

Kryspin Mirola, Klaudiusz Grúbel, Alicja Machnicka

Badania i ocena możliwości stosowania zwięzki kawitacyjnej do intensyfikacji procesu fermentacji osadów ściekowych

Jednym z podstawowych problemów występujących w układach przeróbki osadów ściekowych jest zwiększenie dostępności i podatności substancji organicznych na biodegradację, co można osiągnąć poprzez dezintegrację osadu. Do stosowanych metod dezintegracji osadów należą metody mechaniczne (młyny, homogenizatory) [1–4], a także metody fizyczne, chemiczne i biologiczne [5–10].

Określenia ilości uwolnionych substancji organicznych (wyrażonych jako ChZT) w procesie dezintegracji osadu można dokonać przy pomocy tzw. stopnia dezintegracji. Jednym ze sposobów oceny stopnia dezintegracji (DD_M) jest metoda zaproponowana przez J. Müllera [11, 12], według której stopień dezintegracji osadu wyznacza się z zależności:

$$DD_M = \frac{[ChZT]_1 - [ChZT]_2}{[ChZT]_3 - [ChZT]_2} \cdot 100 \quad (1)$$

w której:

DD_M – stopień dezintegracji

$[ChZT]_1$ – ChZT próbki osadu po dezintegracji mechanicznej, gO_2/m^3

$[ChZT]_2$ – ChZT oryginalnej próbki osadu, gO_2/m^3

$[ChZT]_3$ – ChZT próbki osadu po dezintegracji chemicznej, gO_2/m^3

Jedną ze stosunkowo nowych i bardzo obiecujących metod biologicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych polega na wykorzystaniu zjawiska kawitacji hydrodynamicznej (przepływowej). Zjawisko to wywołane jest zmiennym polem ciśnień cieczy i polega na tworzeniu się, powiększaniu i zanikaniu pęcherzyków lub innych obszarów zamkniętych (kawern) zawierających parę danej cieczy, gaz lub mieszaninę parowo-gazową [13]. Pęcherzyki zwiększają swoją objętość (a więc rozwijają) w obszarach ciśnienia mniejszego od wartości krytycznej i gwałtownie zmniejszają objętość zanikając i implodując w obszarach podwyższonego ciśnienia. Wartość ciśnienia krytycznego jest zbliżona do ciśnienia pary nasyconej. Zależy ona od rodzaju i stanu cieczy oraz od obecności ośrodków kawitacji, pełniących rolę jej zarodników. Zasadą dezintegracji hydrodynamicznej jest wywołanie zjawiska kawitacji.

W niniejszej pracy podjęto problem zwiększenia skuteczności fermentacji osadów ściekowych poprzez podanie osadu procesowi dezintegracji hydrodynamicznej

z użyciem zwięzki kawitacyjnej. W tym celu zaprojektowano i poddano modelowaniu matematycznemu zwięzkę kawitacyjną, którą zastosowano do dezintegracji osadu czynnego w celu uwolnienia z niego substancji organicznych, co wpływa na przyspieszenie procesu fermentacji, stosowanego często do stabilizacji osadów w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków [14–18]. Przyjęto, że rozerwanie komórek i uwolnienie wewnątrzkomórkowych substancji organicznych do otoczenia w następstwie kawitacji może w znaczący sposób wpłynąć na proces hydrolizy, który jest decydującym etapem fermentacji osadów.

Koncepcja i model fenomenologiczny przepływu

Ogólnie uznanym i przyjętym kryterium wystąpienia kawitacji hydrodynamicznej jest liczba kawitacji (σ), wyprowadzona na drodze elementarnej analizy zmian parametrów przepływu (p , v) w oparciu o równania ciągłości i zachowania energii [19–21]. Przyjmuje się, że jeżeli w pewnych arbitralnie obranych warunkach odniesienia energia całkowita cieczy wynosi e_μ , to w dowolnym przekroju jej strugi, gdzie prędkość przepływu wynosi v_o , a ciśnienie p_o , będzie zachodziła zależność:

$$e_\infty = \frac{v_o^2}{2} + \frac{p_o}{\rho} \quad (2)$$

Gdyby w warunkach tego przepływu ciecz miała ulec odparowaniu, to – zgodnie z diagramem fazowym – entalpia $i_o = p_o/\rho \rightarrow i_v = p_v/\rho$, czemu będzie towarzyszył przyrost energii kinetycznej o wartość $\chi v_o^2/2$, czyli zależność (2) przyjmie postać:

$$e_\infty = \frac{v_o^2}{2} + \chi \frac{v_o^2}{2} + i_v = \frac{(1+\chi)v_o^2}{2} + i_v \quad (3)$$

Kawitacja wystąpi wówczas, jeżeli liczba kawitacji spełni zależność:

$$\sigma = (1+\chi) = \frac{e_\infty - i_v}{\frac{v_o^2}{2}} \rightarrow 1 \quad (4)$$

