

Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences (2017), 26 (3), 383–393
Sci. Rev. Eng. Env. Sci. (2017), 26 (3)
Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska (2017), 26 (3), 383–393
Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. (2017), 26 (3)
<http://iks.pn.sggw.pl>
DOI 10.22630/PNIKS.2017.26.3.37

Izabela PŁONKA, Barbara PIECZYKOLAN

Inżynieria Wody i Ścieków, Politechnika Śląska
Institute of Water and Wastewater Engineering, Silesian University of Technology

Ocena wpływu systemu technologicznego oczyszczania ścieków na charakterystykę osadu czynnego* **Impact of technology system of wastewater treatment on characteristic of activated sludge**

Słowa kluczowe: biologiczne oczyszczanie ścieków, osad czynny, indeks objętościowy osadu, aktywność oddechowa

Key words: biological wastewater treatment, activated sludge, sludge volume index, respiratory activity of activated sludge

Wprowadzenie

Ścieki pochodzenia bytowo-komunalnego najczęściej oczyszczane są biologicznie. Procesy te polegają na utlenieniu, przekształceniu oraz usunięciu zanieczyszczeń zawartych w ściekach przy udziale mikroorganizmów. Podczas oczyszczania oprócz usunięcia związków organicznych ścieki zostają pozbawione również związków biogennych. W zależności od warunków, w jakich zachodzi biologiczny rozkład zanieczyszczeń, wy-

różnia się procesy tlenowe (aerobowe), niedotlenione (anoksydacyjne) oraz beztlenowe (anaerobowe). Mikroorganizmy mogą być przytwierdzone do podłoża, tworząc tzw. błonę biologiczną, lub bytować w zbiorniku w postaci kłaczków. Procesy biologiczne w zależności od zastosowanej technologii są realizowane w złożach biologicznych lub bioreaktorach (Dymaczewski, 2011).

Bioreaktory zazwyczaj stanowią wyodrębnione przepływowe komory z osadem czynnym, w których są zapewnione odpowiednie warunki tlenowe (Dymaczewski, 2011). Systemy takie w zależności od rodzajów związków chemicznych, które mają zostać usunięte ze ścieków, mogą składać się z różnego układu i liczby komór osadu czynnego. W przypadku konieczności usuwania

*Badania były finansowane przez fundusz prac statutowych Politechniki Śląskiej w Gliwicach w ramach projektu BK-270/RIE-4/2015.

jedynie związków węgla układ technologiczny będzie zawierał w części biologicznej komorę napowietrzania oraz osadnik wtórny. Wymóg usunięcia również związków azotu wymaga bardziej rozbudowanego systemu przepływowego, w którego skład wchodzi komory tlenowe oraz anoksyczne. Gdy ze ścieków jednocześnie usuwane są związki węgla, azotu i fosforu, cały układ technologiczny rozbudowany jest jeszcze o komorę beztlenową (Miksch, 2000).

Konkurencyjnym rozwiązaniem w stosunku do układów przepływowych z osadem czynnym są sekwencyjne reaktory biologiczne (SBR). Są to jednokomorowe bioreaktory, w których podczas fazy reakcji (mieszania i napowietrzania) zachodzi usuwanie zanieczyszczeń, a w pozostałych fazach procesy sedimentacji oraz dekantacji ścieków oczyszczonych. Procesy te przebiegają w jednym zbiorniku, lecz są względem siebie przesunięte w czasie (Dymaczewski, 2011; Głębicki, Jaromin, Kopertowska i Łągód, 2011; Siwiec, 2012). Nazwa reaktorów SBR pochodzi od technologii oczyszczania ścieków w sposób powtarzalny (ang. *sequencing batch reactor*). Wyodrębniono następujące fazy pracy reaktora: napełnianie ściekami, mieszanie ścieków surowych, napowietrzanie, sedimentacja, dekantacja, postój (Dymaczewski, 2011; Głębicki i in., 2011; Siwiec, 2012). Każda z faz pełni ważne funkcje w całości procesu oczyszczania ścieków. Napełnianie może być prowadzone równoległe ze wspomagającym je mieszaniem lub bez mieszania. Mieszanie ścieków z osadem czynnym prowadzi do wytworzenia warunków niedotlenionych względnie beztlenowych. Najczęściej jest to faza anoksyczna, podczas której

