



Zmiana ilości wprowadzonej energii ultradźwięków do osadów ściekowych w zależności od zawartości w nich suchej masy

Kamila Parkitna, Mariusz Kowalczyk, Dorota Krzezińska
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

Badania nad kondycjonowaniem osadów ściekowych za pomocą pola ultradźwiękowego, prowadzone są już ponad trzydzieści lat [6, 38] i mają na celu określenie możliwości zwiększenia efektu ich zagęszczania i odwadniania [37] w połączeniu z innymi metodami stosowanymi w procesach ich kondycjonowania [23].

Ultradźwięki są uznawane za skuteczny czynnik kondycjonujący do między innymi dezintegracji osadów dla poprawy ich biodegradacji [33], a także są powszechnie uważane za narzędzie, którego zastosowanie powoduje wzrost efektywności mechanicznego odwadniania osadów ściekowych przy znikomym oddziaływaniu na środowisko [9]. Badania prowadzone przez różnych autorów wykazują, że kondycjonowanie osadów ściekowych ultradźwiękami może wpływać zarówno pozytywnie, jak i negatywnie na efekt odwadniania osadów [2]. Na i inni [27] zauważyli, że zastosowanie sonifikacji do przygotowania komunalnych osadów ściekowych przed odwadnianiem poprawiło odwadnialność, o czym świadczy spadek czasu ssania kapilarnego (CSK) wraz ze wzrostem dawki energii ultradźwiękowej. CSK obniżył się z 53 s dla próbki kontrolnej surowej do <14 s dla osadów sonifikowanych przy udziale energii ultradźwiękowej 2000 kJ/l. Yin i inni [36] wykazali, że zastosowanie wstępnej obróbki ultradźwiękowej osadów pochodzących z oczyszczania ścieków petrochemicznych poddanych odwadnianiu w procesie filtracji

spowodowało zmniejszenie wilgotności osadów z 99 do 80%. Zasadniczym elementem podczas nadźwiękawiania osadów ściekowych jest ilość wprowadzanej do nich energii ultradźwiękowej, ponieważ ma ona związek z efektem dyspersji lub koagulacji. Dostarczenie energii ultradźwięków powyżej 4400 kJ/kg s.m. powoduje pogorszenie procesu odwadniania. Wyniki te były zgodne z efektami odwadniania przy użyciu ultradźwięków uzyskanymi przez Chu i innych [11, 12], którzy zaobserwowali, że po zastosowaniu ultradźwięków o niskiej gęstości mocy i krótkim czasie ekspozycji w polu ultradźwiękowym zmniejszało się CSK osadów ściekowych.

Podstawą rozchodzenia się ultradźwięków w ośrodkach sprężystych jest ruch falowy. Istotą tego procesu jest założenie, że wywołane w ośrodku zaburzenie przemieszcza się od cząstki do cząstki z określoną prędkością. Każda cząstka wykonuje więc ruch drgający dokoła swego punktu równowagi, przekazując energię cząstkom sąsiednim, zajmującym inne położenie w przestrzeni [8, 35]. Optymalna częstotliwość pola ultradźwiękowego jest różna i zależy od ośrodka, który może być poddawany nadźwiękawianiu [5].

Czynne oddziaływanie ultradźwięków powoduje powstanie dużych sił lokalnych w polu ultradźwiękowym, a w konsekwencji prowadzi do procesów wywołujących zmiany makroskopowe ośrodka, zwykle nieodwracalne. Odpowiednio duża energia i amplituda fal umożliwia proces koagulacji lub dyspergowania ultradźwiękowego. Procesy te są jednak przeciwstawne, dlatego konieczne jest ściśle określenie parametrów nadźwiękawiania, ze względu na możliwość uzyskania niepożądanych efektów [31]. Efekty dyspergujące i koagulacyjne działania fal ultradźwiękowych zależą również od takich własności badanych układów, jak: lepkość cieczy, obecność elektrolitów i polielektrolitów, charakter składników, makrostruktura ośrodka, temperatura itd. [3, 4].

W początkowej fazie nadźwiękawiania, struktura osadów nie wykazuje większych zmian. Następnie miejsce ma dyspersja obserwowanych mikroorganizmów w wodzie. W kolejnym etapie dochodzi do koagulacji cząstek, której przyczyną są m.in. chaotyczne ruchy w nadźwiękawianym ośrodku, zaburzenia symetrii i podwójnej warstwy elektrycznej wokół poruszających się drobin oraz wytworzenie momentu dipolowego zwiększającego oddziaływanie między-molekularne [15].