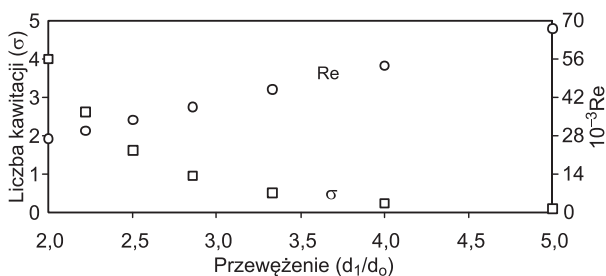
czyli współczynnik nadwyżki energii kinetycznej $\chi \rightarrow 0$. Jednak w warunkach przepływu rzeczywistego sposób ewolucji jego parametrów odbiega nieco od tak wyidealizowanego obrazu, stąd i warunek ten można uznać jedynie jako pewne oszacowanie zgrubne [20–22]. Zgodnie z równaniem ciągłości, zmianom $\sigma \rightarrow 1$ towarzyszy zmniejszenie użytecznego przekroju przepływu, co można osiągnąć poprzez:

Dr inż. K. Mirola: Akademia Techniczno-Humanistyczna, Wydział Budowy Maszyn i Informatyki, Katedra Podstaw Budowy Maszyn, ul. Willowa 2, 43–309 Bielsko-Biała, kmirola@ath.bielsko.pl

Dr inż. K. Grúbel, dr hab. A. Machnicka: Akademia Techniczno-Humanistyczna, Wydział Nauk o Materiałach i Środowisku, Zakład Mikrobiologii Środowiskowej, ul. Willowa 2, 43–309 Bielsko-Biała, kgrubel@ath.bielsko.pl

- wprowadzenie elementu przegradzającego strugę, np. w postaci perforowanej przegrody,
- zmianę ukształtowania ścian ograniczających strugę, np. przez wbudowanie w kanale zwężki.

Mimo iż oba te sposoby równie skutecznie prowadzą do powstania kawitacji, to jednak drugi z nich ogranicza do minimum możliwość odkładania się złogów osadów w obrębie stref martwych, czy wręcz utraty drożności kanału. Z tego względu w pracy zastosowano zwężkę i podjęto próbę doboru jej postaci geometrycznej i oceny warunków przepływu. Na rysunku 1 przedstawiono zależność liczby kawitacji (σ) od przewężenia, tj. ilorazu średnicy wlotowej (d_1) i gardzieli (d_0) zwężki (należy podkreślić, że z natury zależność ta ma charakter nieciągły, z uwagi na możliwości techniczne wykonania otworu o określonej średnicy). Wartości podane na rysunku 1 obliczono przy założeniu, że przepływająca ciecz ma właściwości fizyczne zbliżone do właściwości wody o temperaturze 10 °C.



Rys. 1. Wartości liczby kawitacji i liczby Reynoldsa badanych geometrii zwężki

Fig. 1. Values of cavitation and Reynolds numbers for the investigated geometries of the cavitation device

Zgodnie z rysunkiem 1, stan graniczny określa wartość przewężenia $d_1/d_0 \approx 2,9$, a wówczas $\sigma \approx 1$. Na potrzeby niniejszych badań założono wartość przewężenia $d_1/d_0 = 4$, co do której można oczekiwać, iż zagwarantuje wytworzenie rozwiniętej kawitacji. Zgodnie z rysunkiem 1, takiej wartości odpowiadają liczby charakterystyczne $\sigma \approx 0,25$ oraz $Re_0 \approx 54 \cdot 10^3$. Kryterium to może być wyłącznie pomocne do oceny, jaki stopień zdławienia strugi należy zastosować, natomiast nie dostarcza żadnych wskazówek odnośnie sposobu kształtowania samego kanału. Stąd też na etapie badań wstępnych zdecydowano się na numeryczną ocenę kilku geometrii zwężki w kontekście jej potencjału kawitacyjnego.

Ponieważ przy założonym przewężeniu d_1/d_0 przepływ będzie zawsze turbulentny (zgodnie z rys. 1), stąd najbardziej odpowiednim modelem fenomenologicznym będzie model klasy RANS o strukturze:

$$\frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_i} = 0 \quad \bar{v}_j \frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu \frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_j} - \overline{v_i v_j} \right) \quad (5)$$

przy czym naprężenia Reynoldsa określono z hipotezy lepkości turbulencyjnej Boussinesqa:

$$\nu_t = c_\mu \frac{k^2}{\epsilon} \quad (6)$$

wyliczając jej wartości z energii kinetycznej turbulencji:

$$k = 0,5 \overline{v_i v_i} \quad (6a)$$

i dyssypacji tej energii [23, 24]:

$$\epsilon = \nu_e \frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_j} \frac{\partial \bar{v}_j}{\partial x_i} \quad (6b)$$

Model fenomenologiczny uzupełniają następujące warunki brzegowe:

- w przekroju wlotowym, w przypadku pola prędkości, przyjęto warunek Dirichleta w postaci jednorodnego profilu prędkości, której wartość obliczono według wydajności pompy zasilającej zwężkę,

- na ścianach kanału, z uwagi na występowanie zjawiska adhezji, przyjęto zerowe wartości prędkości,

- założono, iż odpływ ze zwężki następuje do otoczenia, gdzie ciśnienie odniesienia wynosi 0 (nie oznacza to wartości ciśnienia w sensie fizycznym, lecz wartość stałej całkowania, względem której obliczone będą wartości ciśnień wg równań (5)),

- z uwagi na symetrię, w obliczeniach rozpatrywano wyłącznie 1/4 objętości kanału, wprowadzając dodatkowo warunki brzegowe właściwe w przypadku płaszczyzn symetrii.