heterotroficzne bakterie denitryfikacyjne wykorzystują łatwo przyswajalne związki organiczne, następuje wtedy redukcja azotanów. Ze względu na możliwość powstawania warunków beztlenowych w tej fazie cyklu, może nastąpić pierwsza faza biologicznego usuwania fosforu ze ścieków. Kolejną fazą jest napowietrzanie stosowane w celu wytworzenia warunków tlenowych i przeprowadzenia procesów biodegradacji związków węgla, nitryfikacji, defosfatacji (drugiej fazy) oraz symultanicznej denitryfikacji. W tej fazie zachodzi mineralizacja związków organicznych, utlenianie związków amonowych oraz wiązanie fosforanów. W chwili wyłączenia napowietrzania proces wchodzi w fazę sedimentacji i następuje oddzielenie kłaczków osadu czynnego od ścieków oczyszczonych. W fazie dekantacji ścieki sklarowane odprowadzane są z reaktora. Ostatni etap cyklu zwany jest fazą martwą lub fazą postoju. W tym czasie reaktor przygotowany jest do następnego cyklu pracy, najczęściej faza ta jest wykorzystywana do odprowadzenia z komory osadu nadmiernego (Lebiedowski, 2004; Podedworna, 2002; Podedworna i Żubrowska-Sudoł, 2008; Sathian, Rajasimman, Radha, Shanmugapriya i Karthikeyan, 2014; Yuan i in. 2016).

Reaktory SBR nie wymagają urządzeń do recykulacji wewnętrznej i zewnętrznej, zdarza się jednak, że występują wydzielone przegrodami sektory tlenowe lub beztlenowe (Mańczak, 2004; Głębicki i in., 2011; Karczmarczyk, 2013). Przy zastosowaniu reaktorów typu SBR technolodzy mają możliwość wprowadzania wielu zmian eksploatacji, takich jak: zmiana czasu trwania poszczególnych faz, długości

cyklu pracy oraz sposobu doprowadzania. Urządzenia te charakteryzują się również małą wrażliwością na obecność substancji toksycznych w ściekach oraz prostotą obsługi. Podstawą kontroli oraz modyfikacji warunków funkcjonowania reaktorów SBR jest odpowiedni harmonogram pracy poszczególnych faz cyklu (Ketchum, 1997; Piaskowski, 2003; Klimiuk i Łebkowska, 2004; Siwiec, 2012). W systemach z układem przepływowym z kolei do regulacji najczęściej służy ilość dostarczanego powietrza, możliwość wykorzystywania sektorów komór wyposażonych zarówno w system napowietrzania, jak i mieszania ścieków (tzw. komory naprzemiennego działania) oraz ilość recyrkulowanego osadu i ścieków (Dymaczewski, 2011).

W ramach niniejszego artykułu dokonano oceny wpływu rodzaju systemu technologicznego oczyszczania ścieków (reaktorów SBR oraz układu przepływowego) na charakterystykę i właściwości osadu czynnego.

Metodyka badań

Badaniom poddano ścieki syntetyczne sporządzone na bazie wody wodociągowej z domieszką aminobaku firmy BTL sp. z o.o. (enzymatycznego hydrolizatu o dużej zawartości wolnych aminokwasów i peptydów) w ilości $0,68 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz soli fosforowych o składzie KH_2PO_4 $20 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$, K_2HPO_4 $50 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ i soli azotowych o składzie NaCl $70 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$, NH_4Cl $70 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$, MgSO_4 $2 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ (po $1 \text{ ml}\cdot\text{dm}^{-3}$ każdego rodzaju soli). Zawartość związków organicznych (wyrażana wskaźnikami ChZT i BZT₅)

w ściekach była na poziomie odpowiednio 529–887 oraz 340–640 $\text{mg O}_2\cdot\text{dm}^{-3}$.

W celu określenia wpływu systemu technologicznego oczyszczania ścieków na charakterystykę osadu czynnego zastosowano dwa układy badawcze. Układ I stanowił przepływowy bioreaktor o pojemności 3 dm^3 z wydzielonym osadnikiem, a układ II – reaktor sekwencyjny SBR o pojemności 3 dm^3 . Badania prowadzono przez 68 dni.