2. Metodyka badań

Przed badaniami założono, że ilość energii dostarczanej do układów nadźwiękawianych jest nieliniowo zmienna w funkcji czasu. Badania prowadzono w celu wykazania, że ilość energii ultradźwięków, którą należy wprowadzić dla poprawienia podatności osadów na odwadnianie, jest wartością zmienną i zależną od właściwości osadów ściekowych, a w szczególności, że ilość wprowadzanej energii ultradźwięków zależy od zawartości suchej masy w preparowanych osadach.

Przedmiotem badań były osady ściekowe pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków Warta S.A. znajdującej się w Częstochowie, gdzie trafiają ścieki bytowo-gospodarcze z obszaru miasta. Stanowiły one mieszaninę osadów wstępnych i nadmiernych zagęszczonych, o różnym stopniu uwodnienia i różnej zawartości suchej masy. Osady I charakteryzowały się zawartością suchej masy na poziomie 21 [g/dm³], osady II – 35 [g/dm³], natomiast osady III – 49 [g/dm³]. W wyniku badań wstępnych określono parametry fizyko-chemiczne trzech grup badanych osadów ściekowych, co przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka fizyko-chemiczna badanych osadów ściekowych

Table 1. Physicochemical characteristics of the studied sewage sludge

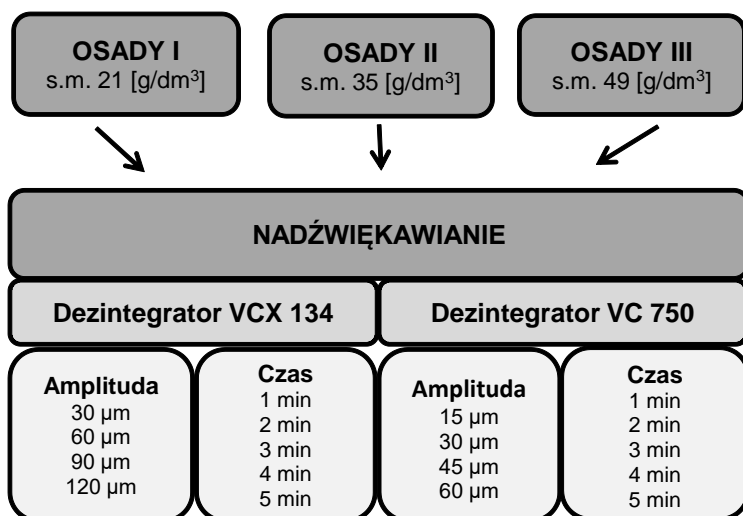
Oznaczenie	OSADY I	OSADY II	OSADY III
Uwodnienie [%]	97,9	96,5	95,1
Sucha masa [g/dm ³]	21	35	49
Zawartość substancji organicznych [%]	74		
Zawartość substancji mineralnych [%]	26		

Wszystkie trzy grupy badanych osadów ściekowych poddano sonifikacji w czasie 1, 2, 3, 4, i 5 minut przy użyciu dwóch typów dezintegratorów ultradźwiękowych: Vibra Cell VCX 134 o mocy 130 W, częstotliwości 40 kHz i amplitudzie maksymalnej równej 120 μm oraz Vibra Cell VC 750 o mocy 750 W, częstotliwości 20 kHz i maksymalnej amplitudzie równej 60 μm. Obydwa dezintegratory wyposażone były w koncentrator zanurzeniowy tzw. emiter o przekroju kołowym o średnicy odpowiednio 6 i 16 mm. W przypadku obydwu urządzeń, dla wymienio-

nych długości czasu sonifikacji, osady nadźwiewawiano z zastosowaniem amplitudy 25, 50, 75 i 100%, co w przypadku dezintegratora VC 134 odpowiadało długości fali równej kolejno: 30, 60, 90 i 120 μm , natomiast w przypadku dezintegratora VC 750 odpowiednio: 15, 30, 45 i 60 μm .

Badaniu poddano próby osadów o objętości 100 cm^3 każda. Zastosowane podczas nadźwiewawiania dezintegratory posiadały funkcję pomiaru ilości wprowadzonej energii względem czasu pracy urządzenia podawaną w J. Dokonano przeliczenia odnotowanej wielkości na gęstość energii wyrażoną w kJ/l . Przedstawione w dalszej części wartości gęstości energii stanowią średnią arytmetyczną uzyskaną z trzech powtórzeń.

Na rysunku 1 przedstawiono schematycznie przebieg przeprowadzonej dezintegracji ultradźwiękowej.



