

Agnieszka MONTUSIEWICZ¹

WPŁYW BIOAUGMENTACJI NA UWALNIANIE BIOGENÓW W PROCESIE BEZTLENOWEJ STABILIZACJI OSADÓW ŚCIEKOWYCH

IMPACT OF BIOAUGMENTATION ON NUTRIENT RELEASE IN ANAEROBIC DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE

Abstrakt: Beztlenowa stabilizacja osadów ściekowych jest powszechnie stosowana jako metoda ich przeróbki w oczyszczalniach ścieków komunalnych. W wyniku beztlenowego rozkładu substancji organicznych zachodzi uwalnianie azotu amonowego i fosforu fosforanowego do wód osadowych, zawracanych następnie do bioreaktorów oczyszczających ścieki. Może to skutkować przeciążeniem osadu czynnego, a w efekcie - obniżeniem sprawności usuwania związków biogenych i wzrostem kosztów oczyszczania. Prezentowana praca dotyczy badań nad wpływem bioaugmentacji na uwalnianie związków biogenych podczas fermentacji metanowej osadów ściekowych. Bioaugmentację prowadzono z wykorzystaniem dwóch dawek komercyjnego preparatu Arkea[®], odpowiednio 9 i 13% w stosunku objętościowym. W oparciu o stężenia azotu amonowego i fosforu fosforanowego wyznaczono wartości współczynników uwalniania w układzie bioaugmentowanej fermentacji osadów ściekowych oraz w układzie, w którym bioaugmentacji nie prowadzono. Z uzyskanych danych wynika, że uwalnianie związków biogenych do wód osadowych występowało w obu badanych układach, jednak wyższe wartości otrzymano w układzie z bioaugmentacją. W przypadku układu wspomaganego biopreparatem współczynnik amonifikacji wyniósł 4,8 oraz 4,6, odpowiednio dla dawki Arkea[®] 9 i 13%, natomiast dla osadów ściekowych był nieco niższy - 4,5. Analogiczny trend wystąpił w przypadku fosforu fosforanowego. Współczynnik uwalniania fosforanów w obecności 9 i 13% preparatu Arkea[®] osiągnął wartość odpowiednio 1,2 oraz 1,3, a w układzie bez dodatku biopreparatu 1,1. Bioaugmentacja nie wpłynęła jednak istotnie na uwalnianie związków biogenych w procesie beztlenowej stabilizacji osadów ściekowych, a stężenia biogenów w wodach pofermentacyjnych nie wzrosły w porównaniu z osadami ściekowymi.

Słowa kluczowe: bioaugmentacja, beztlenowa stabilizacja, osady ściekowe, amonifikacja, uwalnianie fosforanów

Wstęp

Beztlenowa stabilizacja jest powszechnie stosowana w oczyszczalniach ścieków komunalnych obsługujących średnie i duże jednostki osadnicze jako metoda zapewniająca efektywne wytwarzanie energii z osadów ściekowych [1]. Produktem przemian fermentacji metanowej jest biogaz stanowiący nośnik energii oraz odpady pofermentacyjne, które przy spełnieniu określonych wymogów mogą być poddawane recyklingowi organicznemu [2]. W ostatnim dziesięcioleciu uwaga badaczy skupiona była głównie na zagadnieniach intensyfikacji wytwarzania biogazu. W tym zakresie można wskazać cztery kierunki badawcze. Pierwszy z nich dotyczył wstępnej obróbki osadów poprzedzającej ich beztlenowy rozkład. Wykazano, że zastosowanie jednej z metod lub połączonych metod - mechanicznej, termicznej, chemicznej lub biologicznej - prowadzi do dezintegracji osadów, a w efekcie do zwiększenia ich biodegradowalności [3-8]. Kierunek drugi związany był z zastosowaniem dwustopniowych układów fermentacji o zróżnicowanych warunkach środowiskowych, np. wydzielania fazy kwaśnej w I stopniu lub stosowania fermentacji

¹ Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, ul. Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, tel. 81 53 84 325, email: a.montusiewicz@wis.pol.lublin.pl

^{*} Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole'14, Jarnołtówek, 15-17.10.2014

dwustopniowej o zmiennej temperaturze faz [9]. Kolejny obszar badań stanowiła współfermentacja dwu- lub wielosubstratowa, zapewniająca intensyfikację produkcji biogazu z osadów ściekowych bez konieczności rozbudowy istniejących obiektów [10-12].

