

**ZOFIA SADECKA, SYLWIA MYSZOGRAJ,
MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ,
ALEKSANDRA SIECIECHOWICZ***

SUBSTRATY DO PROCESU KO-FERMENTACJI

Streszczenie

Zintegrowany proces przeróbki osadów ściekowych i odpadów może być realizowany w procesach ko-fermentacji. Takie rozwiązania umożliwiają nie tylko lepsze wykorzystanie dostępnej pojemności istniejących komór fermentacyjnych, ale również, ze względu na odpowiedni dobór substratów, zwiększają produkcję biogazu z równoległym rozwiązaniem gospodarki odpadami w gminach.

Słowa kluczowe: ko-fermentacja metanowa, osady ściekowe, odpady, biogaz

WPROWADZENIE

Obok powszechnie stosowanej fermentacji metanowej osadów ściekowych, coraz większego znaczenia nabierają metody biologicznego, beztlenowego przetworzenia wielu rodzajów odpadów organicznych, zarówno stałych, jak i ciekłych [Jędrzak 2008]. Wspólna fermentacja dwóch lub więcej składników połączonych w jednorodną mieszaninę nosi nazwę ko-fermentacji. Najczęściej spotyka się rozwiązania, gdy jeden z substratów jest w przeważającej ilości (>50%). Fermentacja metanowa zalecana jest dla następujących rodzajów odpadów (zgodnie z katalogiem odpadów) [Dz. U. 2001, nr 112, poz. 1206]:

- osady ściekowe;
- odpady z rolnictwa, sadownictwa, leśnictwa, łowiectwa i rybołówstwa:
 - odpady roślinne,
 - odpady z upraw roślin energetycznych,
 - odpady zwierzęce,
 - odchody zwierzęce.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

- odpady z przemysłu skórzanego, futrzarskiego i tekstylnego, z przetwórstwa drewna, produkcji płyt, mebli i masy celulozowej i osady z zakładowych oczyszczalni ścieków;
- organiczne odpady ulegające biodegradacji z przemysłu spożywczego (roślinne i zwierzęce);
- ulegające biodegradacji frakcje odpadów komunalnych łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie:
 - odpady z gospodarstw domowych,
 - bioodpady,
 - papier i tektura,
 - odpady zielone,
 - odpady organiczne z zakładów rzemieślniczych.

Proces ko-fermentacji pozwala lepiej wykorzystać dostępną pojemność istniejących komór fermentacyjnych oraz przetwarzać, wspólnie z osadami ściekowymi lub ciekłymi odchodami zwierzęcymi, odpady: o niewłaściwej strukturze, odpady powstające sezonowo lub też zawierające składniki, które mogą hamować proces fermentacji. Łączenie różnych substratów umożliwia przygotować odpowiednio zbilansowanego wsadu, pozwalającego uzyskać wyższą efektywność procesu fermentacji metanowej [Bień i in. 2011].

SUBSTRATY I POTENCJAŁ BIOGAZOWY W PROCESIE KO-FERMENTACJI

O przydatności surowców do biologicznego przetwarzania, a także o sprawności procesów rozkładu decyduje ich skład chemiczny oraz struktura. Przyjmuje się, że minimalny udział masy organicznej (straty prażenia) w odpadach umożliwiające stosowanie procesów biodegradacji powinien wynosić > 30% [Jędrzak 2008].

Podstawowymi parametrami, które decydują o prawidłowym przebiegu procesu fermentacji metanowej są [Sadecka 2010]:

- temperatura i jej wahania,
- czas fermentacji,
- odczyn (pH),
- wartość potencjału utleniająco-redukcyjnego,
- zawartość kwasów lotnych i zasadowość.

Skład biogazu zależy od rodzaju rozkładanych substratów, natomiast objętość biogazu od ilości mineralizowanych związków organicznych i temperatury. Z kolei rodzaj substratu determinuje ilość biogazu [Sadecka 2009]. Jednostkowe ilości gazu fermentacyjnego wraz z udziałem metanu w biogazie dla różnych substratów przedstawiono w tabeli 1.