Rys. 1. Schemat przebiegu dezintegracji ultradźwiękowej

Fig. 1. A flow diagram of ultrasonic disintegration

3. Wyniki badań

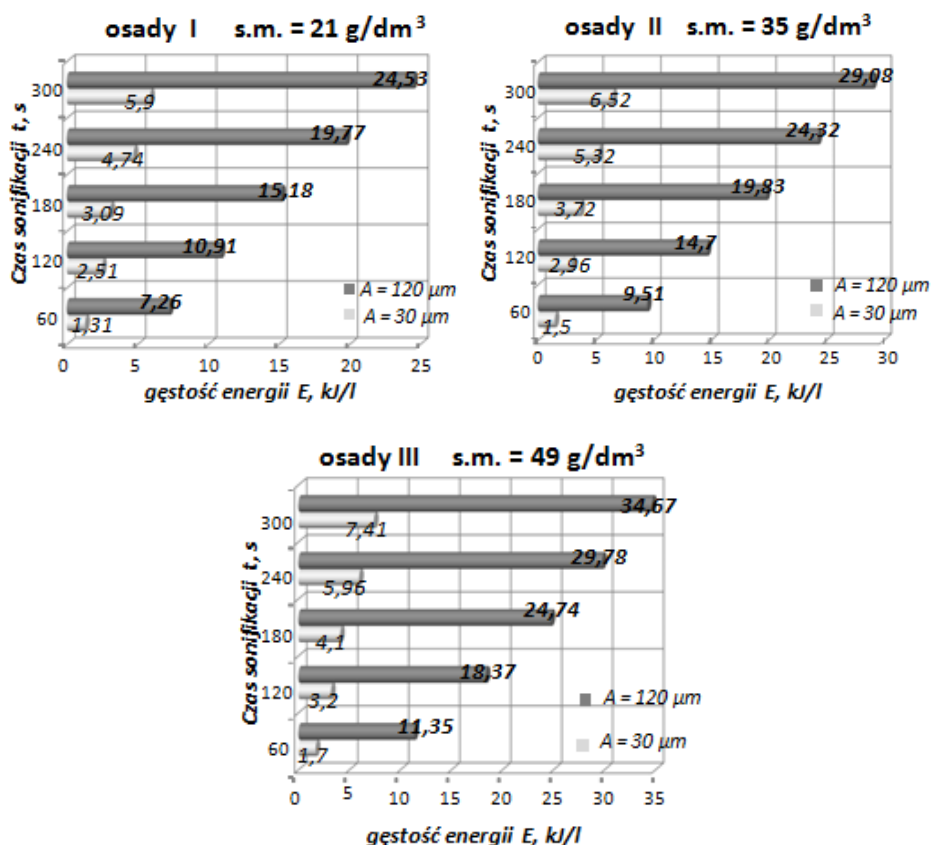
Koagulujące działanie fal ultradźwiękowych odgrywa istotną rolę w układach ciekłych. Efekty koagulującego działania fal ultradźwiękowych zależą między innymi od rozmiarów cząstek nadźwiewawianej zawiesiny i od częstotliwości dźwięku, przy czym dla każdej wielkości zawieszonych cząstek istnieje określony przedział częstości drgań,

w których w wyniku zderzeń dochodzi do koagulacji cząstek. Czynne oddziaływanie ultradźwięków wpływa na wzrost zdolności do lepszego przestrzennego upakowania się cząstek nadźwiękawanymi osadów, zwłaszcza osadów o sztywnej strukturze cząstek. Oddziaływanie fal ultradźwiękowych w wyraźny sposób wpływa na poprawienie się warunków odwadniania osadów w procesie filtracji. W tabeli 2 i na rysunku 2 przedstawiono zmiany gęstości energii wniesionej do osadów o różnej zawartości suchej masy podczas nadźwiękawiania z wykorzystaniem dezintegratora Vibra Cell VCX 134 o mocy 130 W.

Tabela 2. Zmiany gęstości energii wniesionej do osadów w wyniku bonifikacji z wykorzystaniem dezintegratora ultradźwiękowego Vibra Cell VCX 134

Table 2. Changes of energy density introduced into sludge as a result of sonification with the use of ultrasonic disintegrator Vibra Cell VCX 134

Dezintegrator VCX 134		GĘSTOŚĆ ENERGII [kJ/l]		
Nadźwiękawianie				
Amplituda	Czas [min]	OSADY I	OSADY II	OSADY III
25% (30 μm)	1	1,31	1,50	1,70
	2	2,51	2,96	3,20
	3	3,09	3,72	4,10
	4	4,74	5,32	5,96
	5	5,90	6,52	7,41
50% (60 μm)	1	2,88	3,48	3,96
	2	4,90	5,51	6,69
	3	8,22	9,16	10,14
	4	11,04	12,60	13,95
	5	14,90	15,87	16,93
75% (90 μm)	1	4,79	5,63	6,96
	2	7,50	8,97	11,93
	3	11,27	14,84	17,35
	4	16,74	19,96	23,35
	5	20,34	24,75	29,48
100% (120 μm)	1	7,26	9,51	11,35
	2	10,91	14,70	18,37
	3	15,18	19,83	24,74
	4	19,77	24,32	29,78
	5	24,53	29,08	34,67