Do najnowszych trendów należy zaliczyć wspomaganie procesu fermentacji poprzez bioaugmentację. Bioaugmentacja to praktyka wprowadzania wyspecjalizowanych szczepów mikroorganizmów rodzimych lub allochtonicznych do gruntu, wód podziemnych lub bioreaktorów w celu zwiększenia aktywności systemu. W systemach beztlenowych była stosowana, by zapewnić wzrost szybkości przemian metabolicznych, rozkład związków słabych, intensyfikację metanogenezy oraz zwiększenie szybkości rozkładu związków organicznych opornych na biodegradację, a także by skrócić okres rozruchu reaktorów i fazę adaptacji mikroorganizmów w warunkach ekspozycji na działanie czynników toksycznych [13-16]. Najnowsze doniesienia wskazują na zastosowanie tej praktyki jako strategii postępowania w warunkach inhibicji amoniakiem [17].

Wyspecjalizowane szczepy do bioaugmentacji można uzyskać poprzez hodowlę w warunkach laboratoryjnych połączoną z selekcją szczepów, stosując hodowlę *in-situ*, wykorzystującą rodzime konsorcja metanogenów, lub kupując produkty komercyjne (biopreparaty) przeznaczone do określonych zastosowań [13, 15, 18]. Z uwagi na aspekty praktyczne preparaty komercyjne wykazują szereg zalet. Są łatwe w pozyskaniu, magazynowaniu i dozowaniu, dostępne zazwyczaj w postaci roztworów, co zapewnia utrzymanie stałego stężenia mikroorganizmów dostarczanych do systemu, a ponadto mogą zawierać enzymy przyspieszające anaerobowy rozkład biopolimerów oraz mikroskładniki kluczowe dla procesów beztlenowych (Fe, Ni, Cu, Mn, Zn, Se i Mo). Wadą stosowania preparatów komercyjnych w badaniach jest brak możliwości przedstawienia szczegółowej charakterystyki chemicznej i mikrobiologicznej z uwagi na ochronę patentową. Mimo wspomnianego ograniczenia, badania z użyciem preparatów komercyjnych powinny być prowadzone, gdyż takie preparaty są najczęściej stosowane w praktyce.

Beztlenowy rozkład materii organicznej zawierającej azot i fosfor jest nierozzerwalnie związany z uwalnianiem związków biogenych do wód osadowych (pofermentacyjnych). W oczyszczalniach komunalnych stosujących fermentację wody te są zawracane i kierowane do głównego ciągu technologicznego celem ich dalszego oczyszczania. Natężenie przepływu strumienia wód pofermentacyjnych jest wprawdzie stosunkowo niskie w porównaniu z głównym strumieniem oczyszczanych ścieków, jednak z uwagi na wysoki ładunek związków biogenych mogą one stanowić 10-30% obciążenia bioreaktora ładunkiem azotu oraz 10-80% obciążenia ładunkiem fosforu [19]. Wysokie stężenie związków biogenych w wodach pofermentacyjnych może prowadzić do przeciążenia osadu czynnego, a w efekcie do obniżenia sprawności usuwania związków biogenych oraz wzrostu kosztów oczyszczania. Z drugiej strony najnowsze trendy technologiczne wskazują na istotną rolę procesów beztlenowych dla ochrony zasobów i recyklingu materiałowego (odzysku biogenów z odpadów) [20].

Prezentowana praca dotyczy badań nad wpływem bioaugmentacji na uwalnianie związków biogenych podczas fermentacji metanowej osadów ściekowych. Bioaugmentację prowadzono z wykorzystaniem dwóch dawek komercyjnego preparatu Arkea®.