W układzie I doprowadzanie ścieków było realizowane z wykorzystaniem pompy typu Peristaltic pump 372.C. Ścieki były napowietrzane przez dmuchawę Sera air 550R. Stężenie osadu w bioreaktorze było utrzymywane na poziomie $2,5\text{--}3,5 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Reaktor SBR (układ II) pracował w systemie sześciogodzinnym (cztery cykle na dobę). Każdy cykl obejmował: napełnianie z napowietrzaniem, mieszanie i napowietrzanie, sedymentację, dekantację i odprowadzanie osadu nadmiernego. Natężenie przepływu ścieków wynosiło 5 dm^3 na dobę. Doprowadzanie i odprowadzanie ścieków realizowano za pomocą pompy typu Peristaltic pump 372.C. Zawartość reaktora mieszano z prędkością $200 \text{ obr}\cdot\text{min}^{-1}$ przy użyciu mieszadła mechanicznego MS11. Do napowietrzania reaktora zastosowano dmuchawę Sera air 550R. Stężenie tlenu w fazie napowietrzania utrzymywano na poziomie $1\text{--}2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Stężenie osadu czynnego utrzymywane było podobnie jak w układzie I – w zakresie $2,5\text{--}3,5 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$. Czas trwania kolejnych faz procesu regulowano za pomocą sterowników czasowych:

- faza napełniania z napowietrzaniem – 1 h 15 min,

- faza mieszania z napowietrzaniem – 2 h 45 min.,
- faza sedimentacji – 1 h,
- faza dekantacji – 1 h.

W celu usuwania związków organicznych w obu układach badawczych obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń utrzymywano na poziomie 0,20–0,22 g BZT₅ na 1 g suchej masy przez dobę (z wyłączeniem procesu nityfikacji). Bioreaktory w obu układach badawczych zostały zaszczipione osadem czynnym pochodzącym z komunalnej oczyszczalni ścieków o RLM wynoszącym 125 000 M. W przypadku układu I był to osad pobrany z systemu przepływowego przystosowanego do usuwania związków azotu, węgla i fosforu. W systemie II wykorzystano osad czynny, który pochodził z porcjowego układu

technologicznego, również usuwającego związki węgla oraz związki biogenne. Dla wpracowania osadu czynnego w bioreaktorach do warunków laboratoryjnych zastosowano czas tzw. adaptacji do nowego obciążenia wynoszący 2 tygodnie (jeden wiek osadu).

Biologiczne procesy zachodzące w bioreaktorach umożliwiły oczyszczenie ścieków. W układzie I uzyskiwano średnie stężenia BZT₅ oraz ChZT na poziomie odpowiednio 23,2 i 117,8 mg O₂·dm⁻³ (tab.). W systemie II porcjowym średnie stężenie związków organicznych w ściekach oczyszczonych wyniosło odpowiednio 17,2 oraz 102,5 mg O₂·dm⁻³ w odniesieniu do wskaźnika BZT₅ oraz ChZT. Ponadto odnotowano, że zarówno wartości maksymalne, jak i minimalne stężeń obydwu rodzajów

TABELA. Charakterystyka ścieków surowych i oczyszczonych w obydwu układach badawczych
TABLE. The characteristic of raw and treated wastewater in both systems

Parametr statystyczny Statistical parameter	Ścieki surowe Raw wastewater		Ścieki oczyszczone / treated wastewater			
			ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]		BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	
	ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]	BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	układ I system I	układ II system II	układ I system I	układ II system II
Maksimum Maximum	887,4	655,0	130,4	130,0	25,0	25,0
Minimum Minimum	529,2	340,0	99,0	87,0	17,4	10,0
Średnia Average	725,7	497,4	120,3	102,5	23,2	17,2
Mediana Median	748,8	480,0	124,4	96,7	24,9	16,6
Kwartył górny Third quartile	869,0	639,8	128,6	116,3	25,0	23,3
Kwartył dolny First quartile	565,8	365,0	117,3	88,3	23,5	12,0

związków organicznych były większe w systemie przepływowym od tych w porcjowym (SBR).

Dla określenia charakterystyki osadu czynnego mierzono jego indeks objętościowy, aktywność oddechową (Rice i Bridgewater, 2012) oraz średnią wielkość kłaczków i powierzchnię właściwą osadu czynnego (Barbusiński i Kościelniak, 2007, 2009).