Strukturę modelu fenomenologicznego przepływu uzupełnia zestaw stałych empirycznych właściwych w przypadku modelu przepływu turbulentnego $k-\epsilon$ ($c_\mu=0,09$, $c_{1\epsilon}=1,44$, $c_{2\epsilon}=1,92$, $\sigma_k=1,0$, $\sigma_\epsilon=1,3$) [23, 24].

Metodyka badań

Materiałem do badań był osad czynny z oczyszczalni ścieków stosującej zaawansowane procesy biologiczne oczyszczania ścieków, polegające na równoczesnym usuwaniu substancji organicznych oraz związków azotu i fosforu [25]. Jako miarę ilości związków organicznych zastosowano ChZT, oznaczone metodą dwuchromianową zgodnie z normą PN-ISO 6060:2006. Analizy mikroskopowe osadu wykonano z zastosowaniem mikroskopu jasnego pola Nikon Alphaphot-2 YS, wyposażonego w kamerę Panasonic GP-KR 222 oraz program do komputerowej obróbki obrazu Lucia ScMeas v. 4.51. Próbkę osadu do obserwacji mikroskopowych przygotowano w oparciu o barwienie metodą Neissera.

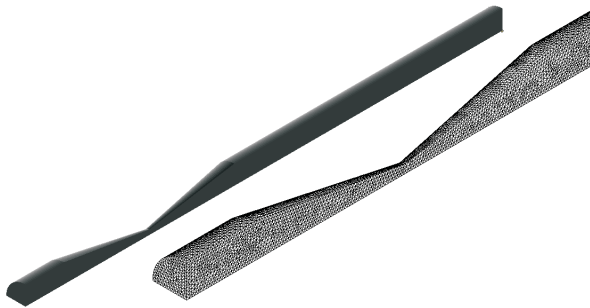
Badania wpływu procesu dezintegracji hydrodynamicznej na skuteczność uwalniania substancji organicznych z osadu czynnego przeprowadzono tłocząc osad przy pomocy pompy ślimakowej o wydajności 0,5 m³/h (pod ciśnieniem 12 bar) do zaprojektowanej w tym celu zwężki kawitacyjnej. Jednokrotny proces dezintegracji próbki osadu czynnego o objętości 25 dm³ trwał 3 min, co oznaczało 10- i 20-krotną recyrkulację osadu przez zwężkę w czasie odpowiednio 30 min i 60 min. Stopień dezintegracji osadu obliczono z równania (1). Chemiczną dezintegrację osadu przeprowadzano dodając do niego NaOH (1 mol/dm³) w stosunku 1:2, a następnie podgrzewano przez 10 min w temperaturze 90 °C.

Zestaw do fermentacji osadu składał się z reaktorów o pojemności 25 dm³, w których umieszczono osad czynny oraz osad czynny z dodatkiem osadu (20%, 40% i 80% objętościowo) po procesie dezintegracji. Po napełnieniu reaktory zostały uszczelnione i umieszczone w szafie termostatowanej w warunkach stałej temperatury 35 ± 2 °C. Objętość gazu powstającego w każdym reaktorze mierzono jednokrotnie w ciągu doby. Założono prowadzenie procesu fermentacji w czasie 20 d, zbliżonym do czasu prowadzenia tego procesu w skali technicznej.

Dobór postaci geometrycznej zwężki i ocena warunków przepływowych

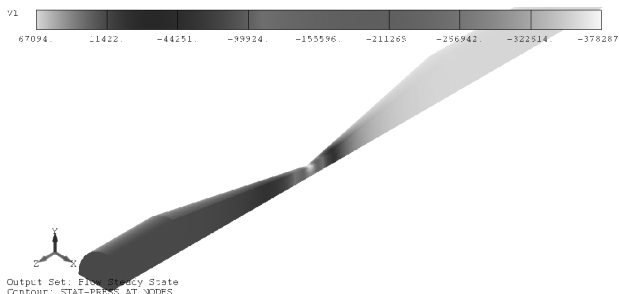
W najprostszej formie zwężka o założonym przewężeniu (d_1/d_0) mogłaby być utworzona przez wzajemne zestawienie konfuzora i dyfuzora. Przy takiej konfiguracji we

wstępnym wariacie (oznaczonym jako wariant 0) przeprowadzono symulację przepływu w kanale (rys. 2). Symulacje numeryczne wykonano przy użyciu TMG/MAYA Heat Transfer Technology, stanowiącego element pakietu symulacyjnego FEMAP Finite Element and Postprocessing.



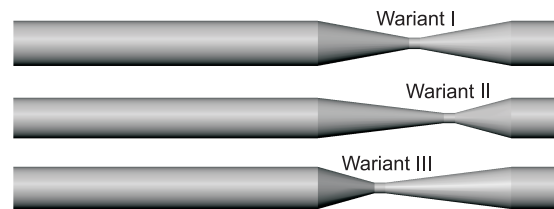
Rys.2. Wstępny model geometrii zwężki (wariant 0) i jego dyskretyzacja skończenie elementowa
Fig.2. Preliminary model of the geometry of cavitation (variant 0) and its finite element discretisation

Na rysunku 3 przedstawiono uzyskane w wyniku obliczeń rozkłady ciśnień statycznych (z dokładnością do założonej stałej całkowania – 0).