Materiał i metody

W badaniach substratem były osady ściekowe zagęszczone (wstępny i nadmierny), pobierane raz w tygodniu z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych w Puławach. Po przewiezieniu do laboratorium sporządzano mieszaninę, zachowując proporcję udziałów objętościowych osadu wstępnego do nadmiernego 60:40. Całość homogenizowano, cedzono za pomocą sita o wielkości prześwitów 5 mm i przelewano do pojemników. Tak przygotowane próbki przechowywano w chłodziarce laboratoryjnej w temperaturze 4°C. Na godzinę przed podaniem wsadu do reaktora próbki pozostawiano w temperaturze pokojowej. Skład chemiczny osadów mieszanych (dane z okresu rocznego) przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1
Charakterystyka chemiczna osadów ściekowych mieszanych

Sewage sludge (SS) composition

Table 1

Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia	Granice przedziału ufności, $\alpha = 0,05$
ChZT	[g · m ⁻³]	43 316	40 990/45 642
ChZT _{rozp}	[g · m ⁻³]	1806	1047/2565
Lotne kwasy tłuszczowe (LKT)	[g · m ⁻³]	1091	604/1578
Odczyn pH		6,77	6,65/6,89
Zasadowość	[g · m ⁻³]	837	740/934
Sucha masa (sm)	[g · m ⁻³]	37,6	36,1/39,1
Substancje organiczne (smo)	[g · m ⁻³]	29,0	27,8/30,2
Azot ogólny N _{og}	[g · m ⁻³]	2103	1885/2321
Azot amonowy N-NH ₄ ⁺	[g · m ⁻³]	126	96/156
Fosfor ogólny P _{og}	[g · m ⁻³]	337	306/368
Fosfor fosforanowy P-PO ₄ ³⁻	[g · m ⁻³]	119	104/134

Do bioaugmentacji wykorzystano roztwór komercyjnego biopreparatu firmy ArchaeaSolutions Inc., zawierającego mikroorganizmy z domeny Archaea. Z uwagi na ochronę patentową szczegółowa charakterystyka składu biopreparatu nie może być przedstawiona. Roztwór biopreparatu przygotowywano w sposób ciągły według procedury producenta. Średnia zawartość suchej masy wynosiła 0,47 g · kg⁻¹, a zawartość związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem smo - 0,042 g · kg⁻¹. Stężenia związków biogenych w roztworze kształtowały się na poziomie co najmniej trzy rzędy wielkości niższym w porównaniu z osadami ściekowymi.

Badania procesu fermentacji prowadzono w trzech reaktorach mezofilowych (35 ± 1°C) o objętości czynnej 40 dm³ (każdy), w systemie quasi-przepływowym. Reaktory pracowały w warunkach pełnego wymieszania (mieszadło mechaniczne z prędkością obrotową 50 min⁻¹). Instalacja biogazu obejmowała przewody biogazu, zbiornik wyrównawczy ciśnienia, przepływomierz masowy z automatyczną rejestracją danych (Aalborg, USA) oraz osprzęt, w tym króciec z membraną gumową do poboru próbek gazu. Stanowisko badawcze uzupełniała pompa perystaltyczna oraz zbiorniki do zasilania substratem i odbioru osadów prefermentowanych.

Eksperymenty prowadzono w trzech reaktorach, równolegle przez okres 90 dni. Faza początkowa, trwająca 30 dni, zapewniała adaptację mikroorganizmów do warunków pracy

reaktora, właściwa faza pomiarowa obejmowała każdorazowo okres 60 dni. Inoculum stanowił osad przefermentowany z komór fermentacyjnych oczyszczalni ścieków komunalnych w Puławach. Reaktory zasilano raz na dobę mieszaniną osadów ściekowych lub ich mieszaniną z dodatkiem biopreparatu. Szczegółową charakterystykę wsadu oraz warunków operacyjnych przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Charakterystyka wsadu i warunków operacyjnych