Indeks objętościowy osadu (IO) oznacza objętość osadu po 30-minutowej sedymentacji w przeliczeniu na jednostkę suchej masy osadu.

$$IO = \frac{V}{SM} [\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m.}] \quad (1)$$

gdzie:

V – objętość osadu po 30-minutowej sedymentacji [$\text{cm}^3 \cdot \text{dm}^{-3}$],

SM – stężenie osadu czynnego (zawartość zawiesin w 1 dm^3) [$\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$].

Aktywność oddechową (AO) wyznaczano na podstawie szybkości poboru tlenu przez osad. W tym celu w szczelnie zamkniętej kolbie stożkowej Erlenmeyera umieszczano osad czynny pobrany bezpośrednio z bioreaktorów i mierzono zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego przy użyciu sondy tlenowej. Wielkość aktywności oddechowej obliczano zgodnie ze wzorem:

$$AO = \frac{\Delta O_2}{\Delta t \cdot SM} [\text{mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m.}] \quad (2)$$

gdzie:

ΔO_2 – ubytek stężenia zawartości tlenu rozpuszczonego w próbce osadu czynnego [$\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$],

Δt – czas, w którym następował ubytek stężenia tlenu w badanej próbce osadu czynnego [h],

SM – stężenie osadu czynnego w badanej próbce [g s.m.].

Średnią wielkość kłaczków ($\acute{S}WK$) określano z pomiaru 100 kłaczków osadu, wyznaczając średnią arytmetyczną długości i szerokości kłaczków (wzór 3). Pomiary wykonywano metodą mikroskopową przy użyciu narzędzi graficznych do pomiaru długości.

$$\acute{S}WK = \Sigma \frac{D + Sz}{2} \frac{1}{100} [\mu\text{m}] \quad (3)$$

gdzie:

D – długość pojedynczego kłaczk (największy wymiar mierzonego kłaczk) [μm],

Sz – szerokość pojedynczego kłaczk (wymiar kłaczk mierzony prostopadle do długości kłaczk) [μm].

Do pomiaru powierzchni właściwej (S) wykorzystano metodę sorpcji barwnika Rodamina B przez osad czynny. W celu wyznaczenia wartości tego parametru przeprowadzono proces sorpcji statycznej. Na podstawie zmierzonego stężenia początkowego i końcowego Rodaminy B oraz znając stężenie osadu czynnego pobranego, do oznaczenia wyliczano powierzchnię właściwą zgodnie ze wzorem:

$$S = Y \cdot N \cdot A \cdot 10^{-20} [\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ s.m.}] \quad (5)$$

gdzie:

Y – ilość zaadsorbowanego barwnika [$\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$],

N – liczba Avogadro, $A = 6,023 \cdot 10^{23}$ [cząsteczek $\cdot \text{mol}^{-1}$],

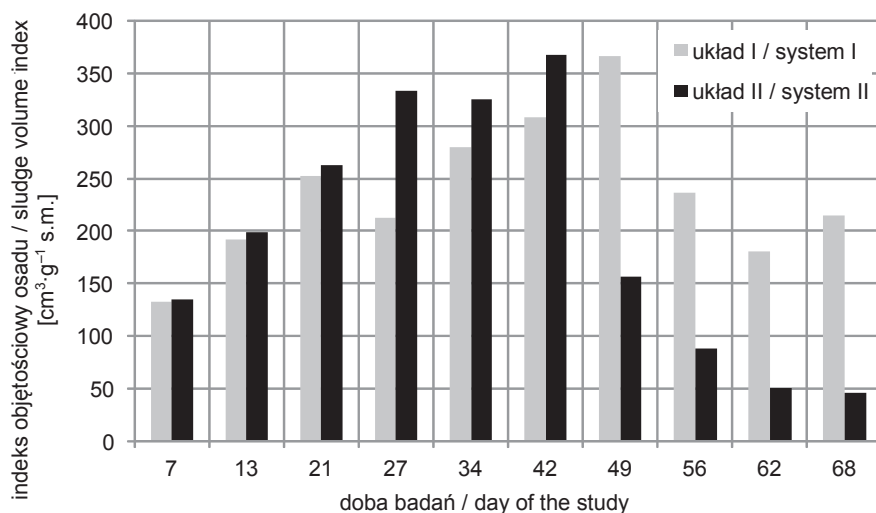
A – powierzchnia pokrycia cząsteczki barwnika [$\text{\AA}^2 \cdot \text{cząsteczka}^{-1}$].

