

Usuwanie fosforu w procesie osadu czynnego

Krzysztof Barbusiński
Politechnika Śląska
Gliwice

1. Wprowadzenie

Jednym z głównych problemów występujących obecnie w technologii oczyszczania ścieków jest intensyfikacja eliminacji związków azotu i fosforu ze względu na wpływ tych pierwiastków na produktywność biologiczną w środowisku wodnym. Szczególny nacisk kładzie się ostatnio na usuwanie ze ścieków fosforu, gdyż czynnikiem limitującym procesy eutrofizacji wód powierzchniowych jest zazwyczaj stężenie fosforanów, a dopiero przy dużym ich stężeniu czynnikiem takim stają się związki azotu. Graniczne stężenia związków biogennych przy których rozpoczyna się eutrofizacja wynoszą: 0,3 g N/m³ i 0,03 g P/m³ w postaci nieorganicznej (1).

W konwencjonalnych, biologicznych oczyszczalniach ścieków z osadem czynnym efektywność usunięcia fosforu wynosi 10-30% (2,3). Wprowadzane modyfikacje metody osadu czynnego w celu maksymalizacji redukcji związków fosforu, umożliwiają usunięcie od 80 do ponad 90% fosforu ogólnego ze ścieków (4,5). Proces biologicznej defosfatacji wymaga stworzenia w układzie oczyszczania przemiannych warunków beztlenowo-tlenowych, dzięki którym w biocenozie osadu czynnego wykształca się zróżnicowana flora bakteryjna zdolna do zwiększonego magazynowania fosforu w komórkach, w formie nierozpuszczalnych polifosforanów. W warunkach anaerobowych fosfor uwalniany jest do środowiska w wyniku rozkładu wewnątrzkomórkowych polifosforanów, a uzyskaną stąd energię bakterie wykorzystują do biosyntezy substancji zapasowej — kwasu poli- β -hydroksymasłowego (PHB). W warunkach aerobowych następuje szybkie pobieranie rozpuszczonego fosforu i tworzenie ATP przy wykorzystaniu energii uzyskanej z tlenowego rozkładu PHB, przy czym część ATP jest przekształcana do polifosforanów, które są kumulowane w komórkach magazynując nadmiar energii.

Pomimo prowadzonych przez kilkanaście lat intensywnych badań, w dalszym ciągu nie jest jednoznacznie wyjaśniony mechanizm kumulacji polifosforanów w komórkach bakterii, jak również nie ma pewności, które rodzaje bakterii występujących w osadzie czynnym mają decydującą rolę w usuwaniu fosforu ze ścieków. Powszechnie przyjmuje się, że wśród wielu gatunków bakterii posiadających zdolność pobierania ze środowiska nadmiernych ilości fosforu w stosunku do potrzeb wynikających z normalnej syntezy biomasy, szczególne znaczenie odgrywają bakterie rodzaju *Acinetobacter* (6,7,8). Rezultaty uzyskane z niektórych badań sugerują jednak, że udział *Acinetobacter* w usuwaniu fosforu przez osad czynny może być przeceniany (9,10). W wielu publikacjach (2,11-15) przedstawia się względnie spójne podstawy biologicznego usuwania fosforu oraz metabolizm polifosforanów w warunkach anaerobowo-aerobowych. Są to jednak teorie uproszczone, wymagające dalszych wysiłków w celu ich uściślenia.

Proces biologicznej defosfatacji stosuje się jednak z powodzeniem w praktyce oczyszczania ścieków, uzyskując bardziej lub mniej zadowalające wyniki redukcji fosforu. Na obecnym etapie wiedzy efektywność procesu biologicznego usuwania fosforu uzależniona jest głównie od zapewnienia optymalnych i stabilnych parametrów pracy osadu czynnego. Istotną rolę odgrywa tutaj również charakter i skład ścieków oraz przyjęty układ technologiczny.

2. Wybór sposobu biologicznego usuwania fosforu

Usuwanie fosforu ze ścieków przy wykorzystaniu procesów biologicznych realizować można za pomocą licznych metod, począwszy od najprostszych układów beztlenowo-tlenowych, a skończywszy na zintegrowanych systemach usuwania węgla organicznego, azotu i fosforu. Do najczęściej stosowanych rozwiązań należą takie systemy jak: A/O (*anaerobic/oxic*), A₂/O (*anaerobic/anoxic/oxic*), BARDENPHO (*Barnard denitrification phosphorus removal*), PHOREDOR (*phosphorus reduction oxidation*), UCT (*University of Cape Town*) i BIODENIPHO (*biological denitrification phosphorus removal*). W praktyce występuje szereg modyfikacji tych systemów wprowadzanych wraz z postępem stanu wiedzy.

Generalnie istnieją dwa aspekty zastosowania biologicznej defosfatacji ścieków na skalę techniczną: 1) wybór systemu oczyszczania dla nowo projektowanego obiektu, 2) adaptacja obiektu już istniejącego. W obydwu przypadkach kryterium wyjściowym jest ustalenie zakresu procesu:

- usuwanie węgla organicznego i fosforu bez usuwania azotu;
- jednoczesne usuwanie węgla organicznego, fosforu i azotu.

