaniczno-biologiczno-chemicznej oczyszczalni ścieków komunalnych. Był to osad nadmierny (Os1) pobrany z osadnika wtórnego po reaktorach biologicznych, gdzie prowadzi się biologiczną defosfatację, denitryfikację i nityfikację. Osad wydzielony ze ścieków przemysłowych pobrano z osadnika wtórnego biologicznej oczyszczalni ścieków koksowniczych (Os2). Stabilizację prowadzono w dwóch reaktorach o pojemności użytecznej  $14\text{ dm}^3$  przez 21 dni w warunkach laboratoryjnych. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego: 1,2 - reaktory, 3 - dyfuzory napowietrzające, 4 - pokrywy perforowane, 5 - przepływomierze, 6 - pompy napowietrzające

Fig. 1. Scheme of the test stand: 1,2 - reactors, 3 - aerating diffusers, 4 - perforated covers, 5 - flowmeters, 6 - aerating pumps

Materiał do badań stanowił w pierwszej komorze osad nadmierny Os1, a drugiej mieszanina osadów komunalnych Os1 oraz przemysłowych Os2 wymieszanych w proporcji objęściowej 2:1. Osady w reaktorach napowietrzano w sposób ciągły pompkami o przepustowości  $Q = 60 \text{ dm}^3/\text{h}$ , utrzymując nadmiar tlenu w reaktorach. Kamienie akwariowe drobnopęcherzykowe wykonane z piasku kwarcytowego ułożone były w dnie obu bioreaktorów. Proces prowadzono w temperaturze otoczenia, która wahała się od 18-22 °C, a średnio wynosiła 20 °C. Próbkę do badań pobierano czterokrotnie w ustalonych odstępach tygodniowych, tj. w dniu 0, 7, 14 oraz 21. Kontrolę procesu prowadzono, wykonując analizy fizykochemiczne w osadach ściekowych oraz w cieczach nadosadowych. W osadach ściekowych oznaczono uwodnienie, suchą pozostałość, straty oraz pozostałość po prażeniu.

Ciecze nadosadowe uzyskano, odwirowując każdorazowo świeże porcje osadów pobranych z reaktorów (6000 obr./min,  $t = 10 \text{ min}$ ). W cieczach nadosadowych oznaczono pH, kwasowość, zasadowość oraz chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) zgodnie z ogólnie przyjętą metodyką [13, 14]. Współczynnik szybkości rozkładu substancji organicznych  $k$  wyznaczono z równania empirycznego I rzędu (1) [10]:

$$\ln \frac{S_t}{S_0} = k \cdot t \quad (1)$$

gdzie:  $S_0$  - biologicznie rozkładalna sucha masa organiczna na początku procesu [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],  $S_t$  - biologicznie rozkładalna sucha masa organiczna po czasie  $t$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],  $k$  - współczynnik szybkości rozkładu substancji organicznych [1/d],  $t$  - czas stabilizacji [d].

## Wyniki badań i ich dyskusja

Zmiany wybranych właściwości osadów podczas procesu stabilizacji tlenowej przedstawiono odpowiednio w tabelach 2 i 3. Podczas stabilizacji osadu nadmiernego zapach oraz barwa nie ulegają znaczącym zmianom. Osad pochodzący z mechaniczno-biologiczno-chemicznej oczyszczalni ścieków (Os1) charakteryzował się odczynem w zakresie 7,51-5,47 (tab. 2).