Omówienie wyników badań

W zależności od zastosowanego systemu oczyszczania ścieków osad czynny wykazuje odmienne zdolności sedymentacyjne. W układzie II, w których stosowany był system okresowy (SBR), osad wykazywał w ogólnej perspektywie lepsze właściwości sedymentacyjne (rys. 1). W początkowym okresie odnotowano wzrost wartości tego parametru od 134,7 aż do 367,44 $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ (w 42. dobie badań). Jednakże po tym niekorzystnym okresie opadalność osadu uległa polepszeniu i zaobserwowano obniżenie indeksu objętościowego ostatecznie do 46,04 $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ w 68. dniu badań. W przypadku osadu czynnego pochodzącego z bioreaktora przepływowego (system I) zaobserwowano podobną tendencję wzrostu indeksu objętościowego od 133,1 do 367,2 $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ (w 49. dniu badań). Ponadto w układzie tym obserwowano stale malejące stężenie osadu

du czynnego w bioreaktorze i dużą liczbę bakterii nitkowatych. Indeks osadu w zakresie 50–150 $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ świadczy o osadzie dobrze sedymentującym. Indeks osadu wyższy od 150 $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ wskazuje na zaburzenia procesu, które mogą być wywołane rozwojem bakterii nitkowatych lub innymi przyczynami powodującymi puchnięcie osadu. Masowy rozwój bakterii nitkowatych często spowodowany jest niedostatecznym natlenieniem lub małym obciążeniem osadu ładunkiem BZT₅.

W reaktorze SBR pomimo dużych wartości indeksu objętościowego podczas fazy dekantacji nie obserwowano odpływ osadu czynnego z bioreaktora. W układzie I natomiast złe właściwości sedymentacyjne osadu powodowały jego wypływ z osadnika wtórnego wraz ze ściekami oczyszczonymi (ścieki oczyszczone były mętne, a stężenie osadu w bioreaktorze ulegało obniżeniu). Z tego względu w celu poprawy właści-



RSUNEK 1. Zmiany wartości indeksu objętościowego
FIGURE 1. Changes of sludge volume index

wości sedymentacyjnych osadu w układzie I zastosowano koagulant – PAX XL-1, który był dozowany przez 8 dni od 48. doby. Wówczas uzyskano poprawę właściwości sedymentacyjnych osadu i uzyskano mniejsze wartości indeksu objętościowego. Jednocześnie odnotowano wzrost stężenia osadu czynnego w bioreaktorze i polepszenie jakości ścieków oczyszczonych pod względem klarowności.

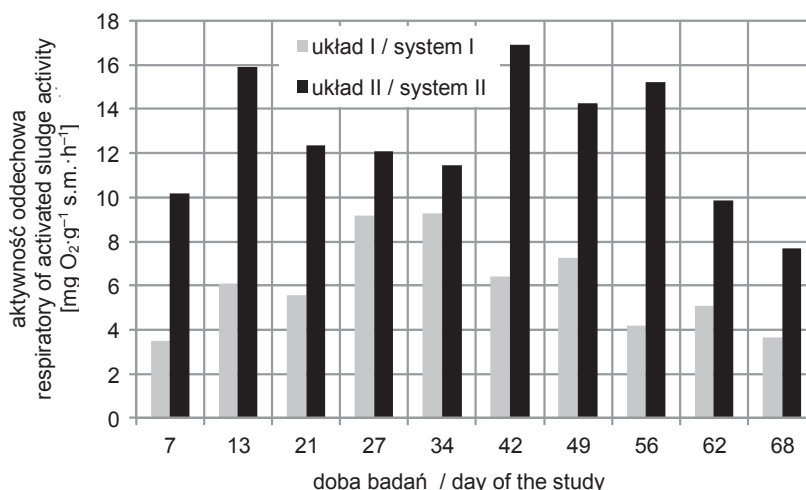
W trakcie trwania eksperymentów przez cały okres badawczy odnotowywano większą wartość aktywności oddechowej w układzie SBR (rys. 2). W przypadku komory przepływowej zakres wartości tego parametru mieścił się w zakresie 3,5–9,3 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹. W początkowych dniach w układzie I (czyli do 21. doby badań) aktywność oddechowa wynosiła 3,5–6,1 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹. Po tym okresie wartość tego parametru wzrosła do 9,3 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹ (w 27. i 34. dobie badań), po czym ponownie się obniżyła i w końcowych do-

bach eksperymentu utrzymywała się na w miarę stałym poziomie 3,6–5,1 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹ (od 56. do 68. dnia).