Przy projektowaniu nowych oczyszczalni ścieków stosunkowo łatwo można spełnić wszystkie warunki pozwalające na usunięcie węgla organicznego i fosforu oraz w razie potrzeby także azotu. Solidne podstawy teoretyczne i praktyczne dla wyboru optymalnego układu technologicznego daje wykorzystanie wyników z intensywnie prowadzonych prac badawczych w kraju i za granicą.

Szczególnie na uwagę zwracają doświadczenia w tych krajach w których znacznie wcześniej zaczęto limitować ilość związków biogennych w ściekach oczyszczonych. Przyjęcie właściwego rozwiązania będzie zależało od charakterystyki ilościowej i jakościowej ścieków oraz wzajemnych relacji między zawartością węgla organicznego, fosforu i azotu. Wymagane efekty oczyszczania uwarunkowane będą jakością ścieków i obowiązującymi normami prawnymi (16).

Konieczność efektywnego usuwania związków biogennych w procesie oczyszczania ścieków wymaga także bardziej lub mniej istotnej modernizacji oczyszczalni już istniejących. Stwarza to wiele trudności natury technologicznej i konstrukcyjnej. Bardzo ważne jest, żeby w nowym rozwiązaniu umiejętnie połączyć sprawność i niezawodność procesu z minimalizacją kosztów i zabiegów technicznych. Praktyczne doświadczenia (1,17) dowodzą, że przy podejmowaniu decyzji o sposobie zmiany funkcjonowania oczyszczalni należy przeanalizować takie warunki w modyfikowanym obiekcie jak: wielkość obiektu, istniejący układ technologiczny, charakter ścieków, wymiary i kształt reaktorów biologicznych, pojemność osadników, system napowietrzania i wydajność urządzeń natleniających, sposób przeróbki osadów oraz sprawność działania i stan techniczny obiektu. Istotne jest umiejętne wykorzystanie w nowym systemie oczyszczania dotychczasowych obiektów technologicznych (reaktorów biologicznych, osadników, zągęszczaczy itp.). W niektórych przypadkach konieczna będzie zasadnicza zmiana ich funkcji, np. adaptacja osadników wstępnych na reaktory beztlenowe.

Modyfikacja istniejących oczyszczalni jest sprawą złożoną i w większości przypadków stanowi kompromis pomiędzy wymaganiami teoretycznymi a faktycznymi możliwościami. Dlatego bardzo istotne jest wykonanie wstępnych badań w instalacji modelowej przy zastosowaniu ścieków rzeczywistych, w celu sprawdzenia i uściślenia przyjętej koncepcji, wyznaczenia podstawowych parametrów technologicznych oraz określenia efektów redukcji zanieczyszczeń. Badania takie zalecane są również dla obiektów nowo projektowanych. Taki tok postępowania umożliwi wybór optymalnego w danych warunkach rozwiązania.

3. Czynniki wpływające na efekty redukcji fosforu

Chociaż obecność strefy beztlenowej jest warunkiem koniecznym dla biologicznego usuwania fosforu, to wiele czynników, takich jak: skład ścieków, ilość tlenu, obecność azotanów oraz obciążenie i wiek osadu, mogą pozytywnie lub negatywnie wpływać na ten proces.

3.1. Charakterystyka ścieków

Czynniki limitującymi usuwanie fosforu przez bakterie zdolne do jego zwiększonej kumulacji w komórkach może być stężenie fosforu albo stężenie łatwo rozkładalnych substancji organicznych (oznaczanych przez BZT₅ —

Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu i ChZT — Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu) w ściekach surowych. Wstępną ocenę możliwości efektywnego przebiegu procesu biologicznej defosfatacji można dokonać na podstawie znajomości relacji BZT_5/P oraz $ChZT/BZT_5$ w ściekach poddawanych oczyszczaniu. Zależność między $ChZT$ i BZT_5 jest miarą podatności substancji organicznych zawartych w ściekach na biodegradację. Dla osiągnięcia dużej sprawności biologicznej defosfatacji wymagana jest wysoka wartość BZT_5/P oraz niska wartość $ChZT/BZT_5$. W praktyce przyjmuje się, że stosunek $BZT_5/P_{ogólnego}$ powinien wynosić co najmniej 20-25 (1,5).

Dla większego stopnia usunięcia fosforu w warunkach aerobowych konieczne jest najpierw odpowiednio duże jego uwolnienie w warunkach anaerobowych. Składniki zawarte w ściekach dopływających do strefy beztlenowej reaktora decydują o szybkości uwalniania fosforu z komórek bakterii zdolnych do jego zwiększonej kumulacji. Ilość uwalnianego fosforu jest proporcjonalna do ilości usuniętego substratu organicznego w warunkach beztlenowych, jednak relacja między tymi wielkościami zależy od rodzaju substratu (14). Obecność w ściekach prostych kwasów organicznych znacznie zwiększa intensywność uwalniania fosforu do środowiska. Istnieje jednak graniczne ich stężenie, powyżej którego szybkość uwalniania fosