

DEZAKTYWACJA OSADU CZYNNEGO W WYNIKU PROCESU MECHANICZNEJ DEZINTEGRACJI

Justyna Walczak¹, Monika Żubrowska-Sudoł¹, Agnieszka Garlicka¹

¹ Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, e-mail: justyna.walczak@is.pw.edu.pl

STRESZCZENIE

Przedmiotem przeprowadzonych badań była ocena wpływu procesu hydrodynamicznej dezintegracji zagęszczonych osadów nadmiernych, prowadzonego przy różnych poziomach gęstości energii (70, 140, 210, 280 i 350 kJ/l), na aktywność oddechową mikroorganizmów zasiedlających kłaczkę osadu czynnego. W tym celu wykorzystano test szybkości poboru tlenu (OUR). W zakres pracy wchodziło również wyznaczenie stopnia dezintegracji osadu (DD). W badaniach wykazano, że wartość gęstości energii przy jakiej prowadzono proces hydrodynamicznej dezintegracji oraz stopień dezintegracji osadów wpływały na aktywność oddechową mikroorganizmów. Przy stosunkowo niskim stopniu dezintegracji, poniżej ok. 9% (co odpowiadało gęstości energii na poziomie ok. 140 kJ/l), zaobserwowano wzrost aktywności mikroorganizmów w stosunku do osadów nie poddanych dezintegracji (o 6,2–30,2%). Zaś powyżej tej wartości dochodziło do dezaktywacji mikroorganizmów. Wysoką, ponad 85% dezaktywację mikroorganizmów obserwowano, gdy stopień dezintegracji był większy od 24% (co odpowiadało gęstości energii na poziomie ok. 210 kJ/l).

Słowa kluczowe: mechaniczna dezintegracja, test szybkości poboru tlenu, stopień dezaktywacji

DEACTIVATION OF THE ACTIVATED SLUDGE AS A RESULT OF MECHANICAL DISINTEGRATION

ABSTRACT

The aim of the study was to analyse the impact of hydrodynamic disintegration of thickened excess activated sludge, performed at different levels of energy density (70, 140, 210 280 and 350 kJ/l), on the respiratory activity of microorganisms. For this purpose the oxygen uptake rate test (OUR) was used. The experiment also included determination of the sludge disintegration degree (DD). Studies have shown, that the value of the energy density and sludge disintegration degree affected the respiratory activity of microorganisms. With a relatively low DD, below approx. 9% (corresponding to an energy density of approx. 140 kJ/l), increase of microbial activity was observed (6,2–30,2%), as compared with untreated sludge. However, above this value of DD, inactivation of microorganisms occurred. Deactivation of microorganisms higher than 85 % was observed when the sludge disintegration degree was greater than approx. 24% (corresponding to an energy density of approx. 210 kJ/l).

Keywords: mechanical disintegration, oxygen uptake rate test, degree of deactivation

WSTĘP

Ze względu na liczne korzyści, proces dezintegracji osadów ściekowych znajduje coraz szersze zastosowanie w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków. Wśród pozytywnych aspektów wymienia się przede wszystkim: zwiększenie efektywności procesu fermentacji metanowej [Petkovšek et al. 2015], zmniejszenie objętości powstających osadów ściekowych [Yan et

al. 2013], uzyskanie lepszych efektów odwadniania osadów przefermentowanych [Huan et al. 2009], a także intensyfikację usuwania ze ścieków związków biogenych [Meng et al. 2013, Żubrowska-Sudoł and Walczak 2015].

W wyniku procesu dezintegracji dochodzi do zniszczenia kłaczkowatej struktury osadu, rozbicia zewnątrzkomórkowych substancji polimerycznych oraz uszkodzenia komórek i ich lizy, co skutkuje zmianami właściwości fizyko-che-

micznych osadów oraz wpływa na aktywność mikroorganizmów zasiedlających kłaczkę osadu czynnego [Wang et al. 2006, Kampas et al. 2007].