Tab. 1. Ilość i skład biogazu powstającego podczas rozkładu różnych substratów

Tab. 1. The amount and composition of biogas from the decomposition of various substrates

Rodzaj substratu	Reakcje rozkładu	Ilość biogazu, dm ³ /kg smo	Skład biogazu, % (v/v)	
			CH ₄	CO ₂
Węglowodany	$(C_6H_{10}O_5)_m + mH_2O \rightarrow 3mCH_4 + 3mCO_2$	830	50	50
Białka	$4C_{16}H_{24}O_5N_4 + 42H_2O \rightarrow 33CH_4 + 31CO_2 + 16NH_3$	1018	52	48
Tłuszcze	$4C_{50}H_{90}O_6 + 98H_2O \rightarrow 139CH_4 + 61CO_2$	1425	70	30
Odpady komunalne	$4C_{16}H_{27}O_8N + 24H_2O \rightarrow 36CH_4 + 28CO_2 + 4NH_3$	993	56	44
Osady ściekowe	$4C_{10}H_{19}O_3N + 18H_2O \rightarrow 25CH_4 + 15CO_2 + 4NH_3$	1114	63	37

Ilość produkowanego biogazu podaje się najczęściej w odniesieniu do ilości suchej masy organicznej (smo) doprowadzanej do komory fermentacyjnej. Ilość ta dla osadów ściekowych przyjmuje wartości w zakresie od 400 do 600 dm³/kg smo, (średnio 480 dm³/kg smo) [Podęworna i Heidrich, 2010].

Ko-fermentacja osadów ściekowych z substratami o wyższym udziale substancji biodegradowalnych, pozwala zoptymalizować kinetykę procesu przez zapewnienie odpowiedniego udziału węgla organicznego i azotu w substratach oraz zwiększyć efektywność produkcji biogazu i opłacalność ekonomiczną procesu [Sosnowski i in., 2008].

Prawidłowy przebieg przemian biochemicznych syntezy i rozkładu wymaga poza podstawowymi pierwiastkami budulcowymi (związkami węgla organicznego, azotu i fosforu) obecności makro- i mikroelementów jak: żelazo, kobalt, molibden, selen, wapń, magnez, cynk, miedź, mangan, bor czy witamina B₁₂ [Khanal 2008].

W procesie fermentacji metanowej zapotrzebowanie na substancje biogenne jest niskie, ze względu na małe przyrosty biomasy mikroorganizmów. Ilość azotu i fosforu niezbędna do syntezy komórek bakteryjnych wyznacza się na podstawie wzoru sumarycznego biomasy - C₅H₇O₂N. Biomasa osadu nadmiernego zawiera ok. 12% azotu, a zapotrzebowanie fosforu w odniesieniu do ilości azotu wynosi od 1:5 do 1:7. Podstawą oceny podatności bioodpadów na biodegradację są proporcje między zawartością węgla organicznego, azotu i fosforu. Optymalne wartości tych zależności wynoszą [Deublein i Steinhauser, 2008; Chynoweth i Isaacson, 1987]:

– C:N = od 10:1 do 25:1

- C:P = 113:1
- C:N:P:S = (500÷1000):(15÷20): 5: 3 lub ChZT:N:P:S = 800: 5: 1: 0,5

Tab. 2. Surowce do ko-fermentacji [Jędrzak 2008]

Tab. 2. Substrates for co-fermentation [Jędrzak 2008]

