

Bożena MROWIEC

University of Bielsko-Biala, Department of Environmental Protection and Engineering, Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biala, Poland

ORCID / e-mail:

0000-0003-4227-5857 / bmrowiec@ath.bielsko.pl

Zastosowanie fermentacji psychrofilowej do oczyszczania ścieków komunalnych

Słowa kluczowe:

oczyszczanie beztlenowe, fermentacja psychrofilowa, złoża beztlenowe, oczyszczanie ścieków komunalnych

The application of psychrophilic digestion for municipal sewage treatment

Keywords:

anaerobic treatment, psychrophilic digestion, anaerobic filter, municipal wastewater treatment

Abstract

Used in practice biological wastewater treatment systems under aerobic conditions are characterized by high energy consumption and a significant sewage sludge production. Anaerobic wastewater treatment differs from conventional aerobic treatment. The absence of oxygen leads to controlled conversion of complex organic pollutions, mainly to carbon dioxide and methane. Anaerobic treatment has favourable effects like removal of higher organic loading, low sludge production, high pathogen removal, biogas gas production and low energy consumption. Psychrophilic anaerobic treatment can be an attractive option to conventional anaerobic digestion for municipal sewage (and wastewaters with industrial effluents) that are discharged at moderate to low temperature. Most reactions in the biodegradation of organic matter require more energy to proceed at low temperatures than at a temperature optimum of 37°C. However, some reactions, such hydrogenotrophic methane production, acetate formation from hydrogen and bicarbonate, require less energy. In this work, an upflow anaerobic filter for municipal sewage treatment was used. The investigations were carried out in laboratory scale. The sewage treatment process was operated in psychrophilic conditions in the temperature 15–19°C. The value of hydraulic retention time in anaerobic bioreactor was 48 h. A real municipal sewage was taken from the treatment plant, operated in a full scale. The COD values of raw sewage were between 380 and 895 mg O₂/L. The sewage used was additionally polluted with ammonia nitrogen average 81 mg NH₄⁺/L, phosphate – 27 mg PO₄³⁻/L as well as sulphates 69 mg SO₄²⁻/L. The investigations comprised of three series of different organic loading rates: series 1 – 0.19 kg COD/(m³·d), series 2 – 0.32 kg COD/(m³·d) and series 3 – 0.26 kg COD/(m³·d). Depending on values of sewage/organic loading rates 46–72% of COD were removal at psychrophilic conditions. The presence of ammonia nitrogen and sulphates did not have a negative impact on the process of organic matter degradation. Anaerobic treatment was effective in removing biodegradable organic compounds, but mineral compounds (NH₄⁺, PO₄³⁻, S²⁻) remained in high concentrations. Therefore, these compounds require removing by an additional post-treatment step.

1. WSTĘP

Najczęściej stosowane w praktyce technicznej biochemiczne oczyszczanie ścieków w warunkach tlenowych charakteryzuje się wysoką energochłonnością procesu i znaczną produkcją osadów ściekowych. Systemy oczyszczania tlenowego, takie jak konwencjonalny proces osadu czynnego (CAS), są powszechnie stosowane do oczyszczania ścieków o stosunkowo niskim obciążeniu materią organiczną ($<1000 \text{ mg ChZT/dm}^3$), np. ścieków komunalnych. Proces CAS jest energochłonny ze względu na wymagane w wysokim stopniu napowietrzanie. Drugim istotnym zagadnieniem, charakteryzującym ten proces, jest duża ilość wytwarzanego osadu nadmiernego, wahająca się w zakresie od około 0,4 do 0,6 g suchej masy/g usuniętego ChZT, który następnie należy poddać utylizacji. Z tych właśnie względów koszty eksploatacji i utrzymania systemu CAS są wysokie [Petropoulos i in. 2019, Ribera-Pi i in. 2020]. Alternatywą dla procesu CAS jest beztlenowy proces oczyszczania ścieków bytowych (komunalnych), który uważany jest za potencjalnie bardziej opłacalny, szczególnie w regionach podzwrotnikowych i tropikalnych, gdzie klimat jest ciepły przez cały rok. Beztlenowe oczyszczanie ścieków różni się od konwencjonalnego oczyszczania tlenowego i wskazuje się wiele jego zalet w porównaniu do procesu tlenowego. Podstawowe zalety tego procesu są następujące:

- występowanie w środowisku beztlenowym łatwo dostępnego CO_2 jako akceptora elektronów, dzięki czemu odpadają znaczne koszty związane z doprowadzeniem tlenu;
- proces beztlenowy produkuje znacznie mniej osadów (3 do 20 razy mniej niż procesy tlenowe), mimo iż energia wydzielana przez bakterie beztlenowe jest stosunkowo mała;
- brak tlenu prowadzi do kontrolowanej konwersji złożonych zanieczyszczeń organicznych;
- charakteryzuje się wysokim stopniem usuwania patogenów;
- istnieje możliwość usuwania większego ładunku organicznego, a większość energii uzyskiwanej z rozkładu substancji wykorzystywana jest na tworzenie produktów końcowych, jak metan i dwutlenek węgla;
- niskie zużycie energii [Nykova i in. 2002].