Proces dezintegracji prowadząc do uwolnienia z kłaczek osadu związków organicznych [Kampas et al. 2007], sprawia, że osad zdeintegrowany staje się potencjalnym substratem dla mikroorganizmów odpowiedzialnych za usuwanie ze ścieków związków biogenych czy prowadzących proces fermentacji metanowej. W przypadku zastosowania dezintegracji osadu nadmiernego wprowadzanego do komór fermentacyjnych dąży się do pozyskania jak największej ilości rozpuszczonych związków organicznych. Drugim aspektem jest doprowadzenie do jak najniższej aktywności mikroorganizmów tlenowych [Zielewicz 2016]. Z punktu widzenia zastosowania zdeintegrowanych osadów jako alternatywnego źródła węgla organicznego do wspomaganego usuwania ze ścieków związków biogenych, zwraca się uwagę, że dezintegracja, oprócz uwalniania rozpuszczonych związków organicznych, powoduje uwolnienie znacznych ilości związków biogenych [Żubrowska-Sudoł and Walczak 2014], co może negatywnie wpłynąć na efektywność usuwania związków N i P ze ścieków (związki biogenne występujące w strumieniu zdeintegrowanych osadów stanowią bowiem dodatkowy ładunek do usunięcia w reaktorze biologicznym) [Kampas et al. 2009]. Z drugiej strony niewątpliwą zaletą stosowania osadów zdeintegrowanych jest fakt, że przy odpowiednio dobranych parametrach, dezintegracja osadu nie zawsze musi prowadzić do dezaktywacji mikroorganizmów [Huan et al. 2009, Żubrowska-Sudoł and Walczak 2014]. Zatem oprócz związków organicznych do reaktora biologicznego wprowadzana jest żywa biomasa, która może dodatkowo wspomóc mikroorganizmy odpowiedzialne za usuwanie ze ścieków zanieczyszczeń.

Przeprowadzone do tej pory badania własne wykazały, że przy niewielkim stopniu dezintegracji ($DD < 6\%$) hydrodynamiczna dezintegracja osadu nadmiernego prowadzi do zwiększenia aktywności mikroorganizmów [Żubrowska-Sudoł and Walczak 2014]. Do podobnych obserwacji doszli już wcześniej Huan et al. [2009], zajmujący się dezintegracją ultradźwiękową. Autorzy wykazali, że kiedy DD był niski ($DD < 20\%$), następowało rozdrobnienie kłaczek osadu czynnego, sprzyjające lepszej dyfuzji tlenu i dzięki temu uzyskiwano zwiększenie aktywności oddechowej mikroorganizmów osadu czynnego.

We wspomnianej pracy [Żubrowska-Sudoł and Walczak 2014] zaprezentowano również wyniki, które dokumentują, że ten sam poziom gęstości energii w różny sposób oddziałuje na różne grupy mikroorganizmów odpowiedzialne za proces oczyszczania ścieków tj. na bakterie nityfikacyjne, denityfikacyjne i defosfatacyjne. Dowiedzono, że najbardziej „odporne” na działanie sił powodujących destrukcję kłaczek osadu czynnego były bakterie denityfikacyjne, a najmniej bakterie defosfatacyjne.

Dotychczasowe badania nad wpływem hydrodynamicznej dezintegracji na aktywność oddechową mikroorganizmów zasiedlających kłaczkę osadu czynnego prowadzono dla prób osadów pochodzących zawsze z tej samej oczyszczalni. Biorąc pod uwagę heterogeniczny charakter osadów ściekowych, uzależniony w głównej mierze od charakterystyki oczyszczanych ścieków i procesów zastosowanych w technologicznym ciągu ich oczyszczania, podjęto dalsze prace nad przedmiotowym zagadnieniem, przyjmując, że badany osad będzie pochodził z innego obiektu (różniącego się wielkością i układem technologicznym). Założono również, że obserwacje przeprowadzone zostaną dla szerszego zakresu gęstości energii (gęstość energii wyraża ilość energii zużytej do dezintegracji 1 litra osadów). Wyniki tych prac przedstawiono w niniejszym artykule, podejmując jednocześnie dyskusję z rezultatami wcześniejszych badań własnych.

MATERIAŁY I METODY

Zakres badań

Zakres pojedynczego eksperymentu obejmował:

- ocenę aktywności oddechowej mikroorganizmów przed (osad surowy) i po procesie hydrodynamicznej dezintegracji;
- ocenę stopnia dezintegracji (DD);
- określenie suchej masy i suchej masy organicznej osadów poddawanych procesowi dezintegracji.

W badaniach trwających 5 miesięcy, w regularnych odstępach czasu, przeprowadzono 9 powtórzeń takiego eksperymentu (zawsze na innej partii osadu pochodzącej z tej samej oczyszczalni). Kolejne eksperymenty ponumerowano jako 1, 2, 3 itd., przypisując tę numerację do te-

stów OUR wykonanych w ramach poszczególnych eksperymentów (OUR1, OUR2 itd. – testy OUR przeprowadzone w ramach eksperymentu odpowiednio numer 1 i 2).

Charakterystyka osadów poddawanych procesowi dezintegracji

W badaniach wykorzystano zagęszczone osady nadmierne pochodzące z oczyszczalni ścieków zapewniającej wysokosprawne usuwanie związków C, N i P (RLM = 53 040; układ technologiczny oczyszczania ścieków: LARNE II, bazujący na idei układu MUCT). W celu zagęszczenia osadów nadmiernych stosuje się tam prasy taśmowe. Podczas trwania eksperymentów stężenie suchej masy osadów pozostawało w zakresie 36,7–49,0 g/l, a procentowa zawartość suchej masy organicznej wynosiła 64,5–80,4%.

Charakterystyka procesu dezintegracji

W badaniach wykorzystano laboratoryjny dezintegrator hydrodynamiczny składający się z wielofunkcyjnego wirnika zbudowanego według opisu patentowego P – 387430, umieszczonego w zbiorniku o średnicy $\varnothing = 220$ mm, wysokości $H = 400$ mm i pojemności $V = 10$ litrów. Wirnik napędzany jest przykręcanym do pokrywy zbiornika silnikiem trójfazowym budowy kołnierzej o mocy $P = 2,2$ kW i liczbie obrotów $n = 2800/\text{min}$, poprzez przedłużony wał napędowy, dodatkowo łożyskowany w łożysku gumowo – metalowym usytuowanym bezpośrednio przed umieszczeniem na jego końcu wirnikiem.

Osady ściekowe poddawane obróbce zasysane są do wnętrza wirnika poprzez usytuowaną w jego osi komorę centralną, skąd pod wpływem siły odśrodkowej przemieszczają się promieniomymi kanałami do wąskiego kanału obwodowego, zasilając komory cylindryczne, usytuowane symetrycznie wokół osi wirnika, przy jego zewnętrznej krawędzi, z których wyrzucane są na zewnątrz wirnika przez otwory wylotowe. Podczas przemieszczania się cieczy przez wąski kanał obwodowy oraz komory cylindryczne, występuje w niej zjawisko kawitacji, skutkujące zmianami fizyko-chemicznymi w dezintegrowanym medium.

Do przeprowadzenia dezintegracji wykorzystywano 10 litrowe próby zagęszczonych osadów nadmiernych, które przed zadawkowaniem do zbiornika urządzenia dezintegrującego dokładnie mieszano. Po wprowadzeniu do

dezintegrowanego medium następujących ilości energii: 70, 140, 210, 280 i 350 kJ/l, co kontrolowano przy pomocy miernika energii elektrycznej, z urządzenia pobierano 200 ml próby zdeintegrowanych osadów, które następnie wykorzystywano do przeprowadzenia testów OUR i wyznaczenia DD.

Ocena aktywności oddechowej mikroorganizmów

Jako narzędzie do oceny aktywności oddechowej mikroorganizmów posłużył test szybkości poboru tlenu (test OUR – Oxygen Uptake Rate test). Test prowadzono w butelce o pojemności 300 ml z gumowym korkiem. Do butelki dodawano próbę osadu w objętości zapewniającej uzyskanie stężenia osadu czynnego na poziomie 3 g s.m./l. Zawartość butelki mieszano za pomocą mieszadła magnetycznego i napowietrzano do nasycenia rozpuszczonym tlenem. Następnie do butelki dodawano roztwór kwasu octowego w ilości odpowiadającej 120 mg O_2 /l i rozpoczęto pomiar stężenia tlenu przy użyciu optycznej sondy tlenowej FDO@925 współpracującej z miernikiem Multi 3410 WTW.

W pojedynczym eksperymencie testy OUR wykonywano dla osadu surowego (nie poddanego procesowi dezintegracji) i dla prób osadów zdeintegrowanych przy różnych poziomach gęstości energii, przy czym dla każdej próby osadu test był przeprowadzany dwukrotnie.

Szybkość zużycia tlenu (v_{OUR}) wyznaczano zgodnie z formułą:

$$v_{OUR} = \frac{|a|}{s.m.o.} \quad [\text{mg } O_2 / (\text{g s.m.o.} \cdot \text{h})] \quad (1)$$

gdzie: $|a|$ – wartość bezwzględna współczynnika kierunkowego linii trendu obrazującej zmiany stężenia tlenu w funkcji czasu $[\text{mg } O_2 / \text{l} \cdot \text{h}]$,
s.m.o. – stężenie osadu w reaktorze testowym $[\text{g s.m.o.} / \text{l}]$.

Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów (AD_{OUR}) wyznaczano zgodnie z formułą [Żubrowska-Sudoł and Walczak 2014]:

$$AD_{OUR} = \frac{v_{OUR \varepsilon_L} - v_{OUR 0}}{v_{OUR 0}} \cdot 100\% \quad [\%] \quad (2)$$

gdzie: $v_{OUR \varepsilon_L}$ – szybkość zużycia tlenu dla próby osadu zdeintegrowanego przy zało-

żonym poziomie gęstości energii (ϵ_L) [$\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$],

v_{OUR0} – szybkość zużycia tlenu dla próby osadu surowego (nie poddanej procesowi dezintegracji) [$\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$].

Ocena stopienia dezintegracji osadów

Stopień dezintegracji wyznaczono zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Müllera [2000] i zmodyfikowaną przez Nickel i Neis [2007].

Do obliczenia tego wskaźnika posłużyła zależność:

$$DD = \frac{ChZT_{\epsilon_L} - ChZT_0}{ChZT_{ch} - ChZT_0} \cdot 100\% \quad [\%] \quad (3)$$

gdzie: $ChZT_{\epsilon_L}$, $ChZT_0$ – wartość chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) cieczy osadowej osadów odpowiednio po dezintegracji przy określonej gęstości energii (ϵ_L) i przed dezintegracją [$\text{mg O}_2/\text{l}$],

$ChZT_{ch}$ – wartość ChZT cieczy osadowej w próbie poddanej dezintegracji chemicznej za pomocą 0,5 molowego roztworu NaOH w temperaturze 20°C przez 22h [$\text{mg O}_2/\text{l}$].

METODY ANALITYCZNE

Analizę stężenia suchej masy i suchej masy organicznej wykonano metodą wagową według normy odpowiednio PN-EN 12880:2004 oraz PN-EN 12879:2004. Wartości ChZT cieczy osadowej określano przy wykorzystaniu testów kuwetowych Hach zgodnie z metodyką podaną przez producenta. Ciecz osadową uzyskiwano poprzez 30 minutowe wirowanie w wirówce MPW – 350 o współczynniku wirowania (definiowanym jako stosunek odśrodkowego przyspieszenia do przyspieszenia ziemskiego) 19621, a następnie ciśnieniowe sączenie przez sączki membranowe o średnicy porów 0,45 μm .

WYNIKI

Szybkość poboru tlenu przez mikroorganizmy

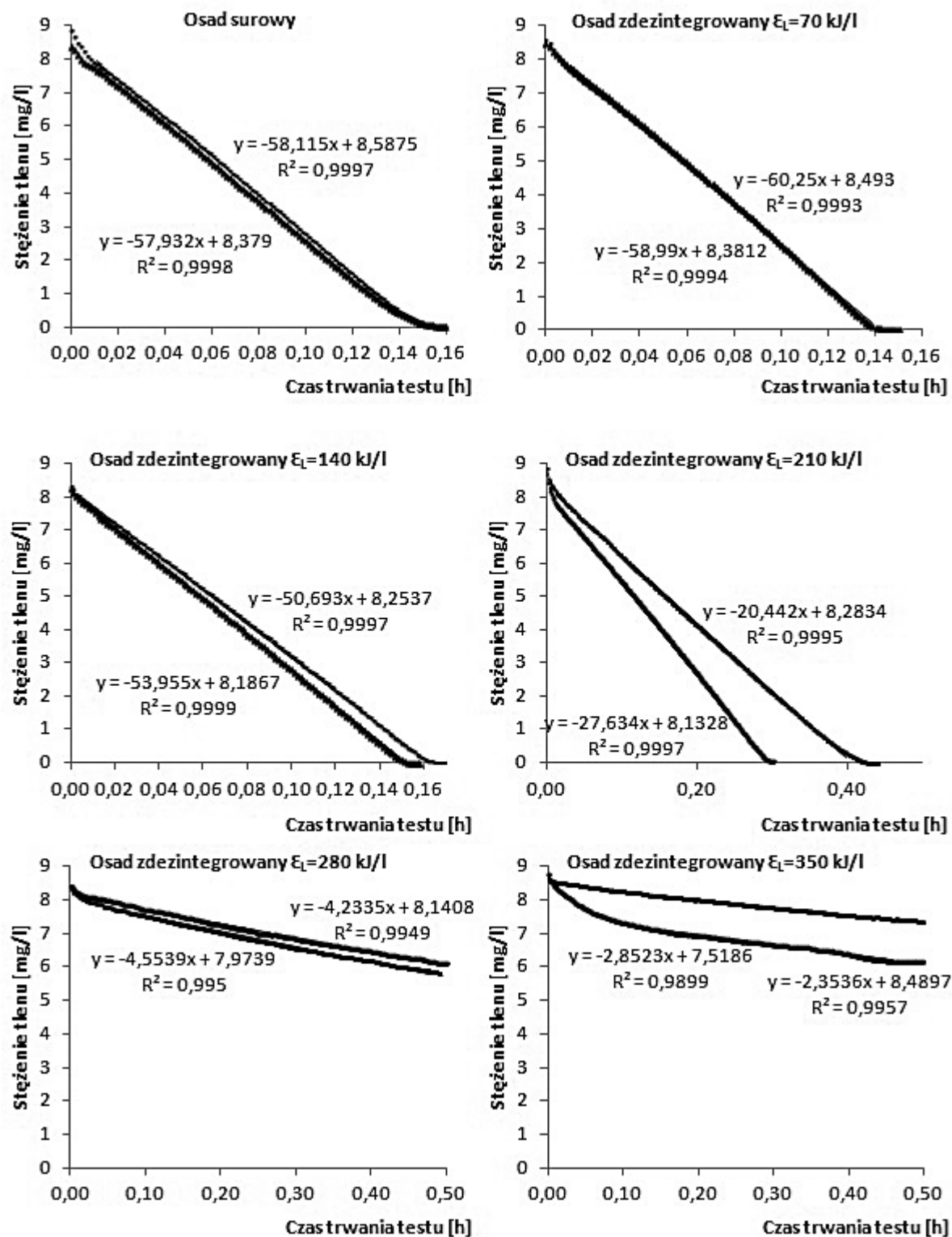
Zmiany stężenia tlenu w próbie osadu surowego i próbach osadów zdeintegrowanych przy