Rys. 2. Zmiana ilości dostarczonej energii podczas sonifikacji osadów ściekowych przy zmiennych parametrach pola ultradźwiękowego i zawartości s.m. osadów (przy zastosowaniu dezintegratora Sonics Vibra cell VCX 134)
Fig. 2. Changes in the energy supplied during sonication of sewage sludge at variable parameters of ultrasound field and dry matter content (using ultrasound disintegrator Sonics Vibra cell VCX 134)

Niezależnie od wielkości amplitudy użytej podczas nadźwiękowania, najwyższą wartość gęstości energii odnotowano po najdłuższym czasie ekspozycji równym 5 minut. W każdym przypadku niezależnie od zawartości w osadach suchej masy wraz z wydłużeniem czasu sonifikacji, wartości gęstości energii rosły. Porównując wartości gęstości energii odnotowanej dla osadów nadźwiękowanych w określonym czasie, ale przy różnych wartościach amplitudy, zaobserwowano, że im wyższa była

amplituda, tym wartości omawianego parametru również przyjmowały wyższe wartości uzyskując dla osadów I, nadźwiękawianych w czasie równym 2 minuty z amplitudą wynoszącą 30 μm , gęstość energii wynosiła 2,51 [kJ/l], dla amplitudy 60 μm była równa 4,90 [kJ/l], dla 90 μm – 7,50 [kJ/l], natomiast dla 120 μm – 10,91 [kJ/l]. Wartości wprowadzanej energii ultradźwiękowej były ściśle związane z zawartością suchej masy w badanych osadach ściekowych.

Przy najwyższych stosowanych parametrach nadźwiękawiania ($t = 5 \text{ min}$, $A = 120 \mu\text{m}$) z użyciem rozpatrywanego dezintegratora dla osadów I uzyskano wartość gęstości energii równą 15,18 [kJ/l], dla osadów II – 19,83 [kJ/l], a dla osadów III – 24,74 [kJ/l]. W przypadku osadów III – o najwyższej zawartości suchej masy równej 49 [g/dm³] – przy największych parametrach nadźwiękawiania wprowadzono energię właściwą o wartości 504,89 kJ/kg s.m.

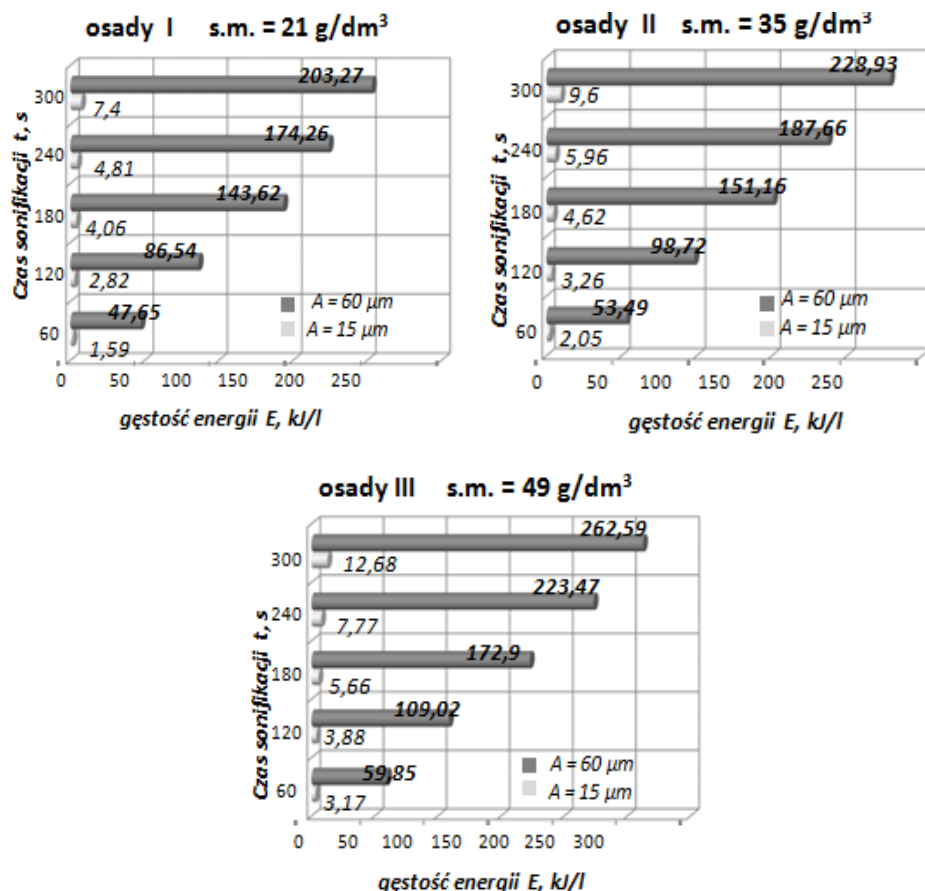
Zwiększając moc urządzenia nadźwiękawiającego (dezintegrator Vibra Cell VC 750 o mocy 750 W) uzyskano wartości zestawione w tabeli 3 i na rysunku 3. Podobnie, jak w przypadku nadźwiękawiania z użyciem dezintegratora o niższej mocy, niezależnie od wielkości amplitudy użytej podczas sonifikacji, najwyższą wartość gęstości energii odnotowano po najdłuższym czasie ekspozycji równym 5 minut.