Rodzaj odpadu	Ocena ko-substratu	Surowiec			Biogaz	
		zawartość s.m., %	zawartość substancji lotnych, % s.m.	C/N	wydajność, m ³ /kg smo.	zawartość metanu, % obj.
Odpady domowe	++	50-75	25 - 50	30-40	0,1-0,2	55-70
Bioodpady	++	20 - 48	34-81	10- 25	0,5-0,6	bd.
Odpady zielone i ogrodowe	+	20-75	15 - 75	20-60	0,2-0,5	bd
Papier	+	70-75	75	170-800	0,23	63
Liście	+	80	90	20-60	0,1-0,3	bd
Wysegregowane tłuszcze	+++	25-70	80-96	50-200	0,7-0,9	60-75
Pozostałości żywności z „dużych kuchni”	++	15-25	75-89	10-20	0,5-0,75	bd
Przeterminowane produkty żywnościowe	++	8-30	70-85	4-20	0,4-0,75	bd
Osady ściekowe	+++	40 - 70	70	10-13	0,40-0,60	78
Odpady z targowisk	++	15-40	90 - 95	10-50	0,35-0,60	bd
Wywar gorzelniczny, wytloki, wypraski	+++	27	81 - 94	50	0,30-0,45	75
Odpady owoców i warzyw	+++	12-40	75-95	20-49	0,35-0,50	60-75
Słoma	+	70-90	90-95	48-150	0,15-0,35	78
Odpady roślinne	++	60-70	90	100-150	0,20-0,50	bd
Trawa	++	20-25	60-70	12-25	0,55	ok. 80
Gnojowica świńska	+++	3-10	70-80	3-10	0,25-0,50	70-80
Gnojowica bydłęca	++	5-12	75-85	6-20	0,20-0,30	55-75
Odchody kurze	++	10-30	70-80	3-10	0,35-0,60	60-80
Obornik	++	10-40	65-90	11-50	0,17-0,35	bd

bd- brak danych, ocena: bardzo dobry +++, dobry ++, ubogi +

Skład chemiczny odpadów oraz potencjał biogazowy wybranych ko-substratów w procesie fermentacji metanowej przedstawiono w tabeli 2. Substraty z niską wartością ilorazu C:N, powodują wzrost stężenia azotu amonowego. Jego wzrost powyżej 3000 mg NH₄⁺/dm³, wywołuje inhibicję produkcji biogazu. Przy wysokich wartościach ilorazu C:N w substratach, ilość azotu jest

niewystarczająca do metabolizmu i przemian energetycznych w komórkach mikroorganizmów [Malina i Pohland, 1992].

W zależności od rodzaju substratów produkcja biogazu jest różna i waha się w zakresie od 0,10 do 0,75 m³/kg smo.

Badania procesu ko-fermentacji odpadów komunalnych z osadami ściekowymi ukierunkowane są na: ustalenie odpowiedniego udziału ko-substratów, wysoką wydajność procesu, a także ustalenie parametrów technologicznych procesu ko-fermentacji. Dodanie do osadów ściekowych biofrakcji odpadów poprawia skład i strukturę wsadu. Według Demireklera i Andersona [1998] najbardziej korzystny skład mieszaniny odpadów i osadów wynosi 4:1.

Di Palma i in. [1999] stwierdzili, że optymalne obciążenie komory wynosi 6,4 kg smo/(m³·d), a optymalny udział biofrakcji w mieszaninie 70% (v/v). Wyższe obciążenia i udziały biofrakcji prowadzą do obniżenia produkcji biogazu oraz spadku zawartości metanu [Jędrzak 2008]. Parametry procesu ko-fermentacji z uwzględnieniem udziału osadów ściekowych we wsadzie przedstawiono w tabeli 3.

Tab. 3. Parametry procesu ko-fermentacji w zależności od udziału osadów we wsadzie [Di Palma i in., 1999]

Tab. 3. Parameters of co-fermentation process depending on the proportion of sludge in the feedstock [Di Palma et al., 1999]

Udział osadów, % (v/v)	Obciążenie komory, kg smo/(m ³ ·d)	Produkcja biogazu, cm ³ /d	Udział metanu w biogazie, %	Stopień rozkładu substancji organicznej, %
100	0,38	2,5	75	85
85	1,66	4,0	60	78
70	2,95	11,0	65	76
50	4,67	13,5	55	70
30	6,38	18,0	50	68
0	8,96	14,5	45	60

PRZYGOTOWANIE ODPADÓW DO FERMENTACJI

Na szybkość przebiegu procesu biologicznego przetwarzania odpadów oraz na skład biogazu, znaczny wpływ ma sposób przygotowania substratu. W procesach obróbki wstępnej wykorzystuje się operacje jednostkowe, takie jak: rozdrabnianie, przesiewanie, wydzielanie metali oraz ręczne czy mechaniczne sortowanie (tabela 4) [Jędrzak 2008].

Podczas beztlenowego biologicznego rozkładu frakcja stała najpierw musi być poddana hydrolizie. Zwiększenie wydajności procesu hydrolizy było i jest przedmiotem wielu badań, gdyż jest ona fazą najwolniejszą i najbardziej ogra-

niczającą szybkość procesu. Zwiększenie podatności substratów na rozkład można uzyskać poddając je wstępnej obróbce przed wprowadzeniem do komór fermentacyjnych. Proces takiej obróbki nazywa się dezintegracją i realizowany jest za pomocą metod fizycznych, chemicznych lub enzymatycznych. W odniesieniu do osadów ściekowych dezintegracja polega na zniszczeniu struktury osadu dzięki wykorzystaniu sił zewnętrznych. W procesach tych następuje zmniejszenie kłaczków osadu, zwiększenie przy tym udziału cząstek koloidalnych, a także uwalnianie materii organicznej do fazy ciekłej. Zaletą tego procesu jest upłynnienie osadu, lepsze ustabilizowanie, oraz zmniejszenie oporów przy tłoczeniu strumienia osadów [Heidrich 2011].

Tab. 4. Techniki przygotowania odpadów komunalnych do ko-fermentacji [Jędrczak, 2008]

Tab. 4. The techniques of preparing waste for co-fermentation [Jędrczak, 2008]

Techniki	Zastosowanie
Przesiewanie	Stosuje się w celu rozdzielania odpadów na frakcje o różnych wielkościach ziaren, określonych wymiarami oczka sita. Odpady najczęściej rozdzielone są na dwie frakcje: grubą oraz drobną (biofrakcję).
Rozdrabnianie	Polega na podziale brył, lub ziaren odpadów powodując, że cząstki materiału będą mniejsze, a ich powierzchnia właściwa większa. Efektem jest wzrost podatności odpadów na rozkład biologiczny oraz poprawa właściwości transportowych materiału.
Separacja gęstościowa	Przy użyciu separatorów dodatkowo podczyszczana może być biofrakcja wydzielona z odpadów komunalnych. Stosowane są klasyfikatory powietrzne, separatory balistyczne, odcinające i grawitacyjne.
Technologie mokrej separacji	Rozdział materiału oparty jest na wykorzystaniu różnicy w gęstościach składników odpadów i wody. Technologia jest szczególnie efektywna w usuwaniu z odpadów kawałków szkła, kamieni i innych ciężkich składników. Typowym urządzeniem używanym w instalacjach przygotowania odpadów do fermentacji „mokrej” jest hydropulper zwany suspenserem.
Wydzielanie metali	Umożliwia odzysk metali do ponownego ich przetworzenia, oraz chroni przed uszkodzeniem maszyny i urządzenia umieszczone za taśmociągami np. młyny, kruszarki, rozdrabniarki, a także taśmy przenośników. Stosowane są separatory magnetyczne do wydzielania metali żelaznych oraz indukcyjne do wydzielania metali nieżelaznych.

TOKSYCZNOŚĆ W PROCESIE FERMENTACJI METANOWEJ

Biocenoza biorąca udział w beztlenowym rozkładzie jest czuła na wszelkie zmiany warunków środowiskowych, ponieważ przebieg rozkładu jest związany z metabolizmem specyficznych mikroorganizmów odpowiedzialnych za poszczególne fazy procesu. W praktyce eksploatacyjnej urządzeń do fermentacji wpływ czynników biotycznych i abiotycznych ocenić można na podstawie zmian parametrów procesu. Zmiany ilościowe mikroorganizmów oraz niska aktywność enzymatyczna powodują spadek wydajności produkcji biogazu, w tym metanu, jak również obniżenie efektywności procesu mierzonej ubytkiem zawartości związków organicznych. Negatywny wpływ na mikroorganizmy odpowiedzialne za przebieg procesu fermentacji mają substancje chemiczne (inhibitory). Inhibitory obecne są w surowcach poddanych fermentacji lub powstają jako produkty pośrednie przemian. Ich obecność może prowadzić do zmniejszenia produkcji biogazu, a w skrajnych przypadkach do całkowitego zahamowania procesu. Toksyczne działanie różnych związków zależy od stężenia, formy występowania oraz od współwystępowania innych substancji. Zagadnienie to jest istotne w przypadku ko-substratów, jakimi są odpady. Dobrze rozpoznane są czynniki hamujące proces fermentacji osadów ściekowych (tabela 5), natomiast zagadnienia toksyczności w ko-fermentacji nie są jednoznacznie określone [Sadecka 2013].