Table 2

Feed composition and operational regime

Wyszczególnienie	Reaktor	Rodzaj wsadu/ proporcja objętościowa komponentów	Objętość wsadu	HRT	Obciążenie hydrauliczne reaktora
			[dm ³]	[d]	[d ⁻¹]
Seria R1	R1	OS (osady ściekowe)	2,0	20	0,05
Seria R2	R2	OS + Arkea [®] / 91:9 v/v	2,0 + 0,2	18,2	0,055
Seria R3	R3	OS + Arkea [®] / 87:13 v/v	2,0 + 0,3	17,4	0,058

Skład osadów badano raz w tygodniu bezpośrednio po ich dostarczeniu do laboratorium i wymieszaniu. W osadach mieszanych analizowano następujące wskaźniki: chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT), zawartość suchej masy osadów (sm), zawartość substancji organicznych (smo), azot ogólny (N_{og}) oraz fosfor ogólny (P_{og}). W supernatancie określano stężenie rozpuszczonych związków organicznych (jako ChZT_{rozp}), lotne kwasy tłuszczowe (LKT), azot amonowy (N-NH₄⁺), azot azotanowy (N-NO₃⁻) i fosfor fosforanowy (P-PO₄³⁻), oznaczano także zasadowość i odczyn. Próbkę supernatantu otrzymywano, poddając osady odwirowaniu z prędkością obrotową 4000 min⁻¹ w czasie 30 minut. Wynik oznaczenia podawano jako średnią z trzech powtórzeń. Skład biopreparatu badano raz w tygodniu z wykorzystaniem procedury jak dla próbek osadów. Skład odpadów pofermentacyjnych oznaczano dwa razy w tygodniu z wykorzystaniem procedury jak dla osadów.

Większość analiz wykonywano zgodnie z procedurami podanymi w Polskich Normach. Do oznaczania azotu amonowego, azotu azotanowego oraz fosforu fosforanowego wykorzystano metody analityczne firmy FOSS. Zastosowano trójkanałowy system wstrzykowej analizy przepływowej FIASTAR 5000 wyposażony w automatyczny podajnik próbek 5027. Oznaczenie azotu amonowego wykonywano zgodnie z normą EN ISO 11732, azotu azotanowego(III) i (V) zgodnie z normą ISO 13395, a fosforu fosforanowego według ISO/FDIS 15681-1.

Do oceny zdolności uwalniania związków biogenych wykorzystano współczynniki amonifikacji f_{N-NH_4} i uwalniania fosforanów f_{P-PO_4} . Współczynnik amonifikacji zdefiniowano jako proporcję ładunku azotu amonowego zawartego w supernatancie osadów przefermentowanych do ładunku N-NH₄⁺ w supernatancie wsadu zasilającego reaktor:

$$f_{N-NH_4} = \frac{s_{odp}^{N-NH_4} \cdot Q_{odp}}{s_{dop}^{N-NH_4} \cdot Q_{dop}}$$

gdzie: $s_{dop}^{N-NH_4}$ - stężenie azotu amonowego w supernatancie wsadu [$g \cdot m^{-3}$],
 $s_{odp}^{N-NH_4}$ - stężenie azotu amonowego w supernatancie osadów przefermentowanych [$g \cdot m^{-3}$],
 Q_{dop} - dobowa objętość wsadu zasilającego [$m^3 \cdot d^{-1}$] oraz Q_{odp} - dobowa objętość osadów odprowadzanych z reaktora [$m^3 \cdot d^{-1}$].