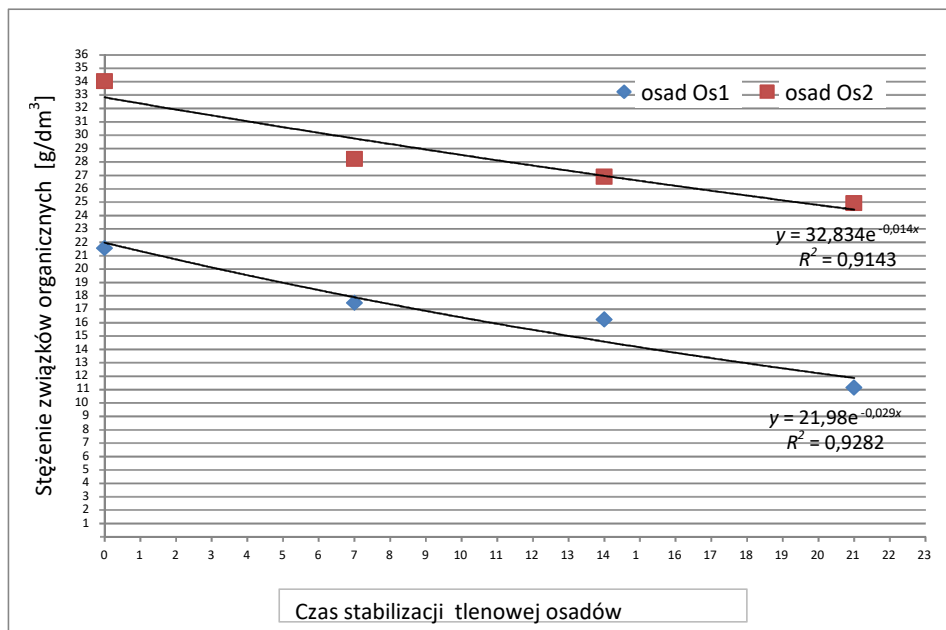
Tabela 2  
Zmiany wybranych właściwości fizyczno-chemicznych podczas stabilizacji tlenowej osadu nadmiernego (Os1) z mechaniczno-biologiczno-chemicznej oczyszczalni ścieków

Table 2  
Changes of selected physical-chemical properties during aerobic oxygen stabilization of excessive sludge (Os1) from mechanical-biological-chemical wastewater treatment plant

Oznaczenie	Jednostka	Czas trwania procesu stabilizacji [d]			
		0	7	14	21
pH	[-]	7,51	5,53	5,64	5,47
ChZT	[mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	288	416	973	749
Zasadowość ogólna (Z <sub>o</sub> )	[mval/dm <sup>3</sup> ]	1,40	0,90	0,70	0,46
Kwasowość ogólna (K <sub>o</sub> )	[mval/dm <sup>3</sup> ]	0,25	0,95	3,55	2,9
Uwodnienie	[%]	97,04	97,74	97,84	98,68
Sucha pozostałość	[g/dm <sup>3</sup> ]	28,72	22,98	21,61	13,23

Najwyższe pH w osadzie stwierdzono na początku prowadzenia procesu stabilizacji w dniu 0 (pH = 7,51). Po 7 dniach stwierdzono spadek pH do 5,53, a następnie niewielki wzrost do wartości 5,64 po 14 dniach. Najniższe pH odnotowano po 21 dobach eksperymentu (pH = 5,47). Zawartość związków organicznych w trakcie procesu stabilizacji kontrolowano, oznaczając ChZT w cieczy nadosadowej. Najmniejszą wartość ChZT, wynoszącą 288 mg/dm<sup>3</sup>, odnotowano w osadzie komunalnym Os1 na początku procesu (dzień 0). Podczas procesu stwierdzono wzrost wartości ChZT. Końcowa wartość tego wskaźnika była ponad 2-krotnie większa od początkowej. Zasadowość stopniowo obniżała się w trakcie prowadzenia eksperymentu, osiągając najmniejszą wartość po 21 dobach inkubacji (Z<sub>o</sub> = 0,46 mval/dm<sup>3</sup>). Najniższą kwasowość ogólną stwierdzono na początku procesu stabilizacji (dzień 0) K<sub>o</sub> = 0,025 mval/dm<sup>3</sup>. Kwasowość ogólna wzrastała w trakcie prowadzenia eksperymentu, osiągając najwyższą wartość po 14 dniach K<sub>o</sub> = 3,55 mval/dm<sup>3</sup>. Zmiany uwodnienia osadu wykazywały tendencję wzrostową od 97,04-98,68 % w odróżnieniu do zawartości związków organicznych. Najniższą zawartość tych związków organicznych wyrażoną stratami prażenia w osadzie (Os1) stwierdzono po 21 dniach prowadzenia procesu stabilizacji tlenowej. Na rysunku 2 przedstawiono zmiany zawartości związków organicznych wraz z linią trendu tych zmian i współczynnikiem determinacji. Zawartość substancji biologicznie rozkładalnych była na poziomie 10,41 mg/dm<sup>3</sup>. Kontrola zawartości związków organicznych wykazała, że rozkład tych związków przebiegał stabilnie. Obciążenie komory było małe i wynosiło 1,03 kg s.m.o./m<sup>3</sup>d. Współczynnik szybkości reakcji był na poziomie 0,0671 d<sup>-1</sup>. Wartość