W każdym przypadku wraz z wydłużeniem czasu nadźwiękawiania, wartości gęstości energii rosły. Dla osadów I, nadźwiękawianych w czasie równym 4 minuty z amplitudą wynoszącą 15 μm , gęstość energii wynosiła 7,77 [kJ/l], dla amplitudy 30 μm była równa 44,22 [kJ/l], dla 45 μm – 107,80 [kJ/l], natomiast dla 60 μm – 223,47 [kJ/l]. Również w przypadku sonifikacji z użyciem dezintegratora o mocy 750 W, wartości gęstości energii rosły wraz ze wzrostem zawartości suchej masy w badanych osadach ściekowych, gdzie przy najwyższej stosowanej amplitudzie i czasie 5 minut uzyskano wartości: dla osadów I – 203,27 kJ/l; osadów II – 228,93 kJ/l i dla osadów III – 262,59 kJ/l. Stanowiło to wartości energii właściwej dla osadów ściekowych o najwyższej zawartości suchej masy w ilości 5358,9 kJ/kg s.m. W porównaniu z wartością uzyskaną dla osadów ściekowych nadźwiękawianych z użyciem dezintegratora o niższej mocy (130 W) była to wartość około 10-krotnie większa.

Tabela 3. Zmiany gęstości energii wniesionej do osadów w wyniku sonifikacji z wykorzystaniem dezintegratora ultradźwiękowego Vibra Cell VC 750

Table 3. Changes of energy density introduced into sludge as a result of sonification with the use of ultrasonic disintegrator Vibra Cell VC 750

Dezintegrator VC 750		GĘSTOŚĆ ENERGII [kJ/l]		
Nadźwiękawianie				
Amplituda	Czas [min]	OSADY I	OSADY II	OSADY III
25% (15 μm)	1	1,59	2,05	3,17
	2	2,82	3,26	3,88
	3	4,06	4,62	5,66
	4	4,81	5,96	7,77
	5	7,40	9,60	12,68
50% (30 μm)	1	9,24	10,56	12,27
	2	17,48	20,29	22,19
	3	28,26	31,40	35,48
	4	33,90	39,10	44,22
	5	40,81	47,92	53,14
75% (45 μm)	1	26,74	31,52	44,04
	2	42,12	49,64	53,63
	3	69,24	78,54	84,72
	4	97,26	102,10	107,80
	5	113,65	125,93	137,62
100% (60 μm)	1	47,65	53,49	59,85
	2	86,54	98,72	109,02
	3	143,62	151,16	172,90
	4	174,26	187,66	223,47
	5	203,27	228,93	262,59



Rys. 3. Zmiana ilości dostarczonej energii podczas sonifikacji osadów ściekowych przy zmiennych parametrach pola ultradźwiękowego i zawartości s.m. osadów (przy zastosowaniu dezintegratora Sonics Vibra cell VC 750)

Fig. 3. Changes in the energy supplied during sonication of sewage sludge at variable parameters of ultrasound field and dry matter content (using ultrasound disintegrator Sonics Vibra cell VC 750)