Autorzy zajmujący się procesami beztlenowego rozkładu substancji organicznych zwracają uwagę na toksyczne działanie metali ciężkich i niektórych kationów w zależności od ich stężenia [Bień 2011]. Największą toksyczność wykazują: ołów, kadm, nikiel, miedź oraz cynk [Sadecka 2010].

Do mikrozanieczyszczeń toksycznych w procesie fermentacji należy zaliczyć również dużą grupę związków organicznych takich jak np.: hormony wzrostu dodawane do pasz, środki dezynfekcyjne i dezynsekcyjne, syntetyczne środki chemoterapeutyczne w tym antybiotyki czy też chemiczne środki ochrony roślin.

Szczególne uwagę należy zwrócić na chemiczne środki ochrony roślin, których zawartość w odpadach rolniczych może utrudniać przebieg procesu ko-fermentacji. Zestawione w tabeli 5 dane dotyczące insektycydów z grupy węglowodorów chlorowanych, związków fosforoorganicznych i pyretroidów, wykazują, że są one związkami toksycznymi dla biocenozy beztlenowej w zależności od stężeń. Przedstawione stężenia toksyczne tej grupy są elementem nowości i uzupełniają listę związków toksycznie działających na proces fermentacji metanowej osadów ściekowych [Sadecka 2002, 2010].

Tab. 5. Hamujący wpływ wybranych związków organicznych na proces fermentacji [Sadecka 2002, 2010]

Tab.5. Inhibitory effects of selected organic compounds on the fermentation process [Sadecka 2002, 2010]

Związek	Stężenie powodujące 50% hamowanie procesu fermentacji, mg/dm ³
Chloroform	15
Hydrazyna	50
Kreolina (mieszanina kreozolu, fenoli i żywicy)	1
Dinitrofenol	40
Etylobenzen	340
Długo-łańcuchowe kwasy tłuszczowe	500
Fluorowane węglowodory	1
Formaldehyd	70
Nitrobenzen	10
Virginiamycyna	10
Akrolina	10
Aldehyd octowy	440
Aldehyd mrówkowy	100
Benzen	1970
Etylobenzen	340
Fenol	1300
Anilina	900
Kwas benzoowy	4250
Kwasy tłuszczowe	500-1250
Garbniki / Tanina	700
Lotne terpeny / Pinen	180
Kationowe i anionowe detergenty	20-50
Chlorek acetylocholin	300
Chlorek laurylocholin	50
Metoksychlor	100 (7,0 · 10 ⁻³ gsa/gsmo)
Metox 30	50 (7,7 · 10 ⁻⁴ gsa/gsmo)
Chlorfenwinfos	500 (4,4 · 10 ⁻² g/gsmo)
Enolofos 50	100 (4,5 · 10 ⁻³ gsa/gsmo)
Fenitroton	3000 (0,18 g/gsmo)
Owadofos 50	500 (0,016 gsa/gsmo)
Malation	5000 (0,32 g/gsmo)
Sadofos 30	500 (0,013 gsa/gsmo)
Fury 100EC (zeta- cypermetryna)	0,5 (7,4 · 10 ⁻³ gsa/gsmo)
Fastac 010EC (α-cypermetryna)-	4,0 (5,0 · 10 ⁻³ gsa/gsmo)
Decis 2,5 EC (deltametryna)	5,0 (9,0 · 10 ⁻³ gsa/gsmo)