Z tych względów w ostatnich latach coraz częściej rozważa się zastosowanie beztlenowych procesów do oczyszczania ścieków komunalnych. Procesy te są ważne, ponieważ, jak wspomniano powyżej, cechują je pozytywne efekty technologiczne i energetyczne. Obecnie reaktory beztlenowe są wykorzystywane głównie do oczyszczania ścieków przemysłowych. Badania wykazały, że systemy beztlenowe, takie jak Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), beztlenowy reaktor sekwencyjny (AnSBR) czy filtr beztlenowy (AF), mogą z powodzeniem oczyszczać zarówno ścieki przemysłowe o wysokim obciążeniu materią organiczną, jak i ścieki syntetyczne o stosunkowo niskim ładunku tych zanieczyszczeń. Większość zastosowanych urządzeń oczyszczania ścieków w systemie fermentacji beztlenowej pracuje w warunkach mezofilowych (ok. 37°C), jednak w głównej mierze ścieki odprowadzane do oczyszczania charakteryzują się temperaturą poniżej 18°C . Z tego względu wiele ścieków podgrzewa się przed ich oczyszczeniem do temperatury charakterystycznej dla warunków mezofilowych, zużywając w ten sposób do 30% wyprodukowanej energii.

Beztlenowe systemy oczyszczania ścieków komunalnych były i są z powodzeniem eksploatowane w krajach tropikalnych, takich jak Meksyk, Kolumbia, Brazylia, Indie czy Chiny. Jednak do tej pory proces ten nie był stosowany w krajach o umiarkowanych i niskich temperaturach. W takich temperaturach usuwanie zanieczyszczeń organicznych, określanych ładunkiem chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT), jest ograniczone i potrzebny jest długi czas retencji hydraulicznej (HRT), aby system jednostopniowy zapewnił wystarczającą hydrolizę substancji organicznych [Gasparikova i in. 2005]. Niskotemperaturowa lub psychrofilowa ($< 20^\circ\text{C}$) fermentacja beztlenowa okazała się również możliwa do oczyszczania szeregu

ścieków przemysłowych, co ustanowiło przełom technologiczny w zakresie gospodarki ściekowej i zarządzania środowiskiem. Faktem jest, że niska temperatura wywołuje ujemny wpływ na fermentację beztlenową ze względu na stosunkowo dłuższy czas generacji populacji bakterii beztlenowych i niższą ich aktywność biochemiczną, a to skutkuje spadkiem wydajności w produkcji biogazu i możliwym pogorszeniem efektywności oczyszczania ścieków, czy nawet awarią komory fermentacyjnej [Singh i in. 1999, Singh i Viraraghavan 1999, Serrano Leon i in. 2018].

W krajach europejskich zastosowanie systemów beztlenowych do oczyszczania ścieków komunalnych jest jak dotąd bardzo ograniczone. Głównym powodem jest to, że ścieki komunalne są zbyt słabo obciążone materią organiczną (niskie wartości BZT₅ i ChZT), aby pozwoliły utrzymać wysoką zawartość biomasy w reaktorze (w postaci granulek – zawiesiny lub biofilmu). Można jednak przytoczyć kilka przykładów efektywnie przebiegających procesów beztlenowych realizowanych w skali pilotażowej oraz w skali technicznej. Rozruch i oczyszczanie ścieków komunalnych w zimnych regionach klimatycznych badano w dwóch reaktorach UASB pracujących w temperaturach 32, 20, 15, 11 i 6°C z różnymi czasami zatrzymania ścieków (HRT) w zakresie od 48 do 3 godzin. Optymalny poziom agregacji biomasy (granulację) osiągnięto po około 281 dniach wpracowania w temperaturze 20°C [Singh i Viraraghavan 1999]. Orozo [1997] testował pełnowymiarowy reaktor z przegrodami anaerobowymi (AnBR) do oczyszczania ścieków komunalnych o średnim BZT₅ wynoszącym 314 mg O₂/dm³ przy czasie zatrzymania ścieków 10,3 godziny – wartość obciążenia materią organiczną wynosiła 0,85 kg/(m³·d). Osiągnął on 70% skuteczność usuwania BZT₅. Należy podkreślić, że proces ten przebiegał w bardzo niskiej temperaturze, pomiędzy 13 a 15°C. Oczyszczanie ścieków bytowych w reaktorze UASB i dwóch beztlenowych reaktorach hybrydowych (AnH) przeprowadzali Elmitwalli i in. [1999] w temperaturze 13°C. W przypadku wstępnego oczyszczania ścieków w reaktorach AnH uzyskano 64% usunięcie ChZT, co było wynikiem lepszym w porównaniu z efektywnością oczyszczania w reaktorach UASB.

W warunkach psychrofilowych reakcje chemiczne i biologiczne przebiegają znacznie wolniej niż w warunkach mezofilowych. Większość reakcji biodegradacji materii organicznej wymaga więcej energii, aby uzyskać efekt taki, jak w temperaturze optymalnej (37°C dla warunków mezofilowych). Niektóre jednak reakcje, takie jak hydrogenotroficzna redukcja siarczanów, hydrogenotroficzna produkcja metanu i tworzenie octanów z wodoru i wodorowęglanów, wymagają mniej energii. Wielu badaczy zaobserwowało silny wpływ temperatury na maksymalne wykorzystanie substratu przez mikroorganizmy. Ogólnie rzecz biorąc, obniżenie temperatury warunków pracy mikroorganizmów beztlenowych prowadzi do zmniejszenia właściwych (maksymalnych) wskaźników wzrostu i wykorzystania substratu, ale może również prowadzić do zwiększenia przyrostu biomasy netto mikroorganizmów metanogennych lub kwasogennych (g biomasy/g przetworzonego substratu) [Lettinga i in. 2001, Ribera-Pi i in. 2020, Zhao i in. 2021].