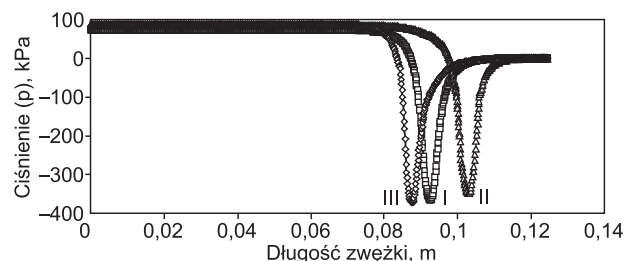
Rys.3. Rozkład ciśnień statycznych (wariant 0)
Fig.3. Static pressure distribution (variant 0)

W przekroju wlotowym zwężki utrzymywało się ciśnienie (względne) około 67,1 kPa, co przy założeniu iż jego wartość na wylocie wynosiła 0, określało wprost stratę wynikłą z oporów przepływu. Przepływając kanałem konfuzora struga ulegała gwałtownemu przyspieszeniu (prędkość wzrastała w nim od 1,76 m/s aż do ok. 27,0 m/s), czemu towarzyszył spadek ciśnienia, osiągając w gardzieli zwężki (0,5 mm po jej przekroczeniu) wartość względną -370 kPa. Dalej ciśnienie równie szybko i gwałtownie wzrastało, osiągając w odległości 0,6 mm już wartość większą o 100 kPa, a w odległości 1,3 mm od przewężenia wartość większą o 200 kPa. Zjawisko to powodowało, że tworzenie się pęcherzyków kawitacyjnych następowało w obrębie bardzo małej objętości. W tym znaczeniu takie rozwiązanie konstrukcyjne zwężki nie było szczególnie korzystne. Łatwo jednak można wprowadzić modyfikację, która umożliwi utrzymanie najniższych ciśnień (o niezmiennej wartości) na dłuższym odcinku kanału. Aby to osiągnąć wystarczy zwiększyć długość gardzieli, a więc w miejscu połączenia konfuzora z dyfuzorem wprowadzić odcinek cylindryczny o stałej średnicy (odpowiadający średnicy gardzieli wynikającej z założonej liczby kawitacji). Warto byłoby równocześnie przeanalizować, jaki wpływ na właściwości kawitacyjne wywarłoby zastosowanie asymetrycznego układu konfuzor/dyfuzor. W konsekwencji, w dalszym kroku rozpatrzono trzy warianty rozwiązania zwężki przedstawione na rysunku 4.



Rys.4. Zwężki w badanych wariantach
Fig.4. Cavitations in the variants examined

Przedstawione zwężki charakteryzowały się taką samą wartością liczby kawitacji ($\sigma=0,25$), a także długością całkowitą, jednak różniły się umiejscowieniem gardzieli, a więc proporcjami konfuzora i dyfuzora. Zestawienie uzyskanych wyników obliczeń rozkładów ciśnienia statycznego (z wariantem 0) wykazało, że – jak należało oczekiwać – nastąpił przyrost straty ciśnienia (Δp) na zwężce. O ile w wariacie wstępnym wynosiła ona 67,1 kPa, to już wprowadzenie odcinka cylindrycznego w gardzieli podniosło jej wartość do 74,0 kPa (wariant I), czyli o ponad 10%. Niesymetryczne umiejscowienie gardzieli spowodowało dalszy wzrost straty ciśnienia do 86,7 kPa (wariant II) i 84,6 kPa (wariant III), czyli o niespełna 30%. Odpowiadające poszczególnym wariantom (I, II i III) minimalne wartości ciśnień względnych wynosiły 390,9 kPa, 378,3 kPa i 420,1 kPa. Nie były to więc zmiany znaczące, choć zauważalne, bowiem sięgały najwyżej 11%. Bez trudu można byłoby obniżyć dalej minimalną wartość ciśnienia poprzez wydłużenie części cylindrycznej, jednak działanie takie niekoniecznie mogłoby okazać się ekonomicznie uzasadnione. Należy zauważyć, że już w tym przypadku strata ciśnienia wzrosła nawet o 30%. Nadrzędnym jednak celem tego działania było zwiększenie rozmiarów obszaru objętego kawitacją. Zmiany ciśnienia statycznego wzdłuż osi zwężki pokazano na rysunku 5.



Rys. 5. Rozkład względnego ciśnienia statycznego wzdłuż osi zwężki ($\sigma=0,25$)

Fig. 5. Distribution of relative static pressure along cavitation axis ($\sigma=0,25$)

Okazało się, że oddalenie gardzieli w stronę wylotu przyniosło pod każdym względem jednoznacznie niekorzystny skutek, gdyż nie tylko zmalało ciśnienie minimalne, ale znacznie zmniejszył się obszar objęty kawitacją. Najsilniejsze oddziaływanie kawitacyjne wystąpiło w przepływie przez zwężkę w wariacie III, a więc w zwężce w formie skróconego konfuzora, następnie krótkiej i cylindrycznej gardzieli oraz wydłużonego dyfuzora. W tym przypadku ciśnienie minimalne było najmniejsze, a jego zasięg największy.

Dezintegracja osadu czynnego

Destrukcja komórek mikroorganizmów osadu czynnego wywołana przez kawitację przeplywową prowadzi do uwolnienia, a tym samym do wprowadzenia do otaczającej cieczy uwolnionych związków organicznych.