gsa/gsmo - gramy substancji aktywnej na gram suchej masy organicznej osadów

PODSUMOWANIE

Wybór metody przetwarzania odpadów zależy od wielu czynników, takich jak: możliwości pozyskania surowców (sezonowość zbioru), podatności surowca na rozkład biologiczny oraz zawartości wody w substracie. Za wspólną fermentacją osadów ściekowych z innymi odpadami przemawiają: przewymiarowanie konwencjonalnych instalacji do fermentacji osadów ściekowych w oczyszczalniach, możliwość poprawy bilansu energetycznego instalacji i obniżenie kosztów unieszkodliwiania odpadów. Ponadto, można przetwarzać wspólnie z osadami ściekowymi lub ciekłymi odchodami zwierzęcymi, odpady o niewłaściwej strukturze, które zawierają składniki hamujące proces fermentacji i są wytwarzane nierównomiernie w skali roku. Proces fermentacji metanowej, jak również proces ko-fermentacji są procesami konkurencyjnymi w stosunku do innych metod przetwarzania odpadów, np. tlenowych czy termicznych, ponieważ produktem końcowym fermentacji metanowej jest wysokoenergetyczny biogaz, który jest źródłem energii niekonwencjonalnej. Podkreślić również należy, że zalety ko-fermentacji wykraczają poza aspekt czysto ekonomiczny. Stwierdza się bowiem:

- wyższy stopień rozkładu substancji organicznej niż w przypadku oddzielnej fermentacji substratów,
- dwu - do pięciokrotny wzrost produkcji biogazu,
- mniejsze zanieczyszczenie materiału pofermentacyjnego,
- większą zawartość i lepszą przyswajalność substancji nawozowych w odpadach pofermentacyjnych.

Zintegrowany proces przeróbki osadów ściekowych i frakcji organicznej odpadów komunalnych powinien stanowić ważny element w planowaniu gospodarki odpadami w wielu gminach.

LITERATURA

1. BIEŃ J., NECZAJ E., WORWAŁ M., GROSSER A., NOWAK D., MILCZAREK M., JANIK M.: Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013. Inżynieria i Ochrona Środowiska, T.14, Nr 4, 375-384, 2011
2. BIEŃ J., Osady ściekowe. Teoria i praktyka, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2011
3. DEMIREKLER E., ANDERSON G.K.: Effect of sewage-sludge addition on the startup of the anaerobic digestion of OFMSW. Environmental Technology, T. 19, Nr 8, 837- 843, 1998
4. DI PALMA L., MEDICI F., MERLI C., PETRICCI E.: Optimizing gas production in the anaerobic co-digestion of the organic fraction solid waste from markets. Barcelona, In Proceedings 2nd ISAD-SW, 1999

5. CHYNOWETH, ISAACSON: Anaerobic digestion of biomass. Elsevier Applied Science Publishers LTD, 1987
6. DEUBLEIN, STEINHAUSER: Biogas from waste and renewable resources. Wiley-VCH Verlag, 2008
7. HEIDRICH Z.: Mechaniczne odwadnianie osadów ściekowych. Forum Eksploatatora, 1(52), 32-35, 2011
8. JĘDRCZAK A.: Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2008
9. KHANAL S.K.: Anaerobic biotechnology for bioenergy production, Wiley-Blackwell, A John Wiley&Sons Publications, 2008
10. MALINA JR. J. F., POHLAND F.G.: Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes. T. 7, Technomic Publishing AG, Lancaster-Basel, 2-85, 1992
11. PODEDWORNA J., HEIDRICH Z.: Kierunki ostatecznego unieszkodliwiania osadów ściekowych. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Nr 3, 25-28, 2010
12. SADECKA Z.: Toksyczność i biodegradacja insektycydów w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych. Uniwersytet Zielonogórski, Monografie, Zielona Góra, 2002
13. SADECKA Z.: Energia z osadów do technicznego wykorzystania. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Nr 7-8, 14-18, 2009
14. SADECKA Z.: Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o.o, 2010
15. SADECKA Z.: Toksyczność w procesie beztlenowej stabilizacji komunalnych osadów ściekowych. PAN, Monografie NR 105, Zielona Góra, 2013
16. SOSNOWSKI P., KLEPACZ-SMOLKA A., KACZOREK K., LEDAKOWICZ S.: Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. Bioresource Technology, T. 99, Nr 13, 5731-573, 2008
17. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001r., w sprawie katalogu odpadów (DZ. U. 112, poz. 1206)

SUBSTRATES FOR CO-FERMENTATION PROCESS

S u m m a r y

The integrated process of sludge treatment and waste can be realized in co-fermentation processes. Such solutions provide not only better utilization of the available capacity of the existing bioreactors, but also, due to the appropriate choice of substrates, increase the production of biogas from a parallel solution to waste management in municipalities.

Key words: methane co-fermentation, sewage sludge, waste, biogas