

## Usuwanie azotu

**Tatiana Kita**

**Maciej Kita**

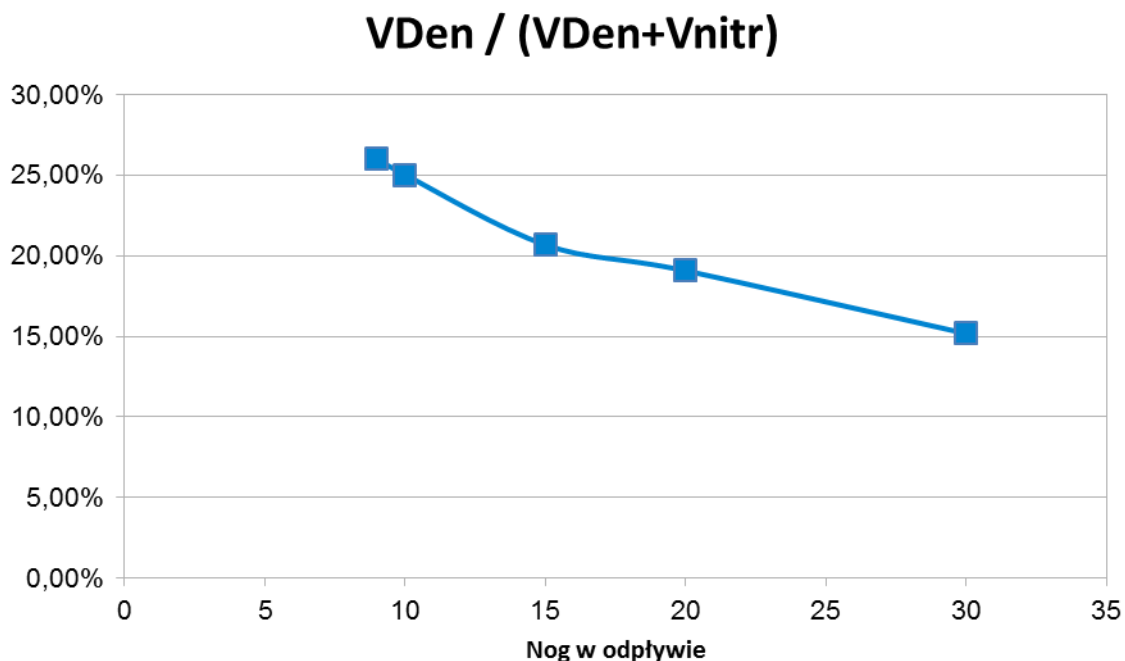
TIM II

### Wstęp

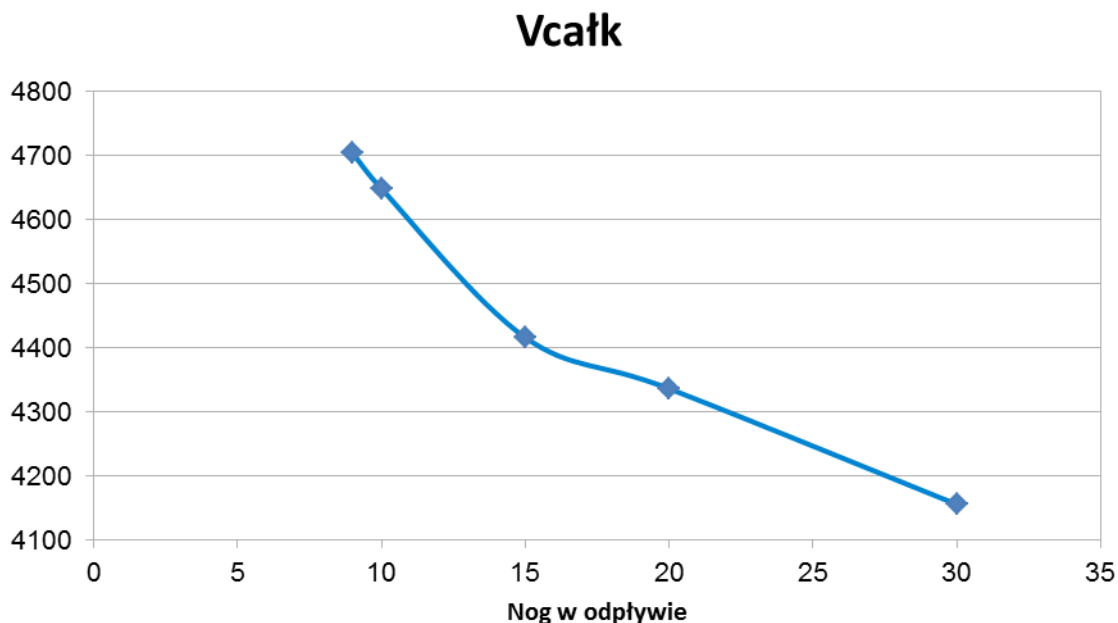
Początki procesów usuwania związków biogenych na oczyszczalniach ścieków wiązały się zazwyczaj z usuwaniem fosforu. Spełnienie normy stężenia fosforu na poziomie  $1,5 \text{ mg/dm}^3$ , bez dozowania środków chemicznych, stanowiło wówczas częsty problem. Z kolei uzyskanie stężenia azotu na poziomie  $30 \text{ mg/dm}^3$  w ściekach oczyszczonych, przy stężeniu w dopływie rzadko kiedy przekraczającym  $40 \text{ mg/dm}^3$ , było stosunkowo łatwe. W kolejnych latach sytuacja uległa jednak zmianie.