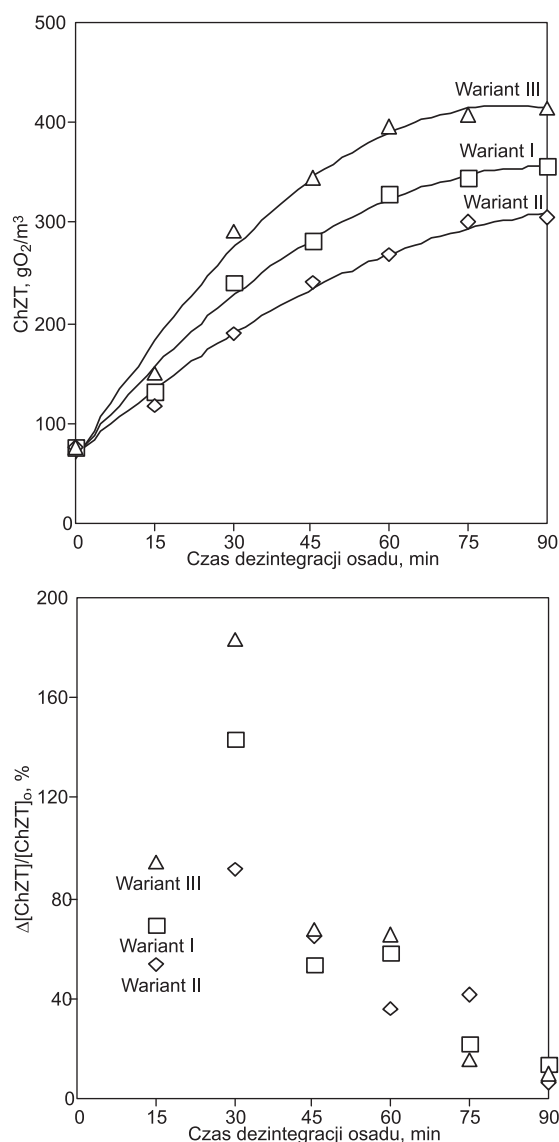
Ocena stopnia nasilenia tego zjawiska może być dokonana na podstawie zmian ChZT w fazie ciekłej. W celach porównawczych i praktycznego potwierdzenia wniosków wynikających z symulacji numerycznych, do dezintegracji osadu czynnego zastosowano trzy rozważane uprzednio warianty zwężek kawitacyjnych. Podczas dezintegracji osadu czynnego zwiększające się wartości ChZT zależały od czasu trwania dezintegracji oraz konstrukcji zwężki kawitacyjnej (rys. 6). Dezintegracja 30-minutowa doprowadziła do gwałtownego wzrostu wartości tego wskaźnika od wartości początkowej około $80 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ do $242 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant I), $190 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant II) i $292 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant III). Po wydłużeniu czasu dezintegracji o kolejne 30 min wystąpiło dalsze uwolnienie substancji organicznych z osadu do wartości $348 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant I), $286 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant II) oraz $395 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (wariant III).

Proces ten charakteryzował się dość dużą dynamiką, scharakteryzowaną przyrostem wartości ChZT w stosunku do jego wartości początkowej $\Delta[\text{ChZT}]_t/[\text{ChZT}]_0$. W okresie początkowym względny przyrost ChZT był dość duży i szybki, osiągając wartość maksymalną po około 30 min wynoszącą 143,1% (wariant I), 91,8% (wariant II) i 183,7% (wariant III). Jednak już po dalszych 15 min przyrost ChZT zmniejszył się odpowiednio do 53,6%, 63,7% i 67,3%, a w momencie zakończenia eksperymentu, czyli po 90 min od jego rozpoczęcia, wynosił zaledwie 14,2%, 6,5% i 10,3% (rys. 6). Wskazuje to na dość korzystne (w aspekcie ekonomicznym) cechy tej metody dezintegracji, gdyż uzyskuje się największą skuteczność w fazie początkowej i zbyteczne jest poddawanie osadu długotrwałej dezintegracji. Równocześnie wyniki te potwierdzają korzystne cechy i skuteczność działania zwężki kawitacyjnej w III wariantie geometrycznym.

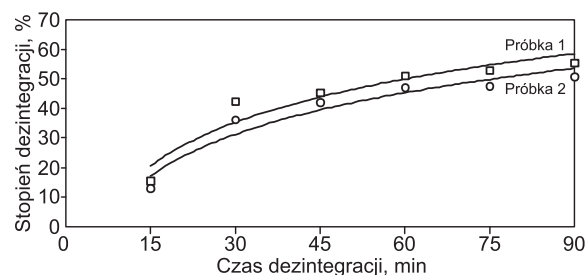
Zaobserwowane zmiany wartości ChZT, uzyskane podczas dezintegracji osadu czynnego, a także wyniki rozkładu ciśnień statycznych przeprowadzonych symulacji numerycznych potwierdziły, że zwężka w wariantie III, w stosunku do pozostałych, okazała się najbardziej skuteczna. Stąd też właśnie ten wariant zdecydowano się przyjąć w dalszych badaniach dezintegracji osadu.