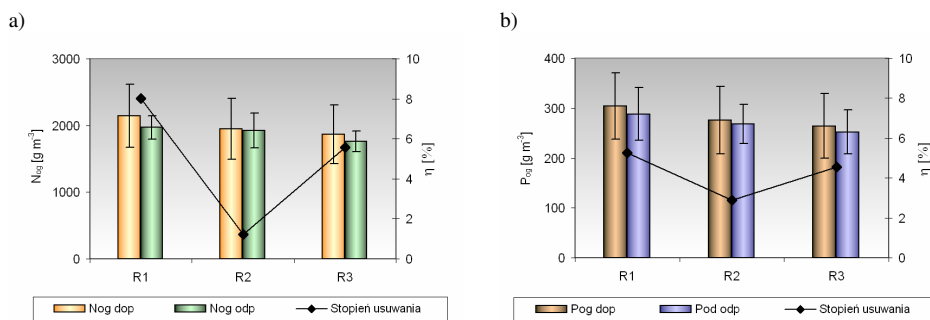
Analogicznie, w oparciu o ładunki zdefiniowano współczynnik uwalniania fosforanów:

$$f_{P-PO_4} = \frac{s_{odp}^{P-PO_4} \cdot Q_{odp}}{s_{dop}^{P-PO_4} \cdot Q_{dop}}$$

Analizę statystyczną przeprowadzono z wykorzystaniem oprogramowania Statsoft Statistica (wersja 10), wykorzystując test t-Studenta.

Wyniki i dyskusja

Średnie wartości stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego we wsadzie i osadach przefermentowanych pokazano na rysunku 1. Na rysunku 2 przedstawiono średnie stężenia azotu amonowego i fosforu fosforanowego w supernatancie wsadu i osadów przefermentowanych. Wprowadzenie biopreparatu skutkowało obniżeniem stężenia azotu ogólnego (N_{og}) i amonowego ($N-NH_4^+$), a także fosforu ogólnego (P_{og}) i fosforanów ($P-PO_4^{3-}$) we wsadzie. Spadek stężeń był tym większy, im wyższa była dawka biopreparatu, i w przypadku wszystkich wymienionych wskaźników wyniósł 10 oraz 15%, odpowiednio dla dawki 9 i 13 % Arkea® v/v. Po procesie fermentacji stężenia N_{og} i P_{og} obniżyły się o kilka procent w porównaniu ze wsadem. Odpady pofermentacyjne w eksperymentach z bioaugmentacją (serie R2 i R3) wykazywały niższe stężenie N_{og} i P_{og} w porównaniu z kontrolą (seria R1), ale różnica nie była statystycznie istotna (rys. 1).

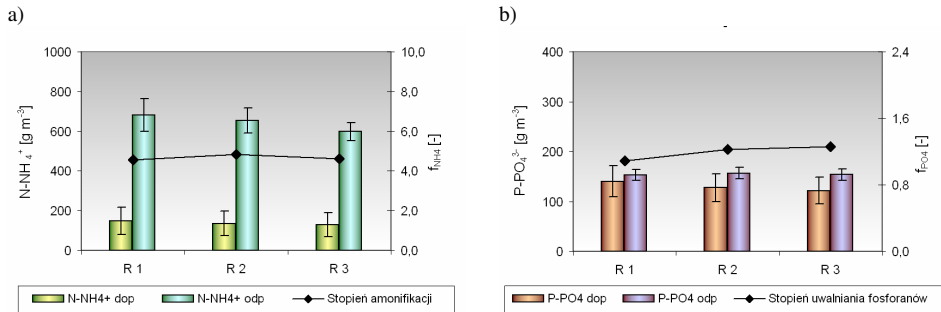


Rys. 1. Stężenie azotu ogólnego i fosforu ogólnego we wsadzie i osadach przefermentowanych (wartości średnie) oraz stopień ich usuwania η : a) N_{og} , b) P_{og} (granice przedziału ufności $\alpha = 0,05$)

Fig. 1. Concentrations of total nitrogen and total phosphorus in feed and digest (mean values are given), and the removal efficiency: a) N_{og} , b) P_{og} (confidence interval limits $\alpha = 0.05$)

Wprowadzenie biopreparatu spowodowało również spadek stężenia azotu amonowego we wsadzie w porównaniu z próbą kontrolną. W obecności Arkea® średnie stężenie $N-NH_4^+$

wyniosło 136 i 130 g m⁻³ (serie R2 i R3), natomiast dla osadów ściekowych było większe - 149 g · m⁻³ (seria R1). Analogicznie, stężenie fosforu fosforanowego w obecności biopreparatu osiągnęło wartość 127 i 122 g · m⁻³, podczas gdy dla osadów ściekowych - 140 g · m⁻³ (rys. 2). Z uzyskanych danych wynika, że dodatek biopreparatu powodował rozcieńczenie wsadu, gdyż obniżał stężenia wszystkich badanych form związków biogennych.