Przede wszystkim zmieniły się przepisy wskazujące dopuszczalne stężenie azotu w ściekach oczyszczonych. Zaostrenie jakości ścieków oczyszczonych wymusiło zmianę wielkości i proporcji wymaganych objętości reaktorów biologicznych.

Na poniższym wykresie zamieszczono wymaganą zmianę proporcji komór denitryfikacji i nityfikacji, w zależności od wymaganej efektywności denitryfikacji.



Zmiana efektywności usuwania azotu pociągnęła za sobą również konieczność zwiększenia pojemności czynnej stopnia biologicznego, co uwidoczniło na kolejnym wykresie.



Obliczenia przeprowadzono dla ścieków o typowym składzie i przy temperaturze 12 st. C.

Drugim ważnym elementem wpływającym na zmianę warunków pracy oczyszczalni była zmiana jakości ścieków surowych. Zmiana związana była z oszczędzaniem wody przez ludność (spadek poboru wody), jak i rozbudową sieci kanalizacyjnych. W konsekwencji wydłużył się czas zatrzymania ścieków w kanalizacji, co wpłynęło na spadek dostępnej ilości węgla organicznego w ściekach, przy praktycznie niezmięniętej wielkości strumienia azotu. Ponieważ wszystkie stosowane obecnie technologie usuwania azotu, w głównym ciągu ściekowym, wymagają dostępu odpowiedniej ilości węgla organicznego, zmiana ta również mocno utrudniła uzyskanie wymaganych wyników jakości ścieków oczyszczonych.

Ponadto sama oczyszczalnia generuje znaczne ilości odcieków i ścieków własnych, których ilość może sięgać nawet kilkunastu procent obciążenia hydraulicznego, a skład może znacząco wpłynąć na parametry pracy stopnia biologicznego – na którym to etapie oczyszczania skupia się niniejszy etap szkoleń.

W zależności od kierunku przepływu ścieków można wyróżnić następujące rodzaje wód odciekowych:

1. Ocieki z urządzeń do płukania i odwadniania skratek i piasku
2. Spływy części pływających z osadników wstępnych.
3. Spływy części pływających z osadników wtórnych.
4. Ocieki z zagęszczaczy grawitacyjnych osadu wstępnego.
5. Ocieki z zagęszczaczy mechanicznych osadu nadmiernego.
6. Spusty wody nadosadowej z komór stabilizacji tlenowej.

7. Spusty wody nadosadowej z otwartych basenów fermentacyjnych.
8. Odcieki z odwadniania.
9. Ścieki własne z oczyszczalni.

Różnią się one między sobą własnościami oraz w różny sposób wpływają na procesy biologiczne. A mianowicie:

Ad.1. Odcieki z urządzeń do płukania i odwadniania skratek i piasku zasadniczo zawierają związki węgla i zawiesinę. Zależnie od tego, czy używana jest woda płuczająca, czy skratki i piasek są wyłącznie odwadniane, stężenia zanieczyszczeń wynoszą od kilkuset do kilku tysięcy miligramów w litrze, przy czym ich udział w obciążeniu kolejnych etapów oczyszczania zawiera się zwykle w zakresie od niezauważalnego do kilku procent obciążenia. Jest ono rozłożone na całą dobę, co wynika z charakteru pracy urządzeń do płukania i odwadniania - skratki i piasek są płukane regularnie, w trybie automatycznym. Wpływ na przebieg procesów biologicznych należy ocenić jednoznacznie jako pozytywny – poprzez dostarczanie substratu, którego jednak znaczna część może osiąść w osadniku wstępnym jeśli jest stosowany.

Ad.2. Spływy części pływających z osadników wstępnych zawierają flotujące tłuszcze oraz części stałe. Ten strumień nie jest pompowany do reaktora biologicznego, a wpływ odseparowania substancji flotujących należy ocenić jako korzystny z punktu widzenia przebiegu procesów biologicznych – w tym powstawania kożucha.