Oceny ilości uwolnionych substancji organicznych (wyrażonych jako ChZT) w procesie dezintegracji osadu można dokonać przy pomocy tzw. stopnia dezintegracji, który określa skuteczność samego procesu niezależnie od tego, w jakich warunkach był prowadzony. Poddając dezintegracji osad czynny przy pomocy wybranej wcześniej dyszy kawitacyjnej następowało uwalnianie z czasem coraz większych ilości substancji organicznych. Zgodnie z oczekiwaniami, wraz z wydłużaniem czasu dezintegracji wzrastał równocześnie stopień dezintegracji próbek osadu obliczony według równania (1). Zmianę stopnia dezintegracji osadu (dwie wybrane próbki) w funkcji czasu przedstawiono na rysunku 7.

Znaczący wzrost stopnia dezintegracji osadu nastąpił w pierwszych 30 min prowadzenia procesu, co odpowiadało maksymalnie 10-krotnemu przepływowi osadu czynnego przez zwężkę. Osiągnięty w tym czasie stopień dezintegracji wyniósł około 42% (próbka 1) i 39% (próbka 2), a wydłużenie czasu o kolejne 30 min spowodowało wzrost stopnia dezintegracji odpowiednio o 10% i 11%. Niewielki wzrost stopnia dezintegracji osadu nastąpił również po kolejnych 30 min, jednakże tak długi czas może nie być uzasadniony ze względów energetyczno-ekonomicznych, co pokazuje pośrednio rysunek 6.



Rys. 6. Zależność ChZT cieczy osadowej od czasu dezintegracji osadu
Fig. 6. COD of supernatant related to time of activated sludge disintegration

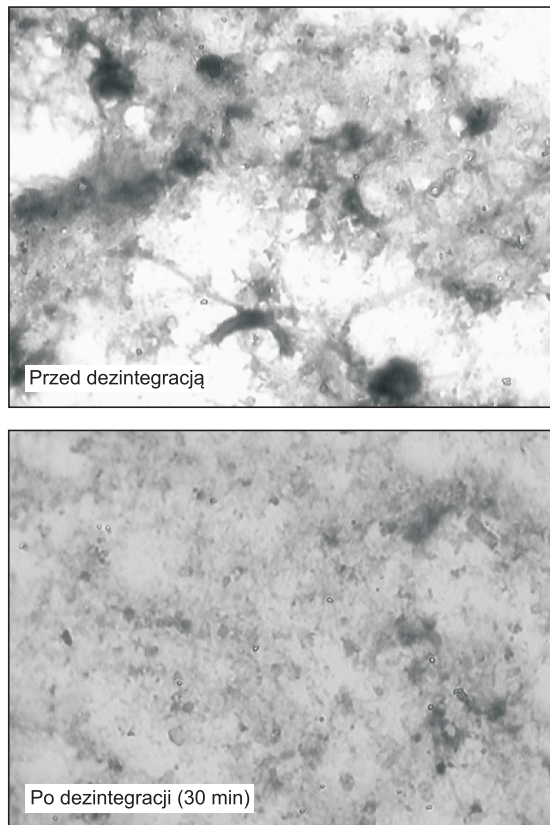


Rys. 7. Zależność stopnia dezintegracji (DD_M) od czasu dezintegracji osadu czynnego
Fig. 7. Degree of disintegration (DD_M) related to time of activated sludge disintegration

Zmiany biologiczne w osadzie czynnym

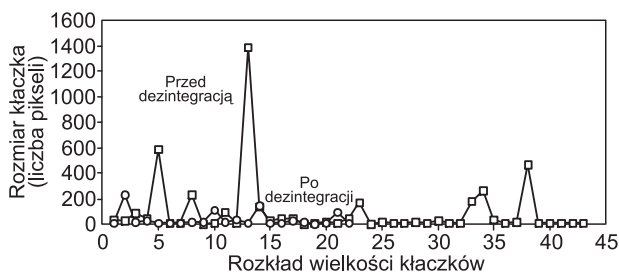
Potwierdzeniem destrukcji mikroorganizmów osadu czynnego były także obserwacje mikroskopowe wskazujące na wpływ kawitacji na zmiany fizyczne w strukturze osadu czynnego (rys. 8).

Celem ilościowej oceny zmian struktury mikroskopowej osadu jego obraz poddano segmentacji, a następnie



Rys. 8. Obraz mikroskopowy osadu czynnego przed i po dezintegracji hydrodynamicznej
Fig. 8. Micrograph of activated sludge before and after hydrodynamic disintegration

zidentyfikowano skupiska na podstawie zróżnicowania gęstości optycznej. Dodatkowo z obrazu odfiltrowano najdrobniejsze skupiska o rozmiarze poniżej 2×2 piksele. Uzyskane rozkłady wielkości skupisk, które w przybliżeniu odpowiadały rozmiarom kłaczków osadu, przedstawiono na rysunku 9.