Rys. 2. Stężenie związków biogennych we wsadzie zasilającym i osadach przefermentowanych (wartości średnie) oraz współczynnik amonifikacji i współczynnik uwalniania fosforanów: a) N-NH₄⁺, b) P-PO₄³⁻ (granice przedziału ufności $\alpha = 0,05$)

Fig. 2. Nutrient concentrations in feed and digest (mean values are given) and nutrient release factors: a) N-NH₄⁺, b) P-PO₄³⁻ (confidence interval limits $\alpha = 0.05$)

W wyniku fermentacji związki organiczne zawierające azot i fosfor ulegały hydrolizie i rozkładowi, co prowadziło do uwalniania biogenów do wód pofermentacyjnych. Wzrost stężenia azotu amonowego, jaki odnotowano we wszystkich seriach, był skutkiem amonifikacji. W eksperymentach z bioaugmentacją mimo skrócenia czasu fermentacji z 20 d do 18,2 oraz 17,4 d uzyskano wyższe wartości współczynnika f_{N-NH_4} 4,8 oraz 4,6 (odpowiednio w obecności 9 i 13% Arkea[®]) w porównaniu z osadami ściekowymi (4,5), ale różnica nie była istotna statystycznie. Analogiczny trend wystąpił w przypadku fosforu fosforanowego. Wartości f_{P-PO_4} kształtowały się na poziomie 1,2 oraz 1,3 w seriach bioaugmentowanych oraz 1,1 w serii bez bioaugmentacji. Oznacza to, że zarówno podczas fermentacji bioaugmentowanej, jak i niebioaugmentowanej azot amonowy uwalniany był do wód pofermentacyjnych w znacznym stopniu, natomiast fosfor fosforanowy jedynie w stopniu niewielkim. Podobne rezultaty autorka uzyskała, prowadząc badania nad bioaugmentacją procesu współfermentacji osadów ściekowych i odcieków ze składowisk odpadów o długim wieku, jakkolwiek wartości współczynników amonifikacji kształtowały się na wyższym poziomie [21].

Z uzyskanych danych wynika, że dodatek biopreparatu przyczyniał się do wzrostu stopnia uwalniania biogenów, prawdopodobnie z uwagi na zwiększoną szybkość przemian metabolicznych, co potwierdziły badania kinetyki (dane niepublikowane). Wyjaśnienie to jest zgodne z ustaleniami Durana i in. [13], dotyczącymi intensyfikacji metanogenezy na skutek wzrostu szybkości hydrolizy i aktywności mikroorganizmów rodzimych dzięki enzymom syntetyzowanym przez mikroorganizmy egzogenne wprowadzane podczas

bioaugmentacji. Wzrost stopnia uwalniania biogenów nie przekładał się jednak na wzrost stężeń N-NH_4^+ i P-PO_4^{3-} w wodach pofermentacyjnych, prawdopodobnie z uwagi na niższe stężenia wskaźników we wsadzie z udziałem biopreparatu. W przypadku azotu amonowego stężenie w wodach pofermentacyjnych obniżyło się z poziomu $682 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (w eksperymencie bez bioaugmentacji) do wartości 654 i $598 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ w seriach z dodatkiem 9 i 13% Arkea[®], natomiast stężenie ortofosforanów kształtowało się na zbliżonym poziomie 153 , 156 oraz $154 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (odpowiednio w seriach R1, R2 oraz R3). Obserwowane stężenia azotu amonowego w osadach po mezofilowej fermentacji były porównywalne z wartościami przedstawionymi przez Songa i in. [22], natomiast znacznie wyższe stężenia uzyskano w badaniach własnych w przypadku fosforu fosforanowego. Odnotowana różnica składu wód pofermentacyjnych wynikała prawdopodobnie z odmiennej technologii oczyszczania ścieków (np. braku biologicznej defosfatacji), a w konsekwencji - innej charakterystyki osadów poddawanych beztlenowej stabilizacji.