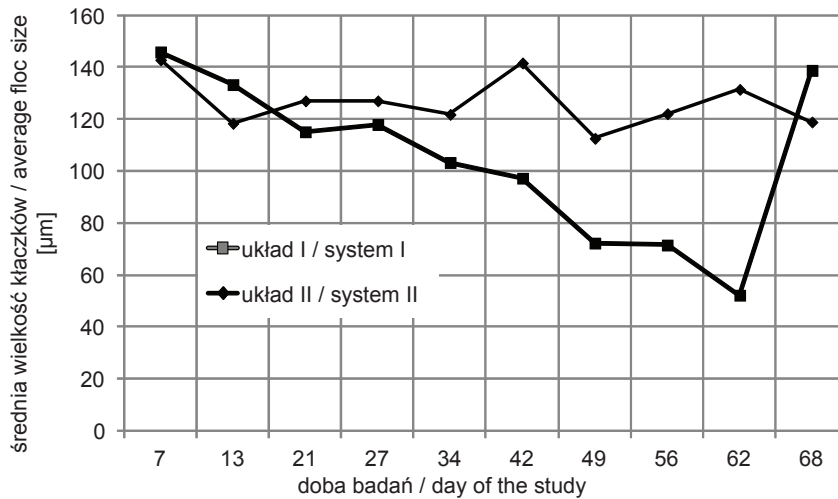
W systemie porcjowym (układ II) aktywność oddechowa osiągała maksymalną wartość 16,9 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹, a minimalną 7,7 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹. Przez dłuższy okres badań wartość tego parametru mieściła się w zakresie 9,8–12,3 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹. Odnotowano także jeszcze większą aktywność oddechową osadu pochodzącego z tego układu, która była na poziomie od 14,3 do 16,9 mg O₂·g⁻¹ s.m.·h⁻¹. Miało to miejsce w 13. dobie oraz w dniach od 42. do 56.

W trakcie badań oceniano również wpływ układu technologicznego na wielkość kłaczków osadu czynnego (rys. 3).

Zaobserwowano, iż w układzie SBR (układ II) średnia wielkość kłaczków przez cały okres badawczy ulegała stosunkowo niewielkim wahaniom i mieściła się w zakresie 113–143 μm. W przypadku systemu I (przepływowego) odnotowano stopniowy spadek



RYSUNEK 2. Zmiany aktywności oddechowej
FIGURE 2. Changes of respiratory activity of activated sludge



RYSUNEK 3. Zmiany średniej wielkości kłaczków
 FIGURE 3. Changes of average floc size

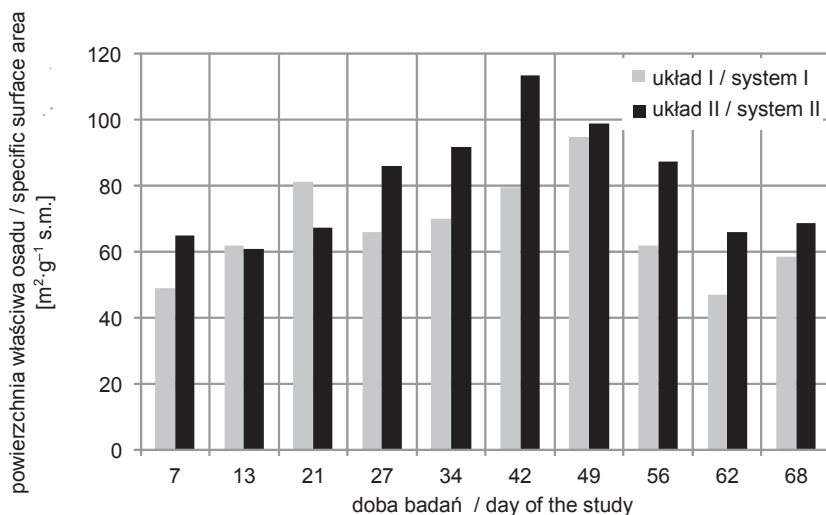
wartości tego parametru niemal w całym okresie eksperymentu (od 146 do 52 μm). Związane jest to z wystąpieniem większego rozdrobnienia osadu, co mogło być spowodowane może być stałym przepompowywaniem osadu czynnego (recyrkulacja zewnętrzna) z osadnika wtórnego do komory napowietrzania. W warunkach takich osad poddawany jest ścisłaniu i rozprężaniu w pompie, co przyczynia się do naruszenia spójności kłaczków i w konsekwencji dochodzi do zmniejszenia się rozmiarów kłaczków. Z tego też względu w układzie SBR kłaczkiki były większe i mniej rozdrobnione. W systemie porcjowym bioreaktor i osadnik wtórny znajdują się w jednym zbiorniku, zatem nie ma konieczności stosowania recyrkulacji zewnętrznej i w związku z tym osad nie jest pompowany.