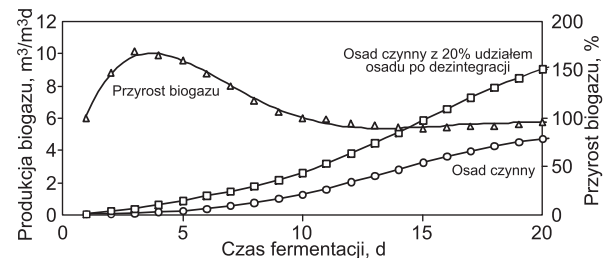


Rys. 9. Rozkład wielkości i rozmiar kłaczków osadu czynnego przed i po dezintegracji hydrodynamicznej
Fig. 9. Distribution of schedules and size of activated sludge flocs before and after hydrodynamic disintegration

W przypadku osadu przed dezintegracją w obrazie mikroskopowym zidentyfikowano 43 kłaczkę, których maksymalny rozmiar wynosił 1383 piksele. Średnia wielkość skupiska wynosiła 95,0 pikseli, przy odchyleniu standardowym 234,9 pikseli. W efekcie przeprowadzonej dezintegracji liczba kłaczków tworzących wyraźne struktury skupisk zmalała o połowę, a ich rozmiar nie przekraczał 227 pikseli (śr. 36,9 pikseli). Rozrzut wokół wartości średniej, mierzony odchyleniem standardowym, wyniósł w tym przypadku zaledwie 41,1 pikseli. Świadczyło to wyraźnie o silnie destrukcyjnym oddziaływaniu zastosowanej metody dezintegracji na struktury kłaczkowate osadu czynnego.

Wpływ dezintegracji osadu na produkcję biogazu

Rozrywanie komórek i uwalnianie wewnątrzkomórkowych substancji organicznych w wyniku kawitacji hydrodynamicznej może w znaczący sposób wpłynąć na proces hydrolizy, która jest ważnym etapem fermentacji. Uwolnienie w ten sposób substancji organicznych z osadu prowadzi do intensyfikacji procesu fermentacji, a tym samym zwiększenia ilości produkowanego biogazu. Uwzględniając uwarunkowania technologiczne oraz ewentualne ograniczenie negatywnego wpływu rozdrobnienia osadu na dalsze procesy odwadniania przefermentowanych osadów, założono dodatek ograniczonej ilości zdeintegrowanego osadu (po 30 min dezintegracji). Zmiany produkcji biogazu w ciągu 20 d fermentacji przedstawiono na rysunku 10. W próbie porównawczej osadu czynnego produkcja biogazu wynosiła $4,73 \text{ dm}^3/\text{dm}^3\text{d}$, podczas gdy w próbie z dodatkiem osadu zdeintegrowanego (80% obj. osadu czynnego i 20% obj. osadu poddanego dezintegracji) $9,04 \text{ dm}^3/\text{dm}^3\text{d}$. Dodatek 20% osadu zdeintegrowanego spowodował wzrost ilości powstałego biogazu prawie dwukrotnie, osiągając 95%.



Rys. 10. Produkcja biogazu podczas fermentacji osadu czynnego
Fig. 10. Production of biogas during fermentation of activated sludge

Zatem wprowadzenie do osadu czynnego dodatku niewielkiej ilości osadu zdeintegrowanego metodą kawitacji hydrodynamicznej w istotny sposób przyczyniło się do intensyfikacji produkcji biogazu. Tendencja ta była trwała i utrzymywała się w całym badanym zakresie, wskazując na praktyczne korzyści płynące z zastosowanie kawitacji przepływowej w układach oczyszczania ścieków i zagospodarowania osadów ściekowych.

Wnioski

♦ W celu wywołania kawitacji przepływowej należałoby preferować kanały oddziałujące dławiająco na przepływ.

♦ Przeprowadzone analizy numeryczne, poparte analizami chemicznymi i obserwacjami mikroskopowymi osadu czynnego, wykazały, że element dławiający powinien mieć postać kanału zbieżno-rozbieżnego. W takim kanale średnicę gardzieli należy dobrać odpowiednio do wartości liczby kawitacji, natomiast część wlotowa do przewężenia powinna mieć formę krótkiego konfuzora, zaś wylotowa – długiego dyfuzora. Taki sposób ukształtowania elementów przewężenia zapewni względnie niewielkie straty ciśnienia (i energii), a równocześnie spowoduje skuteczne oddziaływanie powstających pęcherzyków kawitacyjnych na osad czynny.

♦ Dezintegracja osadu czynnego z wykorzystaniem zjawiska kawitacji przepływowej spowodowała rozdrobnienie kłaczków i skuteczną lizę komórek bakteryjnych, prowadząc do uwolnienia substancji organicznych. Przyrost ChZT przekraczał nawet 190% wartości początkowej.

♦ Doprowadzenie części osadu zdeintegrowanego metodą kawitacji do procesu fermentacji przyczyniło się do znacznej intensyfikacji produkcji biogazu.