4. Dyskusja wyników

Wstępna obróbka ultradźwiękami jest bardzo skuteczna w zmniejszaniu wielkości cząstek osadów ściekowych, a efektywność rozdrabniania osadów zależy od czasu trwania sonifikacji [7, 19, 20, 21, 22, 32], gęstości ultradźwięków [11, 12, 13, 16, 24, 25, 26, 29], mocy ultradźwięków [26, 28, 29, 34], a także od objętości osadów ściekowych

i ich właściwości [1, 10, 19, 20, 25, 26, 30]. Ze wzrostem czasu stosowania ultradźwięków zmniejsza się stopniowo wielkość cząstek osadów ściekowych, na przykład wielkość cząstek zmniejsza się z 165 do 135 i 85 μm przy zastosowanym czasie nadźwiękawiania odpowiednio 30 i 95 s [32]. Podobne zmiany wielkości cząstek osadów ściekowych ze 125 do 10 μm po czasie sonifikacji 5 min zaobserwowali Biggs i Lant[7]. Gonze i inni [19, 20] odkryli podobny trend zmiany wielkości cząstek osadów przy krótkich czasach sonifikacji, ale po czasie sonifikacji 10 min wielkość cząstek wzrosła stopniowo wraz ze wzrostem czasu stosowania ultradźwięków, po 30 s i wprowadzonej energii 3,9 kJ/l, 60 s – 7,8 kJ/l; 180 s – 23,4 kJ/l i 6 min – 46,8 kJ/l, wielkość cząstek zmalała z 66,9 μm do odpowiednio 55,1; 42,6; 24,2 i 18,1 μm . Wydłużając czas nadźwiękawiania do 10 min przy 78 kJ/l, 20 min – 156 kJ/l i 60 min – 468 kJ/l, uzyskano stopniowy wzrost wielkości cząstek odpowiednio do 19,5; 20,6 i 31,9 μm . Wzrost wielkości cząstek przy wyższych czasach sonifikacji jest wynikiem ponownej flokulacji cząstek. Początkowo kłaczkki są rozdrabniane, ale wraz z wydłużeniem czasu nadźwiękawiania ze względu na rozpad komórek uwalniane są wewnątrzkomórkowe polimery, które biorą udział przy ponownej flokulacji kłaczek osadów ściekowych [16, 19, 20, 22]. Wzrost uwalnianych biopolimerów o właściwościach „kleistych” przyczynia się do powstawania biokłaczek, a te z kolei tworzą funkcjonalne grupy, takie jak grupy hydroksylowe i ujemnie naładowane grupy karboksylowe [39]. Niski poziom gęstości mocy ultradźwięków nie ma wpływu na zmianę rozmiaru kłaczek osadów ściekowych. Rozdrabnianie kłaczek osadów ściekowych zwiększa się wraz ze wzrostem gęstości mocy ultradźwięków i wydłużaniem czasu ich stosowania. Na przykład, rozmiar kłaczek osadowych zmniejsza się z 94 do mniej niż 3 μm przy ultradźwiękach o gęstości mocy 0,22 i 0,44 W/cm^3 [11, 12, 13]. Cao i inni [14] uzyskali zmniejszenie cząstek z 51 do 15 μm przy gęstości mocy 0,52 W/cm^3 , a przy gęstości 0,33 W/cm^3 z 51 do 19 μm . W stałym czasie sonifikacji 60 min uzyskano zmniejszenie wielkości kłaczek poniżej 3 μm przy zastosowanych gęstościach mocy ultradźwięków 0,33 i 0,44 W/cm^3 . Dlatego też przy wyższej zawartości suchej masy w osadach początkowa ilość dostarczanej energii ultradźwięków (potrzebna na rozbitcie kłaczek) jest wysoka, następnie po dyspersji cząstek osadów i wydłużaniem nadźwiękawiania nie obserwowano proporcjonalnego jej przyrostu. Badania mikroskopo-

we ujawniają, że struktura kłaczków zostanie zniszczona całkowicie po 60 min sonifikacji, więc dalsze wydłużanie czasu stosowania pola ultradźwiękowego lub zwiększanie poziomu mocy nie wpływa już na rozpad kłaczków a generuje tylko wzrost kosztów nadźwiękawiania. Bougrier i inni [9] oceniali wpływ ultradźwięków na zmianę wielkości cząsteczek w zakresie od 0,4 do 1000 μm w osadach nadmiernych przy częstotliwości 20 kHz przy zmiennych nakładach energetycznych. Wzrost ilości cząstek mniejszych niż 1 μm zaobserwowano przy zwiększonej ilości dostarczonej energii właściwej ultradźwięków. Na przykład, przy zastosowaniu energii właściwej ultradźwięków $E_s = 14\ 550\ \text{kJ/kg s.m.}$ cząstki o rozmiarze $\geq 1\ \text{mm}$ zajmują 1,5% całej próbki [19, 20]. Ultradźwięki rozbijają więcej i skuteczniej małe cząstki niż duże, co potwierdzają badania przeprowadzone przez Fenga [17, 18], Na [27] i El-Hadj [16].

5. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań oraz po analizie otrzymanych wyników, można stwierdzić, że ilość wprowadzonej energii ultradźwięków do osadów ściekowych zależy ściśle od zawartości w nich suchej masy.

Zmiana gęstości energii wniesionej do osadów podczas nadźwiękawiania pozwala na sformułowanie następujących wniosków:

- Wraz ze wzrostem zawartości suchej masy wzrasta ilość wprowadzonej energii do osadów.
- Niezależnie od mocy użytego do sonifikacji dezintegratora, dla każdej rozpatrywanej amplitudy, wraz z wydłużeniem czasu ekspozycji, wartości gęstości energii nieliniowo rosły.
- Gęstość energii odnotowana dla osadów nadźwiękawianych w określonym czasie, zmieniała się w zależności od zastosowanej amplitudy. Im wyższa była amplituda, tym ilość wniesionej energii również przyjmowała wyższe wartości.

Badania przeprowadzono w ramach BS/MN-401-311/11.

Literatura

1. **Akin B., Khanal S.K., Sung S., Grewell D., Van-Leeuwen J.:** *Ultra-sound pre-treatment of waste activated sludge*. WaterSci. Technol., 6, 35–42 (2006).
2. **Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T.:** *Wpływ parametrów warstwy filtracyjnej oraz sposobu preparowania osadów ściekowych na efekty ich odwadniania*. Gosp. Opad. Kom., V, 129–138 (2009).
3. **Bień J.:** *Ultradźwięki w gospodarce osadowej*. Materiały konferencyjne „Nowe spojrzenie na osady ściekowe”, Częstochowa, 2003.
4. **Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T.:** *Skuteczność odwadniania osadów kondycjonowanych substancjami chemicznymi w metodach łączonych ultradźwiękami*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Inżynieria i Ochrona Środowiska Nr 1, Tom 11, 65–72 (2008).
5. **Bień J., Stępiak L., Wolny L.:** *Ultradźwięki w dezynfekcji wody i preparowaniu osadów ściekowych przed ich odwadnianiem*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Seria Monografie nr 37, Częstochowa, 1995.
6. **Bień J., Wolny L., Wolski P.:** *Działanie ultradźwięków i polielektrolitów w procesie odwirowania osadów ściekowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Nr 4, Tom 1, 41–50 (2001).
7. **Biggs C., Lant P.:** *Identifying the Mechanisms of Activated Sludge Flocculation*. Env. Engin. Res. Eve., 1998.
8. **Boruszko D.:** *Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych – ćwiczenia laboratoryjne*. Politechnika Białostocka, Białystok, 2001.
9. **Bourgier C., Albasi C., Delgenes J.P., Carrere H.:** *Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability*. Chem. Eng. Process., 45, 711–718 (2006).
10. **Bourgier C., Carrere H., Delgenes J.P.:** *Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment*. Chem. Eng., 106, 163–169 (2005).
11. **Chu C.P., Chang B.V., Liao G.S., Jean D.S., Lee D.J.:** *Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge*. Water Res., 35, 1038–1046 (2001).
12. **Chu C.P., Lee D.J.:** *Experimental analysis of centrifugal dewatering process of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge*. Water Res., 35 (10), 2377–2384 (2001).
13. **Chu C.P., Lee D.J., You C.S., Tay J.H.:** *Weak ultrasonic pretreatment on anaerobic digestion of flocculated activated biosolids*. Water Res., 36, 2681–2688 (2002).
14. **Cao X.Q., Chen J., Cao Y.L., Zhu J.Y., Hao X.D.:** *Experimental study on sludge reduction by ultrasound*. Water Sci. Technol., 54, 87–93 (2006).
15. **Dutkiewicz E.:** *Fizykochemia powierzchni*. WNT, Warszawa, 1998.