Odporownie rozwinięta powierzchnia właściwa osadu czynnego jest bardzo istotna w procesie oczyszczania ścieków

tą metodą biologiczną. W znacznym stopniu wpływa ona na transport tlenu i zanieczyszczeń do wnętrza kłaczkika, jak również odpowiada za wydalanie metabolitów mikroorganizmów poza kłaczek osadu.

Przeprowadzone badania wykazały, że osad czynny znajdujący się w układzie II (porcjowym) miał większą powierzchnię właściwą przez dłuższy okres trwania eksperymentu (rys. 4). Wartości tego parametru mieściły się w zakresie 60,9–113,6 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ s.m. W układzie I osad miał powierzchnię właściwą w zakresie 46,8–94,6 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ s.m.

Można zauważyć pewną zależność między aktywnością oddechową osadu a jego powierzchnią właściwą. W przypadku układu II odnotowano w trakcie badań większą aktywność oddechową oraz większe wartości powierzchni właściwej osadu w porównaniu z układem I. Jak już wspomniano, dobrze rozwinięta powierzchnia właściwa sprzyja lepszemu transportowi tlenu do wnętrza



RYSUNEK 4. Zmiany powierzchni właściwej osadu czynnego
 FIGURE 4. Changes of specific surface area of activated sludge

kłaczka, a zatem do mikroorganizmów wchodzących w jego strukturę (budujących kłaczki osadu). Dzięki temu bakterie te mogą wykazywać większą aktywność biochemiczną, a zatem również oddechową.

rze SBR nie ma konieczności przepompowywania osadu z osadnika do komory, w związku z tym osad nie jest poddawany niekorzystnym warunkom podczas transportu hydraulicznego.

Podsumowanie

Zapewnienie wymaganej jakości ścieków oczyszczonych wymaga prawidłowej eksploatacji oczyszczalni ścieków, a tym samym zapewnienia optymalnych warunków pracy osadu czynnego. Przeprowadzone badania wykazały, że przy porównaniu obu układów korzystniejsze warunki panowały w systemie porcjowym SBR (układ II). Osad pochodzący z reaktora SBR miał lepsze właściwości sedymentacyjne, na co wskazują wartości indeksu objętościowego oraz wielkość kłaczek. Osad nie wypływał z układu, co skutkowało lepszą efektywnością oczyszczania ścieków. W reaktora-

Literatura

- Barbusiński, K. i Kościelniak, H. (2007). Zmiany właściwości osadu czynnego podczas degradacji n-butanolu i izobutanolu. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 10(3), 205-216.
- Barbusiński, K. i Kościelniak, H. (2009). Oznaczanie powierzchni właściwej osadu czynnego. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 12(2), 119-132.
- Dymaczewski, Z. (red.) (2011). *Poradnik Eksploatatora Oczyszczalni Ścieków*. Poznań: Wydawnictwo PZiTS.
- Głębiński, T., Jaromin, K., Kopertowska, A. i Łagód, G. (2011). Bioreaktor laboratoryjny typu SBR do badania właściwości osadu czynnego i procesów oczyszczania ścieków. *Think*, 2(6), 120-128.
- Karczmarczyk, A. (2013). Ocena wybranych technologii stosowanych w przydomowych