LITERATURA

1. C. BOUGRIER, C. ALBASI, J.P. DELGENES, H. CARRERE: Effect of ultrasonic, thermal and ozone pretreatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing* 2006, Vol. 45, pp. 711–718.
2. L. HUAN, J. YIYING, R.B. MAHAR, W. ZHIYU, N. YONGFENG: Effects of ultrasonic disintegration on sludge microbial activity and dewaterability. *Journal of Hazardous Materials* 2009, Vol. 161, pp. 1421–1426.
3. K. HIROOKA, R. ASANO, A. YOKOYAMA, M. OKAZAKI, A. SAKAMOTO, Y. NAKAI: Reduction in excess sludge production in a dairy wastewater treatment plant via nozzle-cavitation treatment: Case study of an on-farm wastewater treatment plant. *Bioresource Technology* 2009, Vol. 100, pp. 3161–3166.
4. J. KOPP, J. MÜLLER, N. DICHTL, J. SCHWEDES: Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically excess sludge. *Water Science and Technology* 1997, Vol. 36, pp. 129–136.
5. T. KIM, S. LEE, Y. NAM, J. YANG, C. PARK, M. LEE: Disintegration of excess activated sludge by hydrogen peroxide oxidation. *Desalination* 2009, Vol. 246, pp. 275–284.
6. D. KIM, E. JEONG, S. OH, H. SHIN: Combined (alkaline-ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. *Water Research* 2010, Vol. 44, pp. 3093–3100.
7. I. DOGAN, F. DILEK SANIN: Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method. *Water Research* 2009, Vol. 43, pp. 2139–2148.
8. L. CHU, S. YAN, X. XING, X. SUN, B. JURCIK: Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Research* 2009, Vol. 43, pp. 1811–1822.
9. M.R. SALSABIL, J. LAURENT, M. CASELLAS, C. DAGOT: Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 174, pp. 323–333.
10. C.A. WILSON, J.T. NOVAK: Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment. *Water Research* 2009, Vol. 43, pp. 4489–4498.
11. J. MÜLLER: Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment. *Water Science and Technology* 2000, Vol. 41, pp. 123–130.
12. J. MÜLLER: Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge. *Water Science and Technology* 2000, Vol. 42, pp. 167–174.
13. Polska Norma PN-86/H-04426.
14. M.S. MIAH, C. TADA, Y. YANG: Aerobic thermophilic bacteria enhance biogas production. *Journal Mater Cycles Waste Management* 2005, Vol. 7, pp. 48–54.
15. A. TIEHM, K. NICKEL, M. ZELHORN, U. NEIS: Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 8, pp. 2003–2009.
16. A. GRÖNROOS, H. KYLLÖNEN, K. KORPIJÄRVI, P. PIRKONEN, T. PAAVOLA, J. JOKELA, J. RINTALA: Ultrasound assisted method to increase soluble chemical oxygen demand (SCOD) of sewage sludge for digestion. *Ultrasonics Sonochemistry* 2005, Vol. 12, pp. 115–120.
17. X. YIN, P. HAN, X. LU, Y. WANG: A review on the dewaterability of bio-sludge and ultrasound pretreatment. *Ultrasonics Sonochemistry* 2004, Vol. 11, pp. 337–348.
18. S. YOON, H. KIM, S. LEE: Incorporation of ultrasonic cell disintegration into a membrane bioreactor for zero sludge production. *Process Biochemistry* 2004, Vol. 39, pp. 1923–1929.
19. C.E. BRENNEN: Fundamentals of Multiphase Flow. Cambridge University Press, New York 2005.
20. C.E. BRENNEN: Cavitation and Bubble Dynamics. Oxford University Press, New York 1995.
21. G. WANG, I. SENOCÁK, W. SHYY, T. IKOHAGI, S. CAO: Dynamics of attached turbulent cavitating flows. *Progress in Aerospace Sciences* 2001, Vol. 37, pp. 551–581.
22. P.R. GOGATE, A.B. PANDIT: A review and assessment of hydrodynamic cavitation as a technology for the future. *Ultrasonics Sonochemistry* 2005, Vol. 12, pp. 21–27.
23. T.J. CHUNG: Computational Fluid Dynamics. Cambridge University Press, Cambridge 2002.
24. D. DRIKAKIS, B.J. GEURTS [Eds.]: Turbulent Flow Computation. Kluwer Academic Publishers, New York 2004.
25. E. ZBOROWSKA, A. MUSZYŃSKI, M. ŁEBKOWSKA, J. PODEDWORNA, M. ŻUBROWSKA-SUDOŁ: Badania składu jakościowego bakterii występujących w osadzie czynnym akumulującym polifosforany. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 9–14.

Mirota, K., Grubel, K., Machnicka, A. Design and Assessment of Cavitation Device for Enhancement of Sewage Sludge Fermentation. *Ochrona Środowiska* 2011, Vol. 33, No. 1, pp. 47–52.

Abstract: Hydrodynamic cavitation is amongst the most promising methods of sewage sludge pretreatment. With this method, strong destruction and disruption of the sewage sludge microorganisms, and consequently an increment in the quantity of organic matter in the supernatant can be achieved. The aim of this study was to find the optimal design of the cavitation device for disintegrating the sewage sludge intended for fermentation. Making use of the CFD (Computational Fluid Dynamics) simulation methods, a variety of configurations with a constant cavitation number was considered and evaluated. Turbulent fluid flow was described in terms of the RANS (Reynolds Averaged Navier Stokes) model. With the pressure field distributions obtained in this way it was possible to choose three very

promising geometries of the cavitation device, which were then made subject to experimental verification. The efficiency of sewage sludge disruption was established in terms of the increment in the COD value of the supernatant. The investigated process was additionally assessed using the coefficient DD_M (Degree of Disintegration) calculated by Müller's method. It has been demonstrated that after 30-minute disintegration the COD value increased 3.65fold, and the calculated value of DD_M was 42%. Mesophilic digestion tests conducted in the cavitation device with sewage sludge samples disintegrated by the hydrodynamic method brought about a significant (approximately twofold) increase in biogas production. These findings substantiate the applicability of the proposed sewage sludge pretreatment method on a technical scale.

Keywords: Recirculated activated sludge, disintegration, computational modeling, $k-\epsilon$ model, hydrodynamic cavitation, degree of disintegration.