

## **STRESZCZENIE**

Istotnym źródłem azotu dopływającego do części biologicznej komunalnych oczyszczalni ścieków są odcieki pochodzące z beztlenowych komór fermentacji osadu. Ilościowo odcieki te stanowią zaledwie 1-2% dopływu ścieków do oczyszczalni, ale ładunek azotu kierowany wraz z nimi do ciągu głównego może wynosić nawet 10-30% ogólnego ładunku azotu. Dzięki zastosowaniu wydzielonych systemów oczyszczania odcieków możliwe jest usunięcie nawet 90% ładunku azotu amonowego, co w bardzo istotny sposób korzystnie wpływa na warunki eksploatacji oczyszczalni. Jedną z metod efektywnego usuwania azotu jest zastosowanie konwencjonalnych procesów nityfikacji-denitryfikacji prowadzonych w sekwencyjnym reaktorze biologicznym (SBR). Dla intensyfikacji procesu denitryfikacji, do fazy strefy anoksydacyjnej dawkuje się zewnętrzne źródło węgla organicznego. Istnieje wiele skutecznych, dostępnych na rynku produktów komercyjnych takich jak metanol, etanol, kwas octowy, octan sodu i glukoza, które można określić mianem konwencjonalnych źródła węgla. Jednak podstawowym problemem jest wysoki koszt ich zakupu. Problem ten może być rozwiązany poprzez zastosowanie alternatywnych źródeł węgla, takich jak olej fuzlowy, które są produktami odpadowymi z produkcji alkoholu i cechują się wysokimi stężeniami ChZT oraz wysokim stosunkiem ChZT/N. Innymi istotnymi składnikami w oleju fuzlowym są 2-metylo-1-butanol, który jest związkiem dominującym (prawie 40 % składu) oraz 2-metylo-1-propanol, 3-metylo-1 butanol oraz etanol.

Celem głównym badań było zbadanie kinetyki procesu usuwania azotu z odcieków w konwencjonalnych procesach nityfikacji-denitryfikacji oraz wyznaczenie czasu adaptacji mikroorganizmów osadu czynnego do odcieków i zewnętrznego źródła węgla. Porównano również wpływ konwencjonalnych (etanol) i alternatywnych (olej fuzlowy) źródeł węgla na przebieg procesu denitryfikacji. Badania przeprowadzono w skali laboratoryjnej oraz pilotowej. Dodatkowo wykonano laboratoryjne badania wpływu azotynów na szybkość procesu nityfikacji–denitryfikacji.

Określenie wpływu azotynów na szybkość procesu nityfikacji–denitryfikacji zostało przeprowadzone w skali laboratoryjnej w reaktorach nieprzepływowych. Do badań wykorzystano odcieki pochodzące z oczyszczalni ścieków Wschód w Gdańsku oraz Dębogórze w Gdyni. Badania wykazały, że dodatek  $\text{NaNO}_2$  nie wpłynął na szybkość procesu denitryfikacji. Średnia szybkość NUR w badaniach z dodatkiem i bez dodatku  $\text{NaNO}_2$  wyniosła około 1,4 mg N/(g smo·h). Jednak dodatek  $\text{NaNO}_2$  wpłynął na szybkość procesu nityfikacji mierzonego jako szybkość zużycia azotu amonowego. Szybkość nityfikacji była wyższa w testach bez dodatku  $\text{NaNO}_2$ . Szybkość nityfikacji AUR z dodatkiem  $\text{NaNO}_2$  wyniosła 3,2-4,2 mg N/(g smo·h), natomiast w testach bez dodatku  $\text{NaNO}_2$  wyniosła 4-4,9 mg

N/(g smo·h). Uzasadnienie tej sytuacji, znajdujemy w równaniu Monoda według, którego wyższe stężenie azotynów powodują większą szybkość procesu.

Badania adaptacji osadu do odcieków i zewnętrznego źródła węgla w postaci etanolu oraz oleju fuzlowego przeprowadzonego w skali laboratoryjnej w dwóch reaktorach sekwencyjnych (SBR). Pierwszy układ składał się z dwóch reaktorów o pojemności 4 dm<sup>3</sup>. Natomiast drugi układ składał się z dwóch reaktorów o pojemności 10 dm<sup>3</sup>. Do badań w skali laboratoryjnej wykorzystano osad recykulowany i odcieki pochodzące z oczyszczalni ścieków Wschód w Gdańsku. Mierzona szybkość denitryfikacji w testach z etanolem wzrastała od wartości 0,6 mg N/(g smo·h) do 11,1 mg N/(g smo·h) w 26 dobie badań. W ostatniej serii badań z etanolem, mierzona szybkość NUR wzrastała od wartości 2 do 20,6 mg N/(g smo·h) w 36 dobie badań. Podobne rezultaty otrzymano w testach z olejem fuzlowym. Szybkość denitryfikacji NUR wzrastała od 0,5 do 11 mg N/(g smo·h) w 26 dobie badań. Natomiast w ostatniej serii badań mierzona szybkość NUR wzrastała z wartości 1,6 do 15,3 mg N/(g smo·h) w 36 dobie badań. Mierzona szybkość nitryfikacji wahała się w przedziale 1,7-7,1 mg N/(g smo·h) w testach z dodatkiem etanolu oraz 0,5-8,8 mg N/(g smo·h) w testach z dodatkiem oleju fuzlowego. Efektywność usuwania azotu ogólnego była wysoka we wszystkich seriach badań laboratoryjnych i wyniosła ponad 86%.

Badania w skali pilotowej (półtechnicznej), przeprowadzono w dwóch obiektach. Pierwszy reaktor SBR (V=8 m<sup>3</sup>) znajdował się w oczyszczalni ścieków Wschód w Gdańsku. Drugi reaktor (V=6 m<sup>3</sup>) znajdował się w oczyszczalni ścieków w Słupsku. Wyniki badań szybkości denitryfikacji uzyskane w obu seriach w trakcie badań w oczyszczalni ścieków Wschód w Gdańsku były niskie w porównaniu do badań laboratoryjnych. Maksymalna mierzona szybkość denitryfikacji wyniosła 3,3 mg N/(g smo·h). Natomiast mierzona szybkość nitryfikacji w trakcie tych samych badań wahała się w przedziale 0,5-4,0 mg N/(g smo·h). Pomimo niskich wartości szybkości NUR, efektywność usuwania azotu ogólnego wynosiła ponad 86%. W badaniach prowadzonych w oczyszczalni ścieków w Słupsku mierzona szybkość denitryfikacji wzrastała od wartości 2,0 mg N/(g smo·h) do 17,4 mg N/(g smo·h) w 72 dobie badań. Szybkość procesu nitryfikacji w badaniach prowadzonych na oczyszczalni ścieków w Słupsku wahała się w przedziale 1,9-3,8 mg N/(g smo·h). Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że okres adaptacji (15-20 dób) jest potrzebny dla osiągnięcia szybkości denitryfikacji (NUR) wynoszącej 90% maksymalnej szybkości procesu.