tego współczynnika była więc w zakresie małych wartości, jakie odnotowuje się w literaturze dla osadów nadmiernych z oczyszczalni komunalnych [1, 10].



Rys. 2. Zmiany zawartości związków organicznych w osadach Os1 oraz Os2 poddawanych stabilizacji tlenowej

Fig. 2. Changes of organic compounds concentration in sludges Os1 and Os2 subjected to oxygen stabilization

W tabeli 3 przedstawiono wartości analizowanych wskaźników w mieszaninie badanych osadów (komunalnych z przemysłowymi).

Tabela 3  
Zmiany wybranych właściwości fizyczno-chemicznych podczas stabilizacji tlenowej mieszaniny osadu nadmiernego (Os1) oraz (Os2)

Table 3  
Changes of selected physical-chemical properties of mixture of excessive sludge (Os1) and (Os2) during oxygen stabilization

Oznaczenie	Jednostka	Czas trwania procesu stabilizacji [d]			
		0	7	14	21
pH	[-]	7,90	6,80	6,7	5,67
ChZT	[mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	608	864	1368	720
Zasadowość ogólna (Z <sub>o</sub> )	[mval/dm <sup>3</sup> ]	2,4	1,15	0,90	0,15
Kwasowość ogólna (K <sub>o</sub> )	[mval/dm <sup>3</sup> ]	0,075	0,10	2,30	4,3
Uwodnienie	[%]	96,12	96,98	97,52	98,01
Sucha pozostałość	[g/dm <sup>3</sup> ]	34,95	28,78	27,49	25,03

Odczyn osadu mieszanego z udziałem osadu z przemysłowej oczyszczalni ścieków (Os2) wyniósł 7,90. W kolejnych dobach odnotowano spadek wartości do pH = 5,67 po

21 dobach. Najmniejszą wartość ChZT odnotowano w osadzie Os2, podobnie jak dla osadu Os1, na początku procesu (dzień 0) ChZT = 608 mg/dm<sup>3</sup>. W kolejnych dniach inkubacji mieszaniny osadów stwierdzono podobną zależność jak dla osadu Os1, tj. wzrost wartości ChZT. Po 14 dobach inkubacji osadów odnotowano największe wartości ChZT (1368 mg/dm<sup>3</sup>), kwasowości ogólnej ( $K_o = 4,30$  mval/dm<sup>3</sup>). Ilość związków tworzących zasadowość ogólną była coraz mniejsza wraz z czasem trwania procesu. Uwodnienie osadu utrzymywało tendencję wzrostową od 96,12 do 98,01. Pozostałe wskaźniki wahały się w następujących zakresach: zawartość suchej pozostałości w osadzie (Os2) w zakresie 25,63-34,95 g/dm<sup>3</sup>, zawartość związków mineralnych pozostawała na podobnym poziomie, a zawartość związków organicznych zmniejszała się od 34,05 do 24,41 g/dm<sup>3</sup>. Zawartość substancji biologicznie rozkładalnych była mniejsza niż w osadach komunalnych i wynosiła 9,64 mg/dm<sup>3</sup>. W tym przypadku również proces przebiegał stabilnie, lecz ubytek biologicznie rozkładalnych związków organicznych był mniejszy i przyjmował wartości w zakresie 2,48-3,82 g/dm<sup>3</sup> podczas kolejnych siedmiodniowych okresów. Przebieg tych zmian przedstawiono na rysunku 2. Współczynnik szybkości reakcji wynosił 0,093 d<sup>-1</sup> przy obciążeniu komory na poziomie 1,62 g s.m.o./(m<sup>3</sup>d). Wartości te mieszczą się w zakresie średnich wartości dla stabilizowanych osadów mieszanych.

W literaturze wskazuje się na to, że podczas stabilizacji tlenowej zachodzą przemiany fizyczne i chemiczne [15, 16]. W tym procesie utrzymuje się zwykle obojętny odczyn osadów, natomiast przy długim wieku osadu obserwuje się spadek wartości pH. Jest to spowodowane wydzielaniem się jonów wodoru podczas procesu nityfikacji [16]. Najprawdopodobniej proces ten zachodził także podczas opisywanych badań, ponieważ spadkowi wartości pH towarzyszył spadek zasadowości. Odnotowany przebieg zmian wartości wskaźnika ChZT, polegający na okresowym wzroście związków organicznych, jest zbieżny z wynikami publikowanymi przez Kazimierczak [17]. Analizując przemiany chemiczne dotyczące suchej masy i związków organicznych, należy zaznaczyć, że wzajemne proporcje związków łatwo i trudno rozkładalnych mogą się wahać i zależą od udziału w ściekach komunalnych ścieków przemysłowych [18, 19]. W procesie stabilizacji tlenowej obniża się bezwzględna zawartość związków organicznych, ale ich względna zawartość może zmieniać się tylko nieznacznie wskutek jednoczesnego ubytku suchej masy. Maksymalna redukcja masy związków organicznych osadu z zanieczyszczeń komunalnych i przemysłowych osiąga 60 % w odniesieniu do wartości początkowej [1]. W opisywanych badaniach ubytek związków organicznych nie przekraczał 30 % (29 %) w osadach zmieszanych i 50 % (49 %) w osadach komunalnych. Było to spowodowane obecnością trudno rozkładalnych substancji organicznych w osadach przemysłowych.

W praktyce nie mineralizuje się trudno rozkładalnych związków organicznych i ich zawartość nie ulega zmianie lub zmienia się nieznacznie, dlatego zawartość procentowa związków mineralnych w osadzie stabilizowanym rośnie, a wartość bezwzględna maleje lub nie zmienia się. Podczas procesu obserwuje się spadek suchej masy i w związku z tym osad ustabilizowany ma większe uwodnienie niż przed procesem. W badaniach prowadzonych przez Kazimierczak obserwowano wzrost zawartości substancji organicznych w suchej masie osadu w niektórych dniach prowadzenia procesu stabilizacji. Tłumaczono to między innymi znalezieniem się osadu nadmiernego w nowych warunkach i koniecznością przystosowania mikroorganizmów. W kolejnych dniach postępującego procesu stabilizacji tlenowej autorka stwierdziła wzrost procentowej zawartości substancji

organicznych w suchej masie [% s.m.] w 7, 12, 17 oraz 26 dniu badań [17]. W badaniach prowadzonych przez Okutman Tas, dotyczących stabilizacji tlenowej osadów ściekowych, stwierdzono najwyższy stopień redukcji suchej masy organicznej po 18 dniach prowadzenia procesu [20]. Ros i Zupancic w badaniach nad tlenową stabilizacją osadów ściekowych, m.in. w temperaturze 20 °C, stwierdzili wyższy stopień redukcji suchej masy organicznej po 30 dniach niż po 17 dobach [21]. Podobnie jak Cogkor i in. [22], w badaniach dotyczących stabilizacji tlenowej zauważyli wyższy stopień redukcji związków organicznych po 30 dniach niż po 14. Dane te wskazują, że opisywane w literaturze wyniki nie zawsze są jednoznaczne i obserwowane są czasem zróżnicowane tendencje zmian wartości badanych wskaźników.

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że osady koksownicze wniosły do mieszaniny osadów dodatkową ilość związków organicznych, w tym także trudno rozkładalnych, ale również mikroorganizmów zdolnych od ich rozkładu. Były to osady z biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego, gdzie prowadzi się utlenianie związków organicznych specyficznych dla ścieków koksowniczych oraz nityfikację. Zatem z udziałem konsorcjum mikroorganizmów zawartych w tych osadach można prowadzić dalszy rozkład związków organicznych. Najprawdopodobniej wydłużenie czasu procesu lub zmniejszenie obciążenia mogłoby doprowadzić do bardziej efektywnej degradacji związków organicznych. Z uwagi jednak na brak doniesień literaturowych w tym zakresie przyjęto czas i stopień zmieszania na podstawie wyników badań dotyczących innych osadów. Do oceny możliwości unieszkodliwiania osadów koksowniczych w procesie tlenowej stabilizacji wraz z osadami komunalnymi konieczne jest ustalenie najkorzystniejszych warunków procesowych.

### **Podsumowanie i wnioski**

W literaturze wskazuje się, że zaletą procesu tlenowej stabilizacji jest spadek ilości związków organicznych oraz suchej masy, natomiast wadą jest pogorszenie zdolności osadu do odwadniania oraz koszty związane z ciągłym napowietrzaniem. Ponadto efektywność procesu zależy od charakterystyki osadów i czynników procesowych. Wyniki przeprowadzonych wstępnych badań wskazują, że możliwa jest stabilizacja osadów nadmiernych z biologicznej oczyszczalni ścieków koksowniczych wraz z osadami nadmiernymi z oczyszczalni komunalnych. Konieczne jest jednak ustalenie proporcji zmieszania tych osadów i ustalenie parametrów procesowych uwzględniających zmienność jakościową osadów wydzielanych ze ścieków przemysłowych. Zaproponowane rozwiązanie może stanowić podstawę do dalszych badań polegających na unieszkodliwianiu osadów pochodzących z biologicznych oczyszczalni ścieków przemysłowych.

### **Literatura**

- [1] Bień JB, Wystalska K. Osady ściekowe, teoria i praktyka. Częstochowa: Wyd. Politechniki Częstochowskiej; 2011. ISBN 9788371935176.
- [2] Rocznik statystyczny. Ochrona środowiska. Warszawa: Główny Urząd Statystyczny; 2017. [https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/1/18/1/ochrona\\_srodowiska\\_2017.pdf](https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/1/18/1/ochrona_srodowiska_2017.pdf).
- [3] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013, 21 z późn. zm.). [www.isap.sejm.gov.pl](http://www.isap.sejm.gov.pl).