Obniżona temperatura wywołuje również zmianę właściwości fizykochemicznych ścieków, co może znacząco wpłynąć na warunki i działanie systemu oczyszczania [Hülßen i in. 2016]. Na przykład rozpuszczalność związków gazowych wzrasta wraz ze spadkiem temperatury poniżej 20°C. Oznacza to, że stężenia rozpuszczonych gazów: metanu, siarkowodoru i wodoru będą wyższe w ściekach w reaktorach pracujących w niskich temperaturach, w porównaniu z tymi, które pracują w wysokich temperaturach. Wysoki wzrost rozpuszczalności CO₂ może skutkować nieco niższym pH środowiska reakcji i przez to wpływać na efektywność procesu beztlenowego [Luostarinen 2005]. W niskich temperaturach zwiększa się lepkość cieczy, co wymaga zwiększonego zapotrzebowania na energię do mieszania zawartości reaktora. W przypadku reaktorów ze złożem beztlenowym może stanowić to dodatkowe utrudnienie realizacji procesów biochemicznych, szczególnie przy niskich szybkościach produkcji

biogazu. Również w reaktorach psychrofilowych cząstki stałe sedymentują wolniej ze względu na zmniejszoną separację ciecz – ciało stałe. Ponadto, w związku z wyższą lepkością cieczy w niższych temperaturach, dyfuzja związków rozpuszczalnych może się obniżyć. Stała dyfuzji związków rozpuszczalnych jest o około 50% niższa w 10°C w porównaniu z warunkami mezofilowymi (zakres temperatur 30–40°C) [Lettinga i in. 2001].

W artykule zawarto wyniki przeprowadzonych badań laboratoryjnych, które miały na celu ocenę skuteczności usuwania substancji organicznych (ChZT) w procesie fermentacji psychrofilowej ścieków komunalnych. Ponadto analizowano przemiany i stężenie azotu, fosforu i siarki w ściekach po procesie oczyszczania beztlenowego.

2. METODY BADAŃ

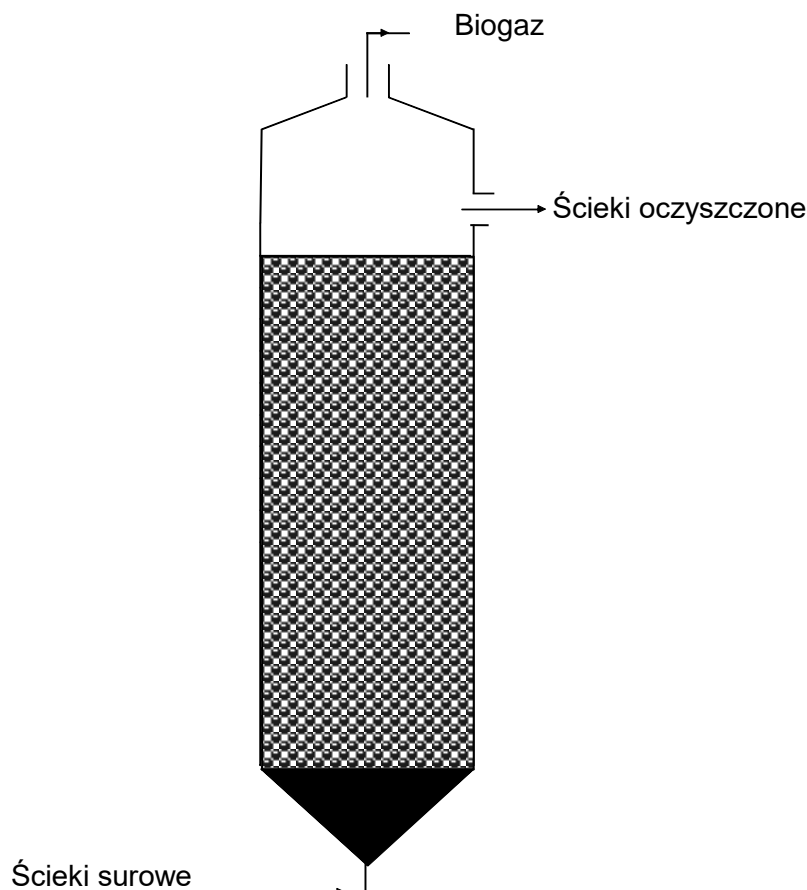
2.1. Ścieki i mikroorganizmy beztlenowe

Do badań zastosowano rzeczywiste ścieki z 2 eksploatowanych w pełnej skali oczyszczalni komunalnych z okolic Bielska-Białej. Obiekty te oczyszczają typowe ścieki komunalne z udziałem około 10% ścieków przemysłowych w technologii z zastosowaniem metody osadu czynnego. Wartości ChZT ścieków surowych wahały się w zakresie od 380 do 895 mg O₂/dm³. Zastosowane ścieki surowe charakteryzowały się ponadto, na poziomie wartości średnich, stężeniem azotu amonowego – 81 mg NH₄⁺/dm³, ortofosforanów – 27 mg PO₄³⁻/dm³ oraz siarczanów – 69 mg SO₄²⁻/dm³.