Ad.3. Spływy części pływających z osadników wtórnych generalnie zawiera lekkie frakcje osadu czynnego – głównie bakterie nitkowate (znacznie większy udział niż w osadzie czynnym) oraz tłuszcze. Przedostanie się piany do odpływu może spowodować przekroczenie wymaganej jakości ścieków odpływających. Zrzut piany do kanalizacji zakładowej i zawrócenie na początek oczyszczania ścieków, podobnie jak zatrzymywanie i „hodowla” piany na powierzchni reaktorów lub osadników są działaniami szkodliwymi – następuje rozwój mikroorganizmów nitkowatych, które w tych warunkach znajdują się w warunkach bardzo uprzywilejowanych do rozwoju:

- a. czas zatrzymania piany w układzie (a więc „wiek piany”) jest dużo dłuższy od wieku osadu czynnego,
- b. w przypadku zrzutu do kanalizacji, system jest infekowany - zaszczepiany bakteriami nitkowatymi.

Ad.4. Jeśli czas zatrzymania osadu w osadnikach lub zagęszczaczach jest długi, to odcieki z zagęszczaczy grawitacyjnych osadu wstępnego zawierają duże stężenia lotnych kwasów tłuszczowych i zawiesinę. Należy sprawdzać zawartość azotu, gdyż może ona być znaczna i wpływać na strategię pracy stopnia biologicznego. Zawartość związków węgla w tym strumieniu może sięgać kilku lub kilkunastu procent obciążenia stopnia biologicznego, w porównaniu do strumienia ścieków docierającego do reaktorów, co jest zależne od sprawności osadników wstępnych i sposobu pracy zagęszczaczy grawitacyjnych. Dopływ do stopnia biologicznego jest rozłożony w czasie, w ciągu doby (wynika z cyklu pompowań

osadu do zagęszczaczy), przy czym ma charakter „impulsów” pompowych. Odcieki te są bardzo cenną pożywką dla osadu czynnego i mogą mieć znaczący wpływ na efektywność usuwania związków biogennych, decydując wręcz o uzyskaniu parametrów normowych bez konieczności stosowania zewnętrznych preparatów takich jak koagulanty, lub zewnętrzne źródło węgla. Stąd należy bardzo starannie kontrolować drogę tego strumienia. Skierowanie odcieków na początek procesu oczyszczania spowoduje utratę (rozkład) węgla. Warto stosować wydzielone układy transportu - pompownie lokalne, podające odcieki bezpośrednio do reaktorów i to w odpowiednie ich miejsce lub fazę procesu (np. denitryfikacja).

Przykład z praktyki: strumień  $9\,500\text{ m}^3$  ścieków o stężeniu ChZT  $400\text{ mg/dm}^3$  wprowadza do reaktora  $3\,800\text{ kg ChZT/d}$ . Strumień  $500\text{ m}^3$  odcieku (5% przepływu – płukanie LKT), o stężeniu ChZT  $3\,000\text{ mg/dm}^3$  wprowadza do reaktora  $500\text{ kg ChZT/d}$ , czyli 40% ładunku niesionego ze ściekami! Nie można nie uwzględnić tego w bilansie.

Ad.5. Odcieki z zagęszczaczy mechanicznych osadu nadmiernego zasadniczo zawierają jedynie pewne ilości azotanów (rzęd wielkości odpowiadający stężeniom w osadzie recykulowanym) i nie mają wpływu na procesy biologiczne, o ile nie przedostanie się z nimi zbyt duża ilość polimeru.

Ad.6. Spusty wody nadosadowej z komór stabilizacji tlenowej zawierają przede wszystkim bardzo wysokie stężenia azotu azotanowego (przy komorach nie prowadzących denitryfikacji endogennej nawet kilkaset  $\text{mg/dm}^3$ ). Odprowadzenie wody nadosadowej odbywa się uderzeniowo, jednorazowo w ciągu doby lub nawet co kilka dni. Zrzut takiego ładunku może spowodować przekroczenie dopuszczalnych stężeń azotu w ściekach oczyszczonych.

Ad.7. Spusty wody nadosadowej z otwartych basenów fermentacyjnych zawierają przede wszystkim bardzo wysokie stężenia azotu amonowego i organicznego, mogą zawierać duże ilości zawiesiny. Spust odbywa się zwykle powoli i równomiernie, co wpływa na ograniczenie negatywnego wpływu na stopień biologiczny. Zbyt intensywne odprowadzenie wody może spowodować problemy z utrzymaniem składu ścieków oczyszczonych.