Podsumowanie i wnioski

Bioaugmentacja procesu fermentacji osadów ściekowych przyczyniała się do wzrostu stopnia uwalniania biogenów, prawdopodobnie z uwagi na zwiększoną szybkość przemian metabolicznych, nie był to jednak wzrost istotny.

Jakość wód pofermentacyjnych nie uległa pogorszeniu, co jest korzystne technologicznie i pozwala ograniczyć koszty ewentualnego podczyszczania.

Podziękowania

Praca naukowa finansowana ze środków budżetowych na naukę w latach 2011-2013 jako projekt badawczy 7405/B/T02/2011/40.

Literatura

- [1] Appels L, Lauwers J, Degève J, Helsen L, Lievens B, Willems K, et al. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renew Sust Energy Rev.* 2011;15:4295-4301. DOI: 10.1016/j.rser.2011.07.121.
- [2] Dyrektywa 2008/98/WE w sprawie odpadów. *Dz.Urz. UE L 312 z 22.11.2008.* <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX:32008L0098>.
- [3] Xie RJ, Xing YJ, Ghani YA, Ooi K, Ng SW. Full-scale demonstration of an ultrasonic disintegration technology in enhancing anaerobic digestion of mixed primary and thickened secondary sewage sludge. *J Environ Eng Sci.* 2007;6:533-541. DOI: 10.1139/S07-013.
- [4] Jan TW, Adav SS, Lee DJ, Wu RM, Su A, Tay J-H. Hydrogen fermentation and methane production from sludge with pretreatments. *Energ Fuel.* 2008;22:98-102. DOI: 10.1021/ef700278j.
- [5] Machnicka A, Gröbel K, Suschka J. The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge. *Water SA.* 2009;35(1):129-132. <http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/viewFile/76715/67154>.
- [6] Kim D-H, Jeong E, Oh S-E, Shin H-S. Combined (alkaline + ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. *Water Res.* 2010;44(10):3093-3100. DOI: 10.1016/j.watres.2010.02.032.
- [7] Salsabil MR, Laurent J, Casellas M, Dagot C. Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonification for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. *J Hazard Mater.* 2010;174:323-333. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.054.
- [8] Zhang Y, Zhang P, Zhang G, Ma W, Wu H, Ma B. Sewage sludge disintegration by combined treatment of alkaline + high pressure homogenization. *Bioresour Technol.* 2012;123:514-519. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.07.078.