- systemach oczyszczania ścieków na podstawie słów kluczowych inżynierii ekologicznej. *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 61, 311-322.
- Ketchum, L.H. (1997). Design and physical features of sequencing bath reactors. *Water Science and Technology*, 35, 11-18.
- Klimiuk, E. i Lebkowska, M. (2004). *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Lebiedowski, M. (2004). *Wybrane jednostkowe procesy oczyszczania wody i ścieków w ujęciu matematycznym*. Łódź: Wydawnictwo Politechniki Łódzkiej.
- Mańczak, M. (2004). Podział reaktorów okresowego działania – SBR. *Przegląd Komunalny*, 7, 35-38.
- Miksch, K. (2000). *Biotechnologia ścieków*. Gliwice: Wydawnictwo Politechniki Śląskiej.
- Piaskowski, K. (2003). Wpływ parametrów procesowych na usuwanie związków biogenych w laboratoryjnym reaktorze typu SBR. *Rocznik Ochrona Środowiska 5*. Koszalin: Wydawnictwo Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska.
- Podedworna, J. (2002). *Zintegrowane usuwanie azotu i fosforu w reaktorze z długotrwałym dawkowaniem ścieków przez selektor*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Podedworna, J. i Żubrowska-Sudoł, M. (2008). Efektywność oczyszczania ścieków komunalnych w reaktorze SBR ze złożem ruchomym. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 9, 18-21.
- Rice, E.E. i Bridgewater, L. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition*. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Sathian, S., Rajasimman, M., Radha, G., Shanmugapriya, V. i Karthikeyan, C. (2014). Performance of SBR for the treatment of textile dye wastewater: Optimization and kinetic studies, *Alexandria Engineering Journal*, 53, 417-426. Pobrano z lokalizacji: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aej.2014.03.003>.
- Siwiec, T. (2012). Oczyszczanie ścieków dowożonych w reaktorach sekwencyjnych SBR. *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 58, 316-328.
- Yuan, Y., Liu, J., Ma, B., Liu, Y., Wang, B. i Peng, Y. (2016). Improving municipal wastewater nitrogen and phosphorous removal by feeding sludge fermentation products to sequencing batch reactor (SBR). *Bioresource Technology*, 222, 326-334. Pobrano z lokalizacji: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.103>.

Streszczenie

Ocena wpływu systemu technologicznego oczyszczania ścieków na charakterystykę osadu czynnego. W przypadku oczyszczania ścieków komunalnych stosowane są procesy biologiczne. Procesy te mogą być realizowane w urządzeniach o różnych rozwiązaniach konstrukcyjnych. W artykule przedstawiono wyniki badań mające na celu określenie wpływu rodzaju systemu technologicznego oczyszczania ścieków na charakterystykę i właściwości osadu czynnego. Zastosowano dwa układy badawcze: przepływowy bioreaktor z wydzielonym osadnikiem (układ I) oraz reaktor porcjowy SBR (układ II). Przeprowadzone badania wykazały, że korzystniejsze warunki pracy osadu czynnego panowały w reaktorze SBR. Osad pochodzący z reaktora SBR miał lepsze właściwości sedymentacyjne, na co wskazują uzyskane wartości indeksu objętościowego osadu oraz wielkości kłaczków. W reaktorze SBR nie ma konieczności przepompowywania osadu z osadnika do komory, co ma miejsce w bioreaktorze. W związku z tym osad nie jest poddawany niekorzystnym warunkom podczas transportu hydraulicznego i nie ulega rozdrobieniu. Ponadto wielkości kłaczków, aktywność oddechowa oraz powierzchnia właściwa osadu czynnego pochodzącego z układu II były większe w porównaniu z układem I.

Summary

Impact of technology system of wastewater treatment on characteristic of activated sludge. Biological methods are used for treatment of municipal wastewater. These processes can be conducted in various

kinds of technological systems. In the paper the comparison of characteristic of activated sludge from two types of technological systems is shown. A flow bioreactor with secondary settling tank (system I) and sequential bioreactor (system II) were used. The study showed, that more favorable operating conditions of activated sludge were in the SBR reactor. The activated sludge in SBR reactor had better sedimentary properties, as indicated by values of sludge volume index and flocs' sizes. This can be connected with the fact that sludge in SRB reactor is not pumped (what occurs in flow systems). Therefore the sludge is not subjected to unfavorable con-

ditions during hydraulic transport (flocs do not undergo the dispersion). Moreover the values of flocs' sizes, respiratory activity and specific surface area of sludge from II system were higher in comparison with system I.

Authors' address:

Izabela Płonka, Barbara Pieczykolan
Politechnika Śląska
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki
Instytut Inżynierii Wody i Ścieków
Konarskiego 18, 44-100 Gliwice
Poland
e-mail: izabela.plonka@polsl.pl
barbara.pieczykolan@polsl.pl