Ad.8. Skład odcieków z odwadniania jest zależny od poprzedzających odwadnianie procesów stabilizacji. Dla osadu pobieranego z głównego ciągu oczyszczania, odcieki nie zawierają wysokich stężeń zanieczyszczeń. Odcieki z odwadniania osadu przefermentowanego mogą zawierać azot amonowy/organiczny w stężeniach przekraczających  $1000\text{ mg/dm}^3$  i stężenie fosforu rzędu  $300\text{ mg/dm}^3$ , jeżeli nie ma defosfatacji chemicznej. Odcieki z poboru osadów z procesów stabilizacji tlenowej zawierają znaczne stężenia azotanów, zależnie od sposobu prowadzenia eksploatacji tych komór. Przy dobrze dobranym polimerze w odciekach nie powinno się pojawić zbyt dużo zawiesiny, niezależnie od rodzaju odwadnianego osadu. Uwaga! Pobierając do analizy próbę odcieków należy pamiętać, aby nie zawierała udziału wody płuczającej – wówczas nie ma możliwości wiarygodnego zbilansowania ładunku, wyrażonego w kilogramach na dobę, niesionego przez odcieki.

Ad.9. Ścieki własne (socjalne) z oczyszczalni nie niosą zanieczyszczeń o składzie odbiegającym od typowych ścieków.

W efekcie można stwierdzić, że jakość ścieków docierających do stopnia osadu czynnego jest znacząco gorsza pod kątem podatności na procesy oczyszczania biologicznego, ale w znacznym stopniu jest zależna od sposobu eksploatacji oczyszczalni.

#### Układ technologiczny.

Istnieje wiele konfiguracji reaktorów biologicznych. Nasza praktyka wskazuje, że najlepsze wyniki usuwania azotu uzyskiwaliśmy w systemach z rowami cyrkulacyjnymi. Zazwyczaj jednak okupione to było gorszą jakością osadu czynnego. Przy wydzielonych komorach funkcyjnych, o ile projektant prawidłowo dobrał wielkości komór oraz wydajność systemów recyrkulacyjnych, również uzyskiwane stężenia azotu w ściekach oczyszczonych mieściły się w zakresie określonym przepisami, przy czym zwykle (dla porównywalnych oczyszczalni) suma stężeń azotu była o kilka miligramów wyższa. Tu z kolei obserwowano bardzo niską opadalność osadu i małe skłonności do pienienia się. Idealnym rozwiązaniem okazało się połączenie obydwu tych systemów. Uruchamialiśmy układy, w których wydzielona była komora defosfatacji, denitryfikacji i nityfikacji, przy czym ta ostatnia miała możliwość pracy w formie układu cyrkulacyjnego i była wyposażona zarówno w system napowietrzania jak i mieszadła.

Bardzo ważnym zagadnieniem jest elastyczność dobranego układu technologicznego. Przy rozwiązaniu, w którym projektant wydzielił po prostu komory funkcyjne i każdą z nich ściśle przygotował do danej roli, operator nie ma większej możliwości manewru. Stąd warto aby uwzględniać przynajmniej następujące zagadnienia:

1. Zmiana wielkości komór denitryfikacji i nityfikacji. Odbywa się to poprzez wydzielenie komór dwufunkcyjnych (wyposażonych zarówno w mieszadła jak i dyfuzory). Wówczas w zależności od potrzeb operator może odpowiednio kształtować czas denitryfikacji i nityfikacji. W zaawansowanych rozwiązaniach (np. Zduńska Wola), komora ta samoczynnie zmienia swoją funkcję. Jeżeli przez zadany okres czasu (np. pół godziny) stężenie azotu amonowego przekracza zadaną wartość mierzoną na wylocie z komory nityfikacji, wówczas komora zmienia swoją rolę, przechodząc do funkcji nityfikacji, a tym samym wydłużając czas procesu nityfikacji. Jeżeli z kolei stężenie azotu amonowego spadnie poniżej dolnego, dużo niższego progu – komora przechodzi do roli denitryfikacji. Należy pamiętać o odpowiednim wysterowaniu wielkości recyrkulacji wewnętrznej, zależnie od wielkości strefy denitryfikacyjnej.
2. Zmiana prędkości denitryfikacji. Jak już wcześniej opisano, prędkość denitryfikacji jest w wielkim stopniu zależna od ilości dostępnego węgla organicznego. Można zatem zastosować takie metody jak:
  - a. Dozowanie zewnętrznego źródła węgla organicznego (np. odpadów organicznych, czy innych dedykowanych środków).