Psychrofilowe mikroorganizmy beztlenowe zaadoptowano z mezofilowego osadu aktywnego (fermentacji metanowej osadów ściekowych) pozyskanego również z komunalnej oczyszczalni ścieków. Osad ten wpracowywano do warunków psychrofilowych (15–17°C) ściekami komunalnymi przez trzy miesiące.

2.2. Beztlenowa fermentacja psychrofilowa

W badaniach laboratoryjnych do oczyszczania ścieków komunalnych zastosowano złożo beztlenowe. Eksperymentalny reaktor – złożo beztlenowe z przepływem ścieków z dołu do góry – przedstawiono na Rysunku 1. Reaktor składał się z kolumny o średnicy wewnętrznej 10 cm i wysokości 150 cm. Kolumnę wypełniono kształtkami z tworzywa sztucznego (pierścienie Białeckiego). Złożo charakteryzowało się pojemnością 12 dm³. Do zasilania reaktora ściekami i odprowadzania ścieków oczyszczonych zastosowano pompę perystaltyczną. Surowe ścieki komunalne wprowadzano z oddzielnego zbiornika zasilającego i doprowadzono do dolnej części złoża. Ścieki przepływały przez złożo do góry i poprzez odpływ w górnej części złoża były odbierane do drugiego zbiornika (zbiornika ścieków oczyszczonych). Proces oczyszczania ścieków prowadzono w warunkach psychrofilowych, tj. w temperaturze poniżej 20°C (15–19°C). Złożo beztlenowe pracowało z hydraulicznym czasem retencji (HRT) wynoszącym 48 godzin. System oczyszczania beztlenowego ścieków w warunkach psychrofilowych pracował przez 3 miesiące i przeprowadzono trzy etapy realizacji procesu z zastosowaniem różnych wartości obciążenia złoża ładunkiem zanieczyszczeń organicznych (OLR): seria 1 – 0,19 kg ChZT/(m³·d), seria 2 – 0,32 kg ChZT/(m³·d) i seria 3 – 0,26 kg ChZT/(m³·d).



Rys. 1. Laboratoryjny model złoża beztlenowego do oczyszczania ścieków komunalnych.
Fig. 1. Laboratory model of anaerobic filter for municipal sewage treatment.

2.3. Metody analityczne

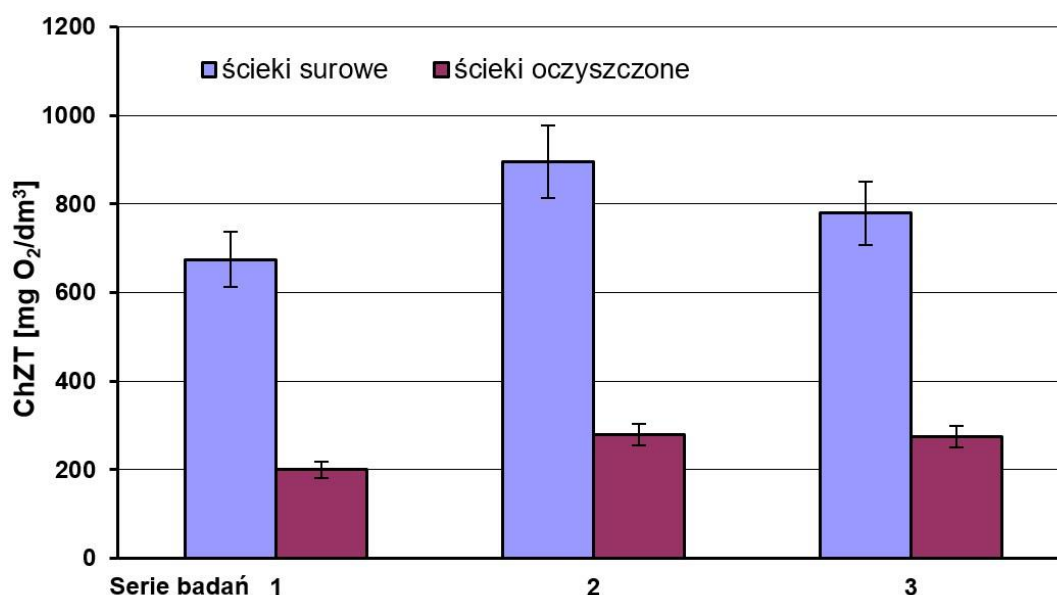
W trakcie realizacji eksperymentu monitorowano i oznaczano wybrane parametry jakości komunalnych ścieków surowych (dopływu) i ścieków po oczyszczaniu beztlenowym (odpływu): temperaturę, pH, potencjał redoks (ORP), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , zgodnie ze standardową procedurą analityczną [Eaton i in. 2005]. ChZT ścieków oznaczano metodą spektrofotometryczną z zastosowaniem testów w szklanych fiolkach i reaktora Hach COD Reactor. Azot amonowy oznaczano metodą Nesslerera. Ortofosforany oznaczono metodą kolorymetryczną z kwasem askorbinowym, natomiast siarczany oznaczano metodą turbidymetryczną. Do oznaczeń kolorymetrycznych zastosowano spektrofotometr HACH DR 5000. Do pomiaru wartości pH, ORP i przewodności elektrycznej właściwej zastosowano odpowiednie mierniki WTW inoLab Level2.