różnych poziomach gęstości energii odnotowane w jednym z przeprowadzonych eksperymentów przedstawiono na rysunku 1. Analogiczne zależności przygotowano dla pozostałych eksperymentów, a wyliczone na ich podstawie szybkości zużycia tlenu (v_{OUR}) zaprezentowano na rysunku 2.

Dla prób osadów surowych v_{OUR} przyjmowały wartości z zakresu 23,5–32,2 $\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$. We wszystkich przeprowadzonych eksperymentach, w próbach osadów zdeintegrowanych przy $\epsilon_L = 70 \text{ kJ/l}$ v_{OUR} były wyższe o średnio $4,2 \pm 3,1 \text{ mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$ od v_{OUR} wyznaczonych dla osadów surowych. Przy $\epsilon_L = 140 \text{ kJ/l}$, v_{OUR} podobnie jak dla $\epsilon_L = 70 \text{ kJ/l}$ w prawie wszystkich eksperymentach (poza OUR9), były wyższe niż dla próby nie poddanej procesowi dezintegracji i przyjmowały wartości z przedziału 24,7–37,2 $\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$. Znaczący spadek szybkości zużycia tlenu, odnotowano przy $\epsilon_L = 210 \text{ kJ/l}$. Wartości analizowanego wskaźnika wynosiły wówczas 3,5–16,2 $\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$. Dla $\epsilon_L \geq 280 \text{ kJ/l}$ wartości szybkości zużycia tlenu były już bardzo niskie i nie przekraczały 4,0 $\text{mg O}_2/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$. Podobne poziomy gęstości energii, dla których obserwowano wzrost ($\epsilon_L \leq 12,5 \text{ Wh/l}$, co odpowiada $\epsilon_L \leq 45 \text{ kJ/l}$) lub znaczący spadek ($\epsilon_L \geq 50 \text{ Wh/l}$, co odpowiada $\epsilon_L \geq 180 \text{ kJ/l}$) szybkości zużycia tlenu wyznaczyły w badaniach nad ultradźwiękową dezintegracją osadów ściekowych Sorys i Zielewicz [2007].

Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów

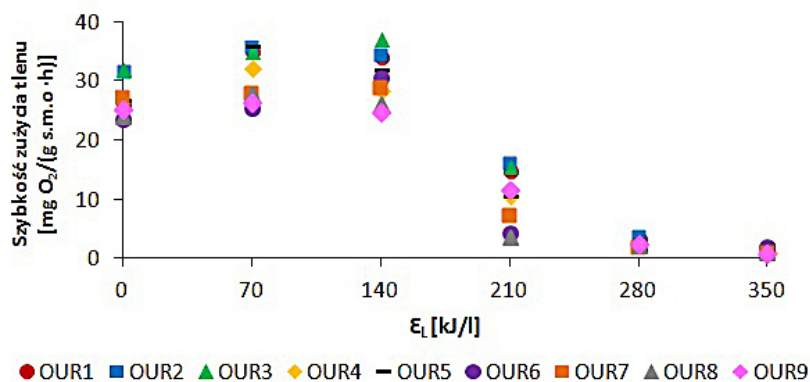
Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów (AD_{OUR}) zależał od energii jaką włożono w proces dezintegracji i związanego z nią stopnia dezintegracji (Rys. 3). Gdy gęstość energii był równa 70 kJ/l (dodatknie wartości AD_{OUR} uzyskano we wszystkich eksperymentach) lub 140 kJ/l (dodatknie wartości AD_{OUR} uzyskano w 8 na 9 przeprowadzonych eksperymentów) hydrodynamiczna dezintegracja prowadziła do wzrostu aktywności tlenowych mikroorganizmów zasiedlających kłaczkę osadu czynnego (rys. 3a). AD_{OUR} przyjmował wówczas wartości z przedziałów 2,3–33,9% oraz 6,2–30,2% (z wyjątkiem OUR9 dla którego AD_{OUR} wyniósł -1,8%), odpowiednio dla 70 kJ/l oraz 140 kJ/l . Natomiast kiedy ϵ_L zwiększono do 210 kJ/l , we wszystkich eksperymentach wyznaczono ujemne wartości AD_{OUR} , od -43,6% do -85,5%, świadczące o obniżeniu ak-



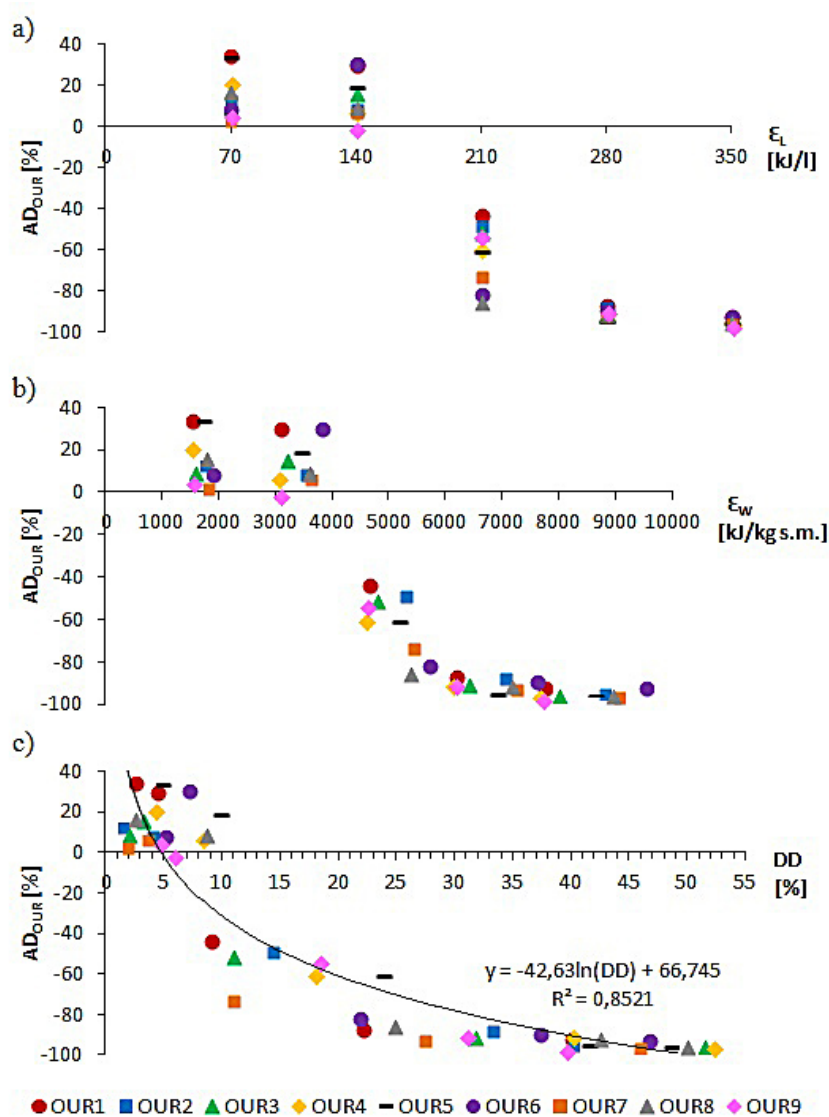
Rys. 1. Wyniki testów OUR uzyskane w eksperymencie nr 1
 Fig. 1. OUR test results obtained in experiment no. 1

tywności mikroorganizmów tlenowych w stosunku do próby przed dezintegracją. Dla $\epsilon_L \geq 280$ kJ/l AD_{OUR} był zawsze niższy od -87%, co oznaczało, że dezintegracja przy tym i wyższym poziomie gęstości energii prowadziła do znacznej dezak-

tywacji mikroorganizmów. We wcześniejszych badaniach auterek Żubrowska-Sudoł i Walczak [2014] nad tym samym urządzeniem, ale przeprowadzonych z wykorzystaniem prób osadów pochodzących z innej oczyszczalni, przy $\epsilon_L = 70$