- [9] Kabouris JC, Tezel U, Pavlostathis SG, Engelmann M, Dulaney JA, Todd AC, et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of municipal sludge and fat, oil, and grease. *Water Environ Res.* 2009;81(5):476-485. DOI: 10.2175/106143008X357192.
- [10] Alatríste-Mondragón F, Samar P, Cox HHJ, Ahring BK, Iranpour R. Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature. *Water Environ Res.* 2006;78:607-636. DOI: 10.2175/106143006X111673.
- [11] Nielfa A, Cano R, Pérez A, Fdez-Polanco M. Co-digestion of municipal sewage sludge and solid waste: Modelling of carbohydrate, lipid and protein content influence. *Waste Manage Res.* 2015;33:241-249. DOI: 10.1177/0734242X15572181.
- [12] Mata-Alvarez J, Dosta J, Romero-Guiza MS, Fonoll X, Peces M, Astals S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renew Sust Energ Rev.* 2014;36:412-427. DOI: 10.1016/j.rser.2014.04.039.
- [13] Duran, M, Tepe N, Yurtsever D, Punzi VL, Bruno C, Mehta RJ. Bioaugmenting anaerobic digestion of biosolids with selected strains of *Bacillus*, *Pseudomonas*, and *Actinomycetes* species for increased methanogenesis and odor control. *Appl Microbiol Biotechnol.* 2006;73:960-966. DOI: 10.1007/s00253-006-0548-6.
- [14] Tepe N, Yurtsever D, Mehta RJ, Bruno C, Punzi VL, Duran M. Odor control during post-digestion processing of biosolids through bioaugmentation of anaerobic digestion. *Water Sci Technol.* 2008;57:589-594. DOI: 10.2166/wst.2008.008.
- [15] Schauer-Gimenez A, Zitomer D, Maki J, Struble C. Bioaugmentation for improved recovery of anaerobic digesters after toxicant exposure. *Water Res.* 2010;44:3555-3564. DOI: 10.1016/j.watres.2010.03.037.
- [16] Tale VP, Maki JS, Zitomer DH. Bioaugmentation of overloaded anaerobic digesters restores function and archaeal community. *Water Res.* 2015;70:138-147. DOI: 10.1016/j.watres.2014.11.037.
- [17] Fotidis IA, Karakashev D, Agelidakis I. Bioaugmentation with an acetate-oxidising consortium as a tool to tackle ammonia inhibition of anaerobic digestion. *Bioresour Technol.* 2013;146:57-62. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.07.041.
- [18] Singer AC, van der Gast CJ, Thompson IP. Perspectives and vision for strain selection in bioaugmentation. *Trends Biotechnol.* 2005;23(2):74-77. DOI: 10.1016/j.tibtech.2004.12.012.
- [19] van Loosdrecht MCM, Salem S. Biological treatment of sludge digester liquids. *Water Sci Technol.* 2006; 53:11-20. DOI: 10.2166/wst.2006.401.
- [20] Batstone DJ, Virdis B. The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Curr Opin Biotechnol.* 2014;27:142-149. DOI: 10.1016/j.copbio.2014.01.013.
- [21] Montusiewicz A, Lebioccka M, Szaja A. Variability of nutrients in co-digestion of sewage sludge and old landfill leachate. In: *Environmental Engineering IV*. Pawłowski A, Dudzińska MR, Pawłowski L, editors. London: CRC Press; 2013:225-230. DOI: 10.1201/b14894-37.
- [22] Song Y-C, Kwon S-J, Woo J-H. Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic and thermophilic digestion of sewage sludge. *Water Res.* 2004;38:1653-1662. DOI: 10.1016/j.watres.2003.12.019.

IMPACT OF BIOAUGMENTATION ON NUTRIENT RELEASE IN ANAEROBIC DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE

Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology

Abstract: In municipal wastewater treatment plants anaerobic digestion has commonly been applied for sludge treatment. It is known that the process results in a high release of the nitrogen and phosphorus compounds. Their recirculation with the rejected supernatant to the bioreactor treating wastewater could lead to its overloading, thus diminishing the nutrient removal efficiency and increasing the cost of the total treatment. In the present study the influence of bioaugmentation on the nutrient release was examined in anaerobic digestion of sewage sludge. The bioaugmentation consisted in adding two doses of commercial product Arkea[®], 9 and 13% v/v, respectively. Based on the concentration of ammonia nitrogen and phosphate phosphorus, release factors were determined for bioaugmented and non-bioaugmented experiments. The results indicated that nutrient release was confirmed in both systems, although it significantly differed for the compounds investigated. Applying bioaugmentation, a little higher values were achieved as compared to anaerobic digestion of sewage sludge. Release factors for ammonia nitrogen were 4.8 and 4.6 in the presence of 9 and 13% Arkea[®] v/v, respectively, whereas for sewage sludge it was 4.5. With regard to phosphate phosphorus, minor values were obtained. Applying 9 and 13% of Arkea[®], release factors were found to be 1.2 and 1.3, respectively, whereas in the system without bioaugmentation it was only 1.1. An essential effect of bioaugmentation on nutrient release in anaerobic digestion of sewage sludge did not occur.

Keywords: bioaugmentation, anaerobic digestion, sewage sludge, ammonification, release of phosphates