Dla uzyskanych wartości pomiarowych poszczególnych parametrów obliczono średnią arytmetyczną i odchylenie standardowe według STATISTICA 6.0.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. Wyniki badań

Wartości ChZT surowych ścieków komunalnych wprowadzanych do reaktora (w dopływie) wahały się w zakresie od 380 do 675 mg O₂/dm³ dla serii 1, od 750 do 895 mg O₂/dm³ dla serii 2 i od 618 do 780 mg O₂/dm³ dla serii 3. Wartość ChZT w ściekach po beztlenowym oczyszczaniu psychrofilowym utrzymywała się na prawie stałym poziomie podczas pierwszej serii badań i wyniosła średnio 200 mg O₂/dm³. Jednak dla drugiej i trzeciej serii prowadzonego procesu wzrosła odpowiednio do wartości 280 i 275 mg O₂/dm³ (Rys. 2). Zaobserwowano również nieznaczne różnice w usunięciu ChZT ścieków dla serii 2 i 3, dla zastosowanych odpowiednio obciążeń złoża materia organicznego (OLR), tj. 0,32 kg ChZT/(m³·d) w serii 2 i 0,26 kg ChZT/(m³·d) w serii 3. W zależności od zastosowanej wartości obciążenia złoża ładunkiem substancji organicznych uzyskano efektywność usunięcia ChZT ścieków w warunkach psychrofilowych w zakresie 46–72%. Najwyższą efektywność usuwania substancji organicznych uzyskano dla ścieków o stosunkowo wysokich wartościach tego parametru w dopływie do złoża. Różnice w usuwaniu ChZT nie były wyraźnie duże w poszczególnych seriach i można ogólnie przyjąć stabilną jakość odpływu z reaktora psychrofilowego. Wartości ChZT pozostałego w ściekach oczyszczonych beztlenowo mieściły się w zakresie od 200 do 280 mg O₂/dm³.



Rys. 2. Wartości ChZT w ściekach surowych i oczyszczonych w warunkach beztlenowych (serie 1–3).

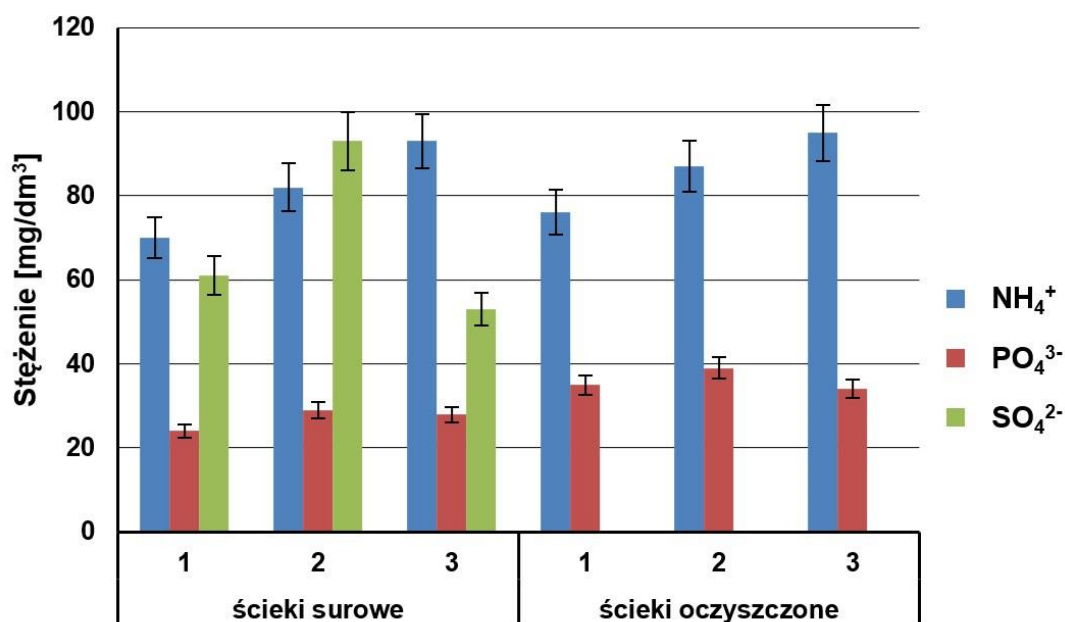
Fig. 2. COD values in the influent and effluent of the anaerobic treatment (series 1, 2 and 3).

Pozostałe oznaczane parametry w ściekach oczyszczanych w psychrofilowym złożu beztlenowym obejmowały stężenie azotu amonowego, ortofosforanów oraz siarczanów. Te charakterystyczne parametry były oznaczane w odpływie w rzadszych odstępach czasu.

Stężenie azotu amonowego w ściekach oczyszczonych stopniowo wzrastało, w zakresie od 2 do 8%, a wynikało to z przebiegającego w warunkach beztlenowych procesu hydrolizy azotu organicznego zawartego w ściekach komunalnych. Amonifikacja była bardziej efektywna w przypadku wyższych wartości ChZT zastosowanych ścieków. Średnie stężenie azotu amonowego wzrosło z 70 do 76 mg/dm³ w serii 1, z 82 do 87 mg/dm³ w serii 2 oraz z 93 do 95 mg/dm³ w serii 3 (Rys. 3).

Stężenie ortofosforanów było wyższe w ściekach po złożu beztlenowym w zakresie od 21 do 46% w porównaniu z odpowiednimi wartościami ich stężenia w ściekach doprowadzanych do złoża. Średnie stężenie ortofosforanów wzrosło z 24 do 35 mg/dm³ w serii 1, z 29 do 39 mg/dm³ w serii 2 oraz z 28 do 34 mg/dm³ w serii 3 (Rys. 3).

Komunalne ścieki surowe charakteryzowały się stężeniem siarczanów w zakresie od 53 do 93 mg SO₄²⁻/dm³. W ściekach oczyszczonych zasadniczo nie oznaczano stężenia siarczanów ze względu na stwierdzoną już na etapie wpracowania złoża, a także w trakcie badań właściwych (serie 1–3), uzyskiwaną redukcję siarczanów na poziomie 100%. Siarczany obecne w surowych ściekach komunalnych w psychrofilowym procesie oczyszczania zostały zredukowane do siarczków, których stężenie w odpływie ze złoża wynosiło od 4,7 do 37,0 mg S²⁻/dm³ dla serii 1, od 12,0 do 56,0 mg S²⁻/dm³ dla serii 2 oraz od 10,8 do 46,1 mg S²⁻/dm³ dla serii 3. Obecność siarczanów w ściekach wprowadzanych do złoża nie wpłynęła negatywnie na realizację beztlenowego procesu degradacji materii organicznej, a fermentacja psychrofilowa przebiegała w warunkach stabilnych. Wartości pH ścieków surowych wahały się od 6,9 do 7,2, natomiast w ściekach oczyszczonych od 6,7 do 7,2.



Rys. 3. Stężenie azotu amonowego, ortofosforanów i siarczanów w ściekach surowych i oczyszczonych w warunkach beztlenowych (serie 1–3).

Fig. 3. Ammonia nitrogen, phosphates and sulphates concentrations in the influent and effluent of the upflow anaerobic filter (series 1, 2 and 3).

3.2. Dyskusja wyników

Uzyskane w trakcie badań laboratoryjnych wyniki beztlenowego oczyszczania ścieków wskazują na przydatność psychrofilowego złoża beztlenowego do wstępnego oczyszczania ścieków komunalnych, szczególnie w zakresie usuwania ChZT. W przeprowadzonych testach stwierdzono znaczną aktywność beztlenowych mikroorganizmów w niskiej temperaturze (od 15 do 19°C), uzyskując stosunkowo wysokie usuwanie materii organicznej zawartej w ściekach komunalnych (ChZT 46–72%). Inni autorzy [Bodic i in. 2000, 2002, Manariotis i Grigoriopoulos 2006], którzy zastosowali w swoich eksperymentach podobne warunki temperaturowe, uzyskali porównywalne wyniki w zakresie usuwania ChZT. Bodic i in. [2000, 2002] badali wydajność beztlenowego oczyszczania ścieków bytowych, uzyskując efektywność usuwania materii organicznej w zakresie od 46 do 90%. Omawiane reaktory beztlenowe były testowane

w różnych warunkach pracy, z czasem zatrzymania ścieków (HRT) 10 i 20 godzin oraz w trzech różnych temperaturach, odpowiednio 9, 15 i 23°C. Temperatura oczywiście ma dominujący wpływ na skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych w procesie beztlenowego oczyszczania ścieków. Wysoką skuteczność usuwania ChZT, niezależną od zastosowanych wartości HRT, uzyskano w temperaturze 23°C. Niższa temperatura prowadzenia beztlenowego oczyszczania ścieków (15 czy 9°C) spowodowała obniżenie skuteczności usuwania ChZT. Niewielki, ujemny wpływ na efektywność usuwania ChZT obserwowano natomiast przy zmianie wartości HRT. Manariotis i in. [2006] oczyszczali ścieki komunalne o średniej wartości ChZT 442 mg O₂/dm³ z wykorzystaniem filtru beztlenowego, z zastosowaniem szerokiego zakresu czasu retencji hydraulicznej (HRT od 0,3 do 3,1 d), zmiennych wartościach obciążenia materia organiczną (OLR) od 0,115 do 1,82 kg ChZT/(m³·d) oraz w zmiennych warunkach pracy filtru (25 i 15°C). W wyższej temperaturze i dla HRT wynoszącego 1,0 dobę skuteczność usuwania ChZT osiągnięto w zakresie od 74 do 79%. Obniżenie temperatury pracy filtru beztlenowego o 10°C skutkowało mniejszą skutecznością usuwania materii organicznej. Dla HRT równego 1,0 d usuwanie ChZT obniżyło się z 53 do 40%.