16. **El-Hadj T.B., Dosta J., Marquez-Serrano R., Mata-Alvarez J.:** *Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal.* Water Res., 41, 87–94 (2007).
17. **Feng X., Deng J., Lei H., Bai T., Fan Q., Li Z.:** *Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning.* Biores. Technol., 100, 1074–1081 (2009).
18. **Feng X., Lei H.Y., Deng J.C., Yu Q., Li H.L.:** *Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically.* Chem. Eng. Process., 48, 187–194 (2009).
19. **Gonze E., Commenges N., Gonthier Y., Bernis. A.:** *High frequency ultrasound as a pre- or a post-oxidation for paper mill wastewaters and landfill leachate treatment.* Chem. Eng. J., 92, 215–225 (2003).
20. **Gonze E., Pillot S., Vallete E., Gonthier Y., Bemis, A.:** *Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor.* Chem. Eng. Process., 42, 965–975 (2003).
21. **Guangming Z., Panyue Z., Yanming C.:** *Ultrasonic enhancement of industrial sludge setting ability and dewatering ability.* Sci. Technol., 11, 373–378 (2006).
22. **Jorand F., Zartarian F., Thomas F., Block J.C., Bottero J.Y., Villemin G., Urbain V., Manem J.:** *Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocs.* Water Res., 29, 1639–1647 (1995).
23. **Kowalczyk M.:** *Wspomaganie procesów odwadniania osadów ściekowych.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Seria Monografie nr 221, Częstochowa, 2012.
24. **Laurent J., Casellas M., Pons M.N., Dagot C.:** *Flocs surface functionality assessment of sonicated activated sludge in relation with physico-chemical properties.* Ultrason. Sonochem., 16, 488–494 (2009).
25. **Mao T., Hong S.Y., Show K.Y., Tay J.H., Lee D.J.:** *A comparison of ultrasound treatment on primary and secondary sludges.* Water. Sci. Technol., 50, 91–97 (2004).
26. **Mao T., Show K.Y.:** *Performance of high-rate sludge digesters fed with sonicated sludge.* Water. Sci. Technol., 54, 27–33 (2006).
27. **Na S., Kim Y-U., Khim J.:** *Physiochemical properties of digested sludge with ultrasonic treatment.* Ultrason. Sonochem., 14, 281–285 (2007).
28. **Rawle A.:** *Basic principles of particle-size analysis.* Surf. Coat. Int., 86, 58–65 (2003).
29. **Show K.Y., Mao T., Lee D.J.:** *Optimization of sludge disruption by sonication.* Water Res., 41, 741–747 (2007).

30. **Sridhar P., Puspendu B., Song Y., LeBlanc R.J., Tyagi R.D., Surampalli R.Y.:** *Ultrasonic pretreatment of sludge: A review.* Ultrason. Sonochem., 18, 1–18 (2011).
31. **Śliwiński A.:** *Ultradźwięki i ich zastosowania.* WNT, Warszawa, 1993.
32. **Tiehm A., Nickel K., Neis U.:** *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge.* Water. Sci. Technol., 36, 121–128 (1997).
33. **Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U.:** *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization.* Water Res., 35, 2003–2009 (2001).
34. **Wang F., Ji M., Lu S.:** *Influence of ultrasonic disintegration on the dewaterability of waste activated sludge.* Env. Prog., 25, 257–260 (2006).
35. **Wolny L.:** *Ultradźwiękowe wspomaganie procesu przygotowania osadów ściekowych do odwadniania.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2005.
36. **Yin X., Lu X.P., Han P.F., Wang Y.R.:** *Ultrasonic treatment on activated sewage sludge from petro-plant for reduction.* Ultrasonics, 44, 397–399 (2006).
37. **Zawieja I., Wolny L.:** *Wpływ mocy procesora ultradźwiękowego na biodegradowalność osadów ściekowych.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1719–1730 (2011).
38. **Zielewicz-Madej E.:** *Ultradźwięki w odwadnianiu osadów ściekowych.* Akustyka Molekularna i Kwantowa, IPPT PAN Polskie Towarzystwo Akustyczne, Gliwice, 14, 265–269 (1993).
39. **Zhang P.Y., Zhang G.M., Wang W.:** *Ultrasonic treatment of biological sludge: floc disintegration, cell lysis and inactivation.* Biores. Technol., 98, 207–210 (2007).

Change of Ultrasound Energy Amount Put Into Sewage Sludge Depending on their Content of Dry Mass

Abstract

Despite of many studies on the use of ultrasonic disintegration for sewage sludge conditioning, have not yet been generally accepted indicators to choose the best parameters of used ultrasound to assist in the process of dewatering sludge. Still the most important issue is to adjust proper quantities of introduced energy depending on the characteristic parameters of sewage sludge.

The publication presents the results of studies which purpose was to determine the relation of ultrasound energy introduced during sonification of sewage sludge with variable contents of their dry mass.

Based on the survey and after analysis of the results, we can conclude that the amount of ultrasound energy introduced into the sewage sludge depends strictly on the content of their dry mass. Together with the increase of dry matter content, grows the amount of energy introduced into sludge. Regardless of the used disintegrator's power for sonification, for each analyzed amplitude, together with increasing exposure time, density of energy increased nonlinearly. For sludge treated sonification at a specific time, value of this parameter was also changing nonlinearly to the size of used amplitude. The greater the value of the amplitude, the quantity of energy introduced had higher values.