Rys. 2. Zmiany szybkości poboru tlenu w funkcji gęstości energii
 Fig. 2. Oxygen uptake rate as a function of energy density



Rys. 3. Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów w funkcji gęstości energii (a), energii właściwej (b) i stopnia dezintegracji (c)
 Fig. 3. Total microbial activity degree as a function of energy density (a), specific energy (b) and sludge disintegration degree (c)

kJ/l również obserwowano wzrost aktywności mikroorganizmów tlenowych (AD_{OUR} wynosił 4,9–15,2%), jednak był on mniejszy niż uzyskany w badaniach prezentowanych w niniejszej pracy. W zacytowanych powyżej badaniach [Żubrowska-Sudoł i Walczak 2014] w większości przeprowadzonych serii badawczych już przy $\epsilon_L = 140$ kJ/l obserwowano spadek aktywności mikroorganizmów tlenowych, a przy $\epsilon_L = 210$ kJ/l dezaktywacja była wyższa od 50% (był to najwyższy analizowany poziom gęstości energii).

Zmiany wartości AD_{OUR} w funkcji energii właściwej (ϵ_w) włożonej w proces dezintegracji (rys. 3b) wskazują, że do dezaktywacji mikroorganizmów dochodziło dla ϵ_w powyżej 4000 kJ/kg s.m. Natomiast dla $\epsilon_w > 6000$ kJ/kg s.m. można było zaobserwować już ponad 87% zmniejszenie aktywności mikroorganizmów.

Z analizy danych przedstawionych na rysunku 3c wynika, że wartości AD_{OUR} były również powiązane ze stopniem dezintegracji. Gdy DD był niższy od 9% dezintegracja osadu nadmiernego prawie zawsze prowadziła do zwiększenia aktywności mikroorganizmów osadu czynnego. Powołując się na wyniki Huan et al. [2009] można to tłumaczyć występującym wówczas rozdrobieniem kłaczek osadu czynnego, dzięki czemu zwiększa się efektywność dyfuzji tlenu i składników pokarmowych do komórek. Przy DD wyższym od 9% aktywność mikroorganizmów osadu czynnego spadała w stosunku do wyznaczonej dla osadu nie poddanego dezintegracji, a kiedy DD wzrastał do poziomu ponad 11% we wszystkich przypadkach aktywność mikroorganizmów osadu czynnego była już o ponad 50% niższa od wyznaczonej dla osadu surowego. Warto również zwrócić uwagę, że dla $DD > 24\%$ wartości AD_{OUR} były zawsze niższe od (- 85)%, co świadczyło o bardzo dużej dezaktywacji mikroorganizmów osadu czynnego (co najwyżej 15% mikroorganizmów zasiedlających kłaczki osadu surowego wykazywała wówczas aktywność oddechową). Tak znacząca dezaktywacja mikroorganizmów wynikała najprawdopodobniej z występującego na skutek dezintegracji uszkodzenia komórek. Nawiązując do wcześniejszych eksperymentów przeprowadzonych przez autorki [Żubrowska-Sudoł i Walczak 2014], zaobserwowały one, że aktywność mikroorganizmów tlenowych wzrastała jedynie do $DD < 6\%$, ale podobnie, bo dla $DD > 11,5\%$ notowano ponad 50% spadek aktywności mikro-

organizmów osadu czynnego w stosunku do osadu niepoddanego dezintegracji.