Porównanie skuteczności usuwania ChZT w beztlenowym procesie oczyszczania ścieków w warunkach psychrofilowych (< 20°C) w różnych typach zastosowanych reaktorów wskazało na uzyskiwanie szerokiego zakresu wartości, bo od 30 do 85%. Średnia wartość usunięcia ChZT wyniosła 71% i była to wartość podobna do wartości stwierdzonych dla beztlenowego oczyszczania ścieków w krajach tropikalnych o stałych, wysokich temperaturach [Lettinga i in. 2001]. W zakresie usuwania ChZT uzyskane w badaniach własnych wyniki dla złoża beztlenowego odpowiadały danym literaturowym. Wspomniani powyżej autorzy sugerowali ponadto, że jednostopniowy reaktor ze złożem granulowanym osadu beztlenowego i psychrofilowe beztlenowe oczyszczanie ścieków komunalnych mogą być efektywne i nadają się do zastosowań w pełnej skali technicznej do oczyszczania ścieków nisko obciążonych materia organiczną. Perspektywa beztlenowego oczyszczania ścieków z zastosowaniem beztlenowego reaktora z osadem zawieszonym wydaje się szczególnie obiecująca dla regionów, w których temperatura ścieków nie spada poniżej 15°C.

Idealnym rozwiązaniem dla technologii beztlenowego oczyszczania ścieków byłoby całkowite usunięcie patogenów i wysokie usuwanie ChZT z odzyskiem energii (metan lub wodor) oraz składników ścieków oczyszczonych, takich jak: azot (jako NH₄⁺), fosfor (jako PO₄³⁻) i siarka (jako S⁰). Rozwój procesów i reaktorów beztlenowych jest ważny nie tylko z punktu widzenia oczyszczania ścieków i ochrony środowiska, ale również w zakresie odzysku specyficznych substancji w nich zawartych [Foresti i in. 2006]. Wysokie stężenia azotu amonowego, ortofosforanów i siarczków w ściekach po oczyszczeniu beztlenowym wymagają ich usunięcia w dodatkowym etapie oczyszczania (w procesie tlenowym). Podkreślić jednak należy, że jakość komunalnych ścieków oczyszczanych w reaktorach beztlenowych może się znacznie różnić w zależności od wielu czynników, jak np.: warunki lokalne, charakterystyka ścieków surowych, konstrukcja reaktora, parametry operacyjne itp. [Foresti i in. 2006]. Ścieki po procesie beztlenowego oczyszczania charakteryzują się zwykle ChZT od 100 do 200 mg O₂/dm³, zawiesiną ogólną (TSS) od 50 do 100 mg/dm³ [Passig i in. 2000, Vieira i in. 2003], stężeniem azotu amonowego od 30 do 50 mg/dm³, a fosforu od 10 do 17 mg/dm³ [Torres i Foresti 2001]. Stężenie siarczków zależy od stężenia siarczanów w ściekach poddawanych oczyszczeniu beztlenowemu oraz od konkurencyjności procesu powstawania siarczków w stosunku do procesu metanogenezy, ponieważ redukcja siarczanów zachodzi korzystniej w porównaniu z metanogenezą, gdy w ściekach jest ograniczona dostępność węgla organicznego [Lens i in. 2000]. W realizowanych badaniach mierzone stężenia azotu amonowego (76–95 mg/dm³) i ortofosforanów (34–39 mg/dm³) nie były szczególnie wysokie, z tego względu zastosowanie fizykochemicznego oczyszczania w celu odzysku wybranych składników ścieków mogłoby być

prawdopodobnie nieopłacalne. Do doczyszczania ścieków po procesie beztlenowym można zastosować biologiczne metody usuwania azotu i fosforu. Z tego względu badania nad dalszym oczyszczaniem ścieków po procesach beztlenowych powinny uwzględniać najnowsze dane na temat metod fizykochemicznych i biologicznych w zakresie odzyskiwania lub usuwania azotu, fosforu i siarki.

4. PODSUMOWANIE

Oczyszczanie beztlenowe ścieków komunalnych może być atrakcyjną alternatywą, szczególnie w przypadku złoża beztlenowego z przepływem ścieków od dołu do góry. Systemy te są najczęściej testowane i analizowane w zakresie niskiej temperatury ($< 20^{\circ}\text{C}$) do oczyszczania ścieków bardzo nisko obciążonych materią organiczną ($< 1000 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$). W zależności od wartości obciążenia złoża ładunkiem substancji organicznych, można usunąć średnio 46–72% ChZT w temperaturze 15–19°C. Szybkość degradacji biologicznej w takim układzie może być zatem odpowiednio wysoka, szczególnie przy bardzo niskich wartościach ChZT w ściekach zasilających złożo. Oprócz zadowalającej skuteczności oczyszczania w zakresie usuwania ChZT uzyskano pełną redukcję siarczanów. Obecność azotu amonowego i siarczanów w ściekach nie wykazała negatywnego wpływu na proces biodegradacji materii organicznej w warunkach psychrofilowych. Pozostałe w ściekach oczyszczonych związki mineralne, takie jak NH_4^+ , PO_4^{3-} , S^{2-} , występowały w stosunkowo wysokich stężeniach. Substancje te wymagają usunięcia w dodatkowym procesie oczyszczania. Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzić można, że zastosowanie złoża beztlenowego pracującego w warunkach psychrofilowych wydaje się być potencjalną technologią stosowaną w praktyce do wstępnego oczyszczania ścieków komunalnych.