- b. Skierowanie wprost do komory denitryfikacji części ścieków (z częściowym pominięciem defosfatacji).
  - c. Skierowanie wprost do komory denitryfikacji odcieków z zagęszczania osadu wstępnego, bogatych w lotne kwasy tłuszczowe.
3. Możliwość fazowania komory nityfikacji. Bardzo często, zwłaszcza w zlewniach o doszczelnionym systemie kanalizacyjnym, zdarza się, że nad ranem brak jest ścieków dopływających. W takiej sytuacji z jednej strony dochodzi do całkowitego utlenienia azotu amonowego. Z drugiej strony jednak, stężenie tlenu rozpuszczonego, pomimo pracy systemu napowietrzania z minimalną wydajnością, rośnie bardzo wysoko. Ponieważ brak jest węgla (nie ma dopływu), to prędkość denitryfikacji spada. Dodatkowo ze strumieniem recyrkulacji wewnętrznej zawracane jest bardzo dużo tlenu. W efekcie wielkość recyrkulacji wewnętrznej spada, co jest reakcją prawidłową, ale jednak w odpływie pojawia się bardzo dużo azotanów. Radą na to może być wyłączenie napowietrzania. Ale wtedy nie utrzymamy osadu w zawieszeniu - stąd wskazane jest, aby komora wyposażona była w mieszadła. Pomagają one zresztą nie tylko przy wyłączaniu napowietrzania, ale również przy niskiej jego intensywności. Jak długo należy utrzymywać wyłączone powietrze? Dotąd, aż pojawi się azot amonowy lub poprzez zadany czas (np. nie dłużej niż półtorej godziny – z uwagi na uwalnianie fosforanów).
4. Możliwość odtleniania strumienia recyrkulacji wewnętrznej. Wydzielenie komory w której nie ma napowietrzania (nawet z 20-30 minutowym czasem zatrzymania), spowoduje, że stężenie tlenu w strumieniu recyrkulacji spadnie o więcej niż miligram tlenu rozpuszczonego. Dodatkową zaletą takiej komory jest możliwość jej odcięcia i opróżnienia, np. w przypadku awarii pompy czy mieszadła pompującego, bez konieczności opróżniania całego reaktora.

#### Parametry.

Kluczowym parametrem, określającym właściwości osadu oraz jego zdolność do utleniania azotu amonowego jest wiek osadu. Oznacza on średni czas przebywania mikroorganizmów w układzie ściekowym oczyszczalni. Innymi słowy, jest to czas, po którym cały osad zgromadzony w bioreaktorze ulegnie wymianie. Wiek osadu oblicza się według wzoru:

$$WO = \frac{V \cdot X}{\Delta X}$$

gdzie:

WO - wiek osadu, doby,

V - całkowita pojemność robocza reaktorów biologicznych, m<sup>3</sup>,

X - średnie stężenie osadu czynnego w reaktorach biologicznych, kg/m<sup>3</sup>.

Usuwanie węgla organicznego jest możliwe nawet przy krótkim wieku osadu. Kluczowe natomiast jest jego znaczenie dla prowadzenia procesu nitryfikacji. W poniższej tabeli zamieszczono minimalny wymagany wiek osadu dla różnych parametrów procesów. Dane te pochodzą z arkusza obliczeniowego ATV A-131 (czyli niemieckiej wytycznej do projektowania, będącej coraz częściej podstawą polskich projektów procesowych).

Rodzaj procesu (cel oczyszczania)	Wielkość oczyszczalni Bd,BZT,Z			
	do 1.200 kg/d		ponad 6.000 kg/d	
Temperatura obliczeniowa	10°C	12°C	10°C	12°C
Proces bez nitryfikacji	5		4	
Proces z nitryfikacją	10	8,2	8	6,6
Proces z eliminacją azotu: VD/VBB = 0,2	12,5	10,3	10,0	8,3
0,3	14,3	11,7	11,4	9,4
0,4	16,7	13,7	13,3	11,0
0,5	20,0	16,4	16,0	13,2
Stabilizacja osadu łącznie z eliminacją azotu	25		nie zalecane	

Z tabeli wyraźnie widać, iż np. usuwanie węgla organicznego dla małej oczyszczalni wymaga minimalnego wieku osadu 5 dni, a już utrzymanie procesu nitryfikacji 10 dni, czyli dwukrotnie dłuższego. Oznacza to, że utrzymanie procesu nitryfikacji jest kluczowym, minimalnym i niezbędnym wymogiem prowadzenia procesu. Warto zauważyć, iż dla coraz większych oczyszczalni wymagany wiek osadu spada – co jest związane z wyrównywaniem się dopływu do oczyszczalni i zmniejszaniem się dopływów uderzeniowych do stopnia biologicznego.

Dla każdej oczyszczalni wiek osadu określany jest w jej projekcie i zasadniczo należy go utrzymać. Jeżeli jednak dysponujemy wiedzą o obciążeniu oczyszczalni i zachowaniu możemy się pokusić o dobranie innego wieku, który będzie być może lepszy dla danej biocenozy. W przypadku oczyszczalni z symultaniczną stabilizacją osadu w głównym ciągu technologicznym zmuszeni jesteśmy zawsze utrzymywać długi wiek osadu – zapewniający jego odpowiednie zmineralizowanie (mówiąc trywialnie: wymarcie większości osadu z uwagi na brak pokarmu), a więc stabilizację: zgodnie z powyższą tabelą minimum 25 dni. Osad taki powinien spełniać kod 19 08 05 – osad z komunalnych oczyszczalni ścieków *ustabilizowany*. Przy czym polskie prawodawstwo nie podaje definicji ustabilizowanego osadu... Wiek taki jednak nie jest optymalny dla prowadzenia procesu oczyszczania ścieków (o czym niżej). Pozytywnym aspektem jest zapewnienie sobie utrzymania nitryfikacji praktycznie w każdych warunkach – biomasa o takim wieku posiada duży zapas nitryfikantów.

Zmieniając (skracając) wiek osadu, oczywiście w granicach zabezpieczających nityfikację, możemy zatem wywołać również szereg równoległych efektów:

- zmniejszenie zużycia energii elektrycznej – co jest oczywiste o tyle, że mniejsza ilość osadu w układzie wymaga mniejszego napowietrzania
- poprawę usuwania fosforu – przy większym przyroście biomasy, większa ilość fosforu się w nią wbudowuje
- zwiększenie przyrostu osadu
- poprawę struktury osadu czynnego (osad jest dobrze odżywiony, bakterie heterotroficzne mają zapewniony prawidłowy rozwój), co ma zasadnicze znaczenie dla przebiegu sedimentacji osadu i jakości ścieków odpływających
- zwiększenie zdolności do rozkładu (wzrost ilości substancji organicznych w porównaniu do mineralnych) – co jest korzystne w przypadku beztlenowych metod przeróbki osadu nadmiernego.

Kolejny ważny parametr dla każdego eksploatatora to stężenie tlenu rozpuszczonego. Ile ono powinno wynosić? Zgodnie ze sztuką – ok. 2 mg/dm<sup>3</sup>. Czemu nie więcej? Bo szkoda energii na napowietrzanie. Czemu nie mniej? Bo proces może przebiegać z problemami. A co pokazuje praktyka? Niektóre oczyszczalnie, zwłaszcza te z dużym udziałem ścieków przemysłowych utrzymują wyższe stężenia tlenu rozpuszczonego. Ale przy stabilnym przebiegu procesu, możliwe jest obniżenie ilości tlenu. Co to daje? Możemy zaoszczędzić na energii elektrycznej zużywanej do wytworzenia sprężonego powietrza. Ważne jest również to, że utrzymując niskie stężenie tlenu, mniejszą ilość tlenu recyrkulujemy do denitryfikacji. W efekcie sprawność denitryfikacji również rośnie. Przy dużej redukcji stężenia tlenu (np. do poziomu 0,5 mg/dm<sup>3</sup>), możemy mówić o symultanicznej denitryfikacji – w zewnętrznym obszarze kłaczek dochodzi tlen do mikroorganizmów i przebiega proces nityfikacji, natomiast w centrum kłaczek panują warunki bez obecności tlenu i tam mikroorganizmy wykorzystują tlen z azotanów, zarazem prowadząc proces denitryfikacji.

Praktyka działania wielu oczyszczalni, działających z symultaniczną denitryfikacją, wskazuje jednak, że stałe utrzymywanie takich niskich stężeń tlenu ma szkodliwy wpływ na indeks osadu, co skutkuje pogorszoną opadalnością i złym zachowaniem osadu w osadnikach. Nieraz też nie ma możliwości wdrożenia efektywnej defosfatacji biologicznej, gdyż przy takim deficycie tlenu, osad nie przyswaja z powrotem fosforu.

Z praktyki wynika, że dużo lepszym rozwiązaniem jest stosowanie denitryfikacji naprzemiennej. Oznacza to, że przez określony czas, wystarczający do utlenienia azotu amonowego, utrzymujemy stężenie tlenu w pełni zaspokajające potrzeby kłaczek osadu czynnego (niekoniecznie 2 mg/dm<sup>3</sup>, ale np. 1,3 -1,5 mg/dm<sup>3</sup>). Następnie, po usunięciu azotu amonowego do stężenia poniżej określonego poziomu, np. 0,5 mg/dm<sup>3</sup>, napowietrzanie jest wyłączane i faza denitryfikacji trwa do momentu aż zostanie usunięta większość azotu azotanowego, np. do poziomu 2-3 mg/dm<sup>3</sup> lub przekroczone będzie dopuszczalne, zadane stężenie azotu amonowego, np. do poziomu 3 mg/dm<sup>3</sup>.



Ważnym zagadnieniem jest sposób sterowania recyrkulacją wewnętrzną. Zwykle stosowana jest recyrkulacja stała lub proporcjonalna do przepływu ścieków. Ale przecież zdolność denitryfikacyjna komory zależy od ilości węgla, a nie przepływu. Stąd warto zbudować w komorze denitryfikacji sondę do pomiaru azotu azotanowego. Wówczas sterowanie odbywa się wprost do zawartości azotu w komorze denitryfikacji – jeśli go brak, recyrkulacja zwiększa wydajność, jeśli jest zbyt dużo – zmniejsza. A co zrobić gdy mamy komorę dwufunkcyjną? Zróżnicować wartości jakie ma utrzymywać system – wyższe stężenie azotanów gdy komora dwufunkcyjna denitryfikuje i niższe, gdy pracuje w roli nityfikacji.

Nieraz obserwujemy sytuację w której recyrkulacja wewnętrzna pracuje z maksymalną wydajnością, a stężenie azotanów w odpływie jest wysokie. Co należy wówczas zrobić? W pierwszej kolejności sprawdzić stężenie azotanów w komorze denitryfikacji. Jeśli ich nie ma, czeka nas inwestycja w dodatkowe pompy cyrkulacyjne. Jeśli azotany są obserwowane w stężeniach wyższych niż  $2-3\text{mg/dm}^3$  należy dostarczyć węgla organicznego celem przyspieszenia denitryfikacji lub recyrkulację zmniejszyć (co wbrew pozorom też poprawi efektywność denitryfikacji, gdyż mniej tlenu wróci do komory denitryfikacji).

A co w sytuacji, gdy nie możemy zmniejszyć stężenia tlenu w komorze napowietrzania, recyrkulacja wewnętrzna jest wykorzystywana zaledwie częściowo, gdyż azot azotanowy wraca do komory nityfikacji? Najlepszą metodą jest wówczas dostarczenie odpowiedniej ilości węgla organicznego, który podniesie zdolności denitryfikacyjne komory.

Skąd ten węgiel wziąć? Podstawowym źródłem węgla organicznego są ścieki surowe i niesione z nimi zanieczyszczenia. W sytuacji, gdy oczyszczalnia nie posiada osadnika wstępnego, ilość dostępnego węgla jest na ogół wystarczająca do zdenitryfikowania azotanów w ilości zapewniającej utrzymanie wymaganej jakości ścieków oczyszczonych. Zupełnie inaczej natomiast zachowuje się układ w którym wprowadzono osadnik wstępny. Przy czasie zatrzymania od pół do godziny, osadnik usuwa zazwyczaj połowę zawiesiny i 25% węgla organicznego oznaczanego jako BZT<sub>5</sub> i zaledwie poniżej 10% azotu. Jeżeli osadnik ma czas zatrzymania 1,5-2 godzin, usuwana jest 1/3 węgla organicznego i ok. 65% zawiesiny, natomiast redukcja azotu nie ulega zwiększeniu. W konsekwencji stopień biologiczny obciążany jest ściekami, które nie zapewniają wystarczającej pożywki dla fazy denitryfikacji. Można w takim przypadku zastosować szereg rozwiązań jak:

1. Obejście osadnika wstępnego: wówczas część ścieków jest kierowana wprost do reaktora. Ilość ta w dobrze wyposażonych układach może być sterowana i zmieniana zależnie od pory dnia i efektów oczyszczania.
2. Aktywacja osadnika wstępnego: wprowadzenie cyrkulacji osadu zagęszczonego z dna osadnika przed osadnik. W powiązaniu ze zwiększeniem zapasu osadu w osadniku, pozwala to na wydłużenie czasu zatrzymania osadu (zainicjowanie fazy hydrolizy) i wypłukanie dzięki cyrkulacji uwodnionych (zhydrolizowanych) związków węgla, zwykle oznaczanych jako lotne kwasy tłuszczowe. Rozwiązanie takie wzbogaca ścieki o związki węgla. Zaletą rozwiązania jest prostota oraz możliwość sterowania wielkością recyrkulacji. Do wad należy zaliczyć brak pełnej wiedzy o procesie (nie wiadomo ile osadu jest w osadniku), dużą bezwładność procesu oraz kierowanie łatwo przyswajalnego węgla do czołowej komory, a zatem wpływając na oprawę procesu defosfatacji, a nie denitryfikacji.

3. Generacja lotnych kwasów tłuszczowych, ale nie w osadniku, jak opisano w poprzednim punkcie, tylko w zagęszczaczach grawitacyjnych lub hydrolizerach. Osad podawany jest do wydzielonego obiektu lub ich grupy, w których przebywa przez czas odpowiedni do zajścia procesów uwodnienia (hydrolizy). Wymaga to odpowiedniego doboru zagęszczaczy lub dobudowy komory hydrolizy – o zwiększonej pojemności, aby zapewnić nie tylko czas na zagęszczanie, ale i na rozkład (uwodnienie) osadu. Wadą takiego rozwiązania jest zwiększony koszt inwestycyjny, zaletami natomiast pełna sterowalność i kontrola procesu oraz możliwość skierowania odcieku niosącego węgiel organiczny do dowolnej komory procesowej (poprzez pompownię odcieków) – czyli z możliwością intensyfikacji denitryfikacji. W przypadku zbyt krótkiego czasu zatrzymania nie dojdzie do hydrolizy. Środkiem zaradczym w takim przypadku jest zmniejszenie objętości osadów odbieranych z osadnika wstępnego. W przypadku gdy osad przebywa zbyt długo w warunkach beztlenowych, rozpoczyna się (po hydrolizie) proces powstawania metanu. Pomocne wówczas jest zwiększenie przepływu osadu, nawet kosztem jego rozrzedzenia, lub odpompowanie fermentującego osadu do komory fermentacyjnej. Ostatnim środkiem jest wtłoczenie sprężonego powietrza (niektóre instalacje są wyposażone w napowietrzanie), które likwiduje warunki beztlenowe i natychmiast przerywa fermentację.
4. Przepuszczenie części ścieków z pominięciem komory defosfatacji. W takim rozwiązaniu całość strumienia ścieków nie jest kierowana do komory defosfatacji, lecz część trafia do komory denitryfikacji. Zaletą takiego rozwiązania jest zwiększenie prędkości denitryfikacji dzięki dodaniu "świeżych" ścieków, niosących węgiel organiczny prosto do komory denitryfikacji. Drugą niebagatelną zaletą jest rozłożenie szczytowych obciążeń reaktora ładunkiem azotu amonowego pochodzącego ze ścieków dopływających – część ścieków trafia do komory nityfikacji szybciej, dzięki by-passowi komory defosfatacji, część zaś musi przepłynąć przez komorę defosfatacji. Rozwiązanie to zmniejsza szczytowe zapotrzebowanie na tlen oraz stabilizuje sam proces denitryfikacji (bo również powstawanie azotanów jest rozciągnięte w czasie).
5. Dostarczenie zewnętrznego źródła węgla. W przypadku braku węgla w ściekach, możliwe jest dostarczenie dodatkowego węgla – w postaci metanolu, etanolu, kwasu octowego, specjalnych preparatów lub po prostu odpadów organicznych. Należy pamiętać, że dozowanie metanolu, mimo, że jest to bardzo energetyczny preparat (ma 1,5 kg ChZT/kg, a ścieki np. 1,2 g/kg) niesie ze sobą szereg ograniczeń. Podstawowe ograniczenia wynikają z charakteru samego środka – konieczne jest stosowanie specjalnych stacji magazynowych i dozujących: posiadających odpowiednie zabezpieczenia pożarowe oraz ogrodzenia (aby ktoś nie spożył metanolu...). Metanol jest środkiem toksycznym kategorii 3. Równie ważnym aspektem jest możliwość stosowania – aby metanol mógł być skutecznie wykorzystany, konieczne jest rozwinięcie się odpowiedniej frakcji bakterii, stąd osad czynny do metanolu należy przyzwyczaić i dozować go w sposób ciągły. Zastosowanie kwasu octowego z kolei pozwala na dozowanie z przerwami, ścieki jednak muszą charakteryzować się odpowiednią zasadowością. Coraz większą

popularność zdobywają dedykowane środki – sprzedawane w postaci handlowej. Są one specjalnie preparowane dla oczyszczalni ścieków, stąd ich dozowanie jest proste, a i działanie skuteczne. Jako wadę można podać tylko cenę – w odróżnieniu od odpadów organicznych, za które można jeszcze pobrać opłatę od ich wytwórcy. Zastosowanie zanieczyszczeń biodegradowalnych wymaga podania znacznie większych ich objętości, co z kolei narzuca konieczność posiadania odpowiedniego zbiornika lub wręcz nawet komory o pojemności rzędu kilkudziesięciu metrów sześciennych.

### Podsumowanie

W referacie wskazano na kilka kluczowych zagadnień związanych z efektywnym usuwaniem azotu ze ścieków. W przypadku pojawienia się problemów z utrzymaniem właściwych stężeń azotu w odpływie z oczyszczalni dobrze jest w pierwszej kolejności zdiagnozować źródło problemu - przeanalizować proces technologiczny pod kątem możliwości zmiany składu ścieków już na samej oczyszczalni, związanej zarówno ze wstępną obróbką ścieków, jak i odprowadzaniem przed stopień oczyszczania biologicznego, odcieków własnych, niosących niekiedy znaczne ładunki azotu. Dopiero w dalszej kolejności, jeśli to okaże się niewystarczające, należy podjąć decyzje o wprowadzeniu do układu zewnętrznego źródła węgla lub o przeprowadzeniu modyfikacji w systemie kanalizacyjnym. Każdą oczyszczalnię należy potraktować indywidualnie, ponieważ nie ma dwóch identycznych obiektów o jednakowym układzie technologicznym i jednakowym składzie ścieków.