- [4] Ustawa z dnia 6 lutego 2015 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U.2015, poz.257). [www.isap.sejm.gov.pl](http://www.isap.sejm.gov.pl).
- [5] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczenia odpadów do składowania na składowiskach (Dz.U. 2015, 1277). [www.isap.sejm.gov.pl](http://www.isap.sejm.gov.pl).
- [6] Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. <http://data.europa.eu/eli/dir/1986/278/oj>.
- [7] Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. <http://data.europa.eu/eli/dir/1999/31/oj>.
- [8] Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>.
- [9] Podedworna J, Umiejewska K. *Technologia osadów ściekowych.*, Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej; 2008. ISBN 978372027646.
- [10] Janosz-Rajczyk M, redaktor. *Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków.* Częstochowa: Wyd Politechniki Częstochowskiej; 2008. ISBN 9788371933837.
- [11] Jingyong L, Shuiyu S, Yanbin X, Li Z, Shaosong H. Influence and mechanism of different pH values of extractant on the leachability of heavy metals in industrial sewage sludge. *Adv Mat Res* 2011;197-198:1000-1004.
- [12] *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków.* Poznań: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych; 2012. ISBN 978838969638X.
- [13] Gajowska L, Guberski S, Gutowski W, Mamak Z, Szperliński Z. *Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych.* Warszawa: Wyd Politechniki Warszawskiej; 2007. ISBN 9788372076823 .
- [14] Jin N. The effect of phosphate buffer on improving the performance of autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge. *RSC Adv.* 2018;8:9175-9180. DOI: 10.1039/C8RA00793D.
- [15] Rice EW, Baird RB, Eaton AD. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 23rd edition. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation; 2017. ISBN 9780875532875.
- [16] Pehlivanoglu-Mantas E, Ozturk DC. Assessment of aerobic and anaerobic stabilization for biological waste sludges from leather and textile industries. *Desalin Water Treat.* 2009;11:229-235. DOI: 10.5004/dwt.2009.80.
- [17] Kazimierzczak M. Modelowanie tlenowej stabilizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem równań różnych rzędów. *Przegląd Naukowy - Inżynieria i Kształtowanie Środowiska.* 2014;63:54-63. <http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.agro-4f7f8923-696d-4b4f-80d5-8b1362b8cbb0>.
- [18] Gawdzik J. *Mobilność wybranych metali ciężkich w osadach ściekowych.* Monografia M44. Kielce: Wyd. Politechniki Świętokrzyskiej; 2013. <http://bc.tu.kielce.pl/90/1/M44.pdf>.
- [19] Tchobanoglous G, Burton F., Stensel HD. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse.* New York: Metcalf & Eddy; 2004. ISBN 978007418783.
- [20] Okutman Tas D. Respirometric assessment of aerobic sludge stabilization. *Bioresour Technol.* 2010;101:2592-2599. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.058.
- [21] Ros I, Zupancic D. Thermophilic aerobic digestion of waste activated sludge. *Acta Chim Slov.* 2002;49:931-943. <http://acta-arhiv.chem-soc.si/49/49-4-931.pdf>.
- [22] Cokgor EU, Okutman Tas D, Zengin GE, Insel G. Effect of stabilization on biomass activity. *J Biotechnol.* 2012;157,4:547-553. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2011.07.005.

## **AEROBIC STABILIZATION OF MUNICIPAL AND INDUSTRIAL SEWAGE SLUDGES**

Department of Chemistry, Water and Wastewater Technology, Faculty of Infrastructure and Environment  
Czestochowa University of Technology, Czestochowa

**Abstract:** Aerobic stabilization is one of an option of sewage sludges treatment. The aim of the stabilization process is to change physical-chemical parameters, mainly decomposition of biodegradable compounds, decrease of water content and partial hygienisation of sewage sludge before the further treatment. Municipal sewage sludges have high water content, high concentration of easily degradable organic compounds, pathogens and various amount of anthropogenic compounds persistent to degradation process. In contrast, industrial sewage sludges have lower concentration of easily degradable organic compounds resulting in more persistent digestion but they can be easily dewatered. Furth more, sludges, depending to the type of industry, contain additives of specific substances that are usually toxic for biocenosis taking part in biological treatment. The aim of the study was to analyze process of aerobic stabilization using mixture of sludge originating from a municipal wastewater treatment plant as well as sludge coming from a coke plant treatment. Municipal sewage sludge samples were taken from the treatment plant exceeding 100 000 equivalent number of inhabitants, whereas industrial sewage sludge comes from a biological industrial wastewater treatment. The stabilization process was carried out in opened chambers with continuous oxygenation over 21 days. The process of stabilization was controlled four times (in seven day intervals). The selected physical-chemical parameters such as: pH, chemical oxygen demand, acidity, alkalinity were analyzed in supernatants, whereas water contents, dry and organic matter content were determined in sewage sludges.

**Keywords:** sewage sludges, aerobic stabilization, municipal sewage sludges, industrial sewage sludges