LITERATURA

- Bodic I., Herdova B., Drtil M. 2000. Anaerobic treatment of the municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioprocess Engineering*, 22, 385–390.
- Bodic I., Herdova B., Drtil M. 2002. The use of anaerobic filter and AnSBR for wastewater treatment at ambient temperature. *Water Research*, 36, 1084–1088.
- Eaton A.D., Clesceri L.S., Greenberg A.E. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater (19th edn.). American Public Health Association, Washington.
- Elmitwalli T.A., Zandvoort M.H., Zeeman G., Bruning H., Lettinga G. 1999. Low temperature treatment of domestic sewage in Upflow Anaerobic Sludge Blanket and Anaerobic Hybrid Reactors. *Water Science Technology*, 39, 5, 177–185.
- Foresti E., Zaiat M., Vallero M. 2006. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. *Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 3–19.
- Gasparikova E., Kapusta S., Bodik I., Derko J., Kratochvil K. 2005. Evaluation of anaerobic-aerobic wastewater treatment plant operation. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14, 1, 29–34.
- Hülßen T., Barry E.M., Lu Y., Puyol D., Batstone D.J. 2016. Low temperature treatment of domestic wastewater by purple phototrophic bacteria: Performance, activity, and community. *Water Research*, 100, 537–545.
- Lens P.N., Omil F., Lema J.M., Hulshoff Pol L.W. 2000. Biological removal of organic sulphate-rich wastewater. [W:] *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering* (red. Lens P.N.L., Hulshoff Pol L.W.). IWA publishing, Londyn, 153–173.
- Lettinga G., Rebac S., Zeeman G. 2001. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology* 19, 9, 363–370.
- Loustarinen S. 2005. Anaerobic on-site wastewater treatment at low temperatures. Doctor dissertation. University of Jyväskylä, Department of Biological and Environmental Science, Jyväskylä.
- Manariotis I.D., Grigoropoulos S.G. 2006. Municipal wastewater treatment using Upflow Anaerobic Filters. *Water Environment Research*, 78, 3, 233–242.
- Nykova N., Muller T.G., Gyllenberg M., Timmer J. 2002. Quantitative analyses of anaerobic wastewater treatment processes: identifiability and parameter estimation. *Biotechnology and Bioengineering*, 78, 1, 89–103.

- Orozco A. 1997. Pilot and full scale anaerobic treatment of low strength wastewater at sub-optimal temperature (15°C) with a hybrid plug flow reactor. Proceedings of 8th International Conference on Anaerobic Digestion, 2. Sendai, Japan, 183–191.
- Passig F.H., Villela L.H., Ferrera O.P. 2000. Piracicimir sewage treatment plant – Conception utilizing anaerobic process followed by aerobic process – Evaluation of operational conditions and compatibility of the processes. [W:] Proceedings of the IV Lain – American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion (red. Foeresti et al.), 1, 53–59.
- Petropoulos E., Yu Y., Tabraiz S., Yakubu A., Curtisa T.C., Doling J. 2019. High-rate domestic wastewater treatment at 15°C using anaerobic reactors inoculated with cold-adapted sediments/soils – shaping robust methanogenic communities. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 5, 70–82.
- Ribera-Pi J., Campitelli A., Badia-Fabregat M., Jubany I., Martinez-Llado X., McAdam E., Jefferson B., Soares A. 2020. Hydrolysis and methanogenesis in UASB-AnMBR treating municipal wastewater under psychrophilic conditions: Importance of reactor configuration and inoculum. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8, 567695 (DOI: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.567695>).
- Serrano Leon E., Perales Vargas-Machuca J.A., Corona E.L., Arbib Z., Rogalla F., Fernandez Boizan M. 2018. Anaerobic digestion of municipal sewage under psychrophilic conditions. *Journal of Cleaner Production*, 198, 931–939.
- Singh L., Alam S.I., Ramana K.V. 1999. Effect of fluctuating temperature regime on psychrophilic anaerobic digestion of nightsoil. *Defence Science Journal*, 49, 2, 135–140.
- Singh K.S., Viraraghavan T. 1999. Municipal wastewater treatment by UASB process: Start-up at 20°C and operation at mesophilic and psychrophilic temperatures. Proc. Water Environ. Fed. 72nd Annu. Conf. Exposition. New Orleans, LA.
- Torres P., Foresti E. 2001. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors. *Water Science and Technology*, 44, 4, 247–253.
- Vieira L.G., Fazolo A., Zaiat M., Foresti E. 2003. Integrated horizontal-flow anaerobic and radial – flow aerobic reactors for organic matter and nitrogen from domestic sewage. *Environmental Technology*, 24, 51–58.
- Zhao H., Liu H., Sun Y., Zhang L., Fazl U., Piao R., Wang W., Cui Z. 2021. Impact of temperature on the performance and character of the methanogenic community of a fixed-bed anaerobic reactor at psychrophilic temperature. *Water*, 13, 3051 (DOI: <https://doi.org/10.3390/w13213051>).