Jak już wspomniano, przeprowadzone badania były kontynuacją doświadczeń nad hydrodynamiczną dezintegracją osadów ściekowych i miały na celu sprawdzenie czy wnioski otrzymane dla jednej oczyszczalni będą „odzwierciedlały sytuację” na innym obiekcie. Uzyskane rezultaty wskazują, że pomimo różnic w wartościach ogólnego stopnia aktywności mikroorganizmów wyznaczonych dla tych samych poziomów gęstości energii, ich przebieg w zależności od gęstości energii, czy stopnia dezintegracji uzyskany dla prób pochodzących z różnych oczyszczalni ścieków jest zbliżony (porównanie wyników przedstawionych z niniejszej pracy z wynikami opublikowanymi w pracy Żubrowska-Sudoł i Walczak [2014]). Daje się zauważyć, że istnieje graniczna wartość stopnia dezintegracji, pozostającą w zakresie 6–10%, po przekroczeniu której, hydrodynamiczna dezintegracja skutkuje obniżeniem aktywności mikroorganizmów w stosunku do osadu surowego. Przy mniejszych wartościach DD, a tym samym przy stosunkowo niskim poziomie gęstości energii włożonej w proces hydrodynamicznej dezintegracji, dezintegracja prowadzi natomiast do wzrostu aktywności mikroorganizmów zasiedlających kłaczki osadu czynnego.

WNIOSKI

1. Ogólny stopień aktywności mikroorganizmów tlenowych zależał od stopnia dezintegracji i związanego z nim poziomu gęstości energii przy jakim prowadzono proces hydrodynamicznej dezintegracji.
2. Do dezaktywacji mikroorganizmów tlenowych zasiedlających kłaczki osadu czynnego dochodziło, gdy DD był wyższy bądź równy ok. 9% (co odpowiadało gęstości energii na poziomie ok. 140 kJ/l).
3. Wysoką, ponad 85% dezaktywację mikroorganizmów tlenowych zasiedlających kłaczki osadu czynnego obserwowano, gdy stopień dezintegracji był wyższy od 24%.
4. Test szybkości poboru tlenu można zarekomendować jako proste narzędzie do śledzenia wpływu dezintegracji osadu na aktywność mikroorganizmów przy bieżącej eksploatacji oczyszczalni ścieków.

LITERATURA

1. Huan L., Yiyang J., Mahar R. B., Zhiyu W., Yongfeng N. 2009. Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 1421–1426.
2. Kampas P., Parsons S.A., Pearce P., Ledoux S., Vale P., Churchley J., Cartmell E. 2007. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal. *Water Research*, 41, 1734–1742.
3. Kampas P., Parsons S.A., Pearce P., LeDoux S., Vale P., Cartmell E., Soaers A. 2009. An internal carbon source for improving biological nutrient removal. *Bioresource Technology*, 100, 149–154.
4. Meng X., Liu D., Yang K., Song X., Zhang G., Yu J., Zhang J., Tang Y., Li K. 2013. A full scale anaerobic–anoxic–aerobic process coupled with low-dose ozonation for performance improvement. *Bioresource Technology*, 146, 240–246.
5. Müller, J. 2000. Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment. *Water Science Technology*, 41(8), 123–130.
6. Nickle K., Neis U. 2007. Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation. *Ultrasonic Sonochemistry*, 14, 450–455.
7. Petkovšek M., Mlakar M., Levstek M., Stražar M., Širok B., Dular M. 2015. A novel rotation generator of hydrodynamic cavitation for waste-activated sludge disintegration. *Ultrasonics Sonochemistry*, 26, 408–414.
8. PN-EN 12879:2004 Charakterystyka osadów ściekowych – Oznaczenie strat przy prażeniu suchej masy osadu
9. PN-EN 12880:2004 Charakterystyka osadów ściekowych – Oznaczenie suchej pozostałości i zawartości wody
10. Wang F., Lu S., Ji M. 2006. Components of released liquid from ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Ultrasonics Sonochemistry*, 13(4), 334–338.
11. Yan P., Ji F., Wang J., Fan J., Guan W., Chen Q. 2013. Evaluation of sludge reduction and carbon source recovery from excess sludge by the advanced Sludge reduction, Inorganic solids separation, Phosphorus recovery, and Enhanced nutrient Removal (SIPER) wastewater treatment process. *Bioresource Technology*, 150, 344–351.
12. Sorys P., Zielewicz E. 2007.. Ultrasonic intensification of aerobic stabilization of sewage sludge. *Civil and Environmental Engineering Reports, Univ. of Zielona Góra*, 2, 71–79.
13. Zielewicz E. 2016. Effects of ultrasonic disintegration of excess sewage sludge. *Applied Acoustics*, 103, 182–189.
14. Żubrowska-Sudoł M., Walczak J. 2014. Effects of mechanical disintegration of activated sludge on the activity of nitrifying and denitrifying bacteria and phosphorus accumulating organisms. *Water Research*, 61, 200–209.
15. Żubrowska-Sudoł M., Walczak J. 2015. Enhancing combined biological nitrogen and phosphorus removal from wastewater by applying mechanically disintegrated excess sludge. *Water Research*, 76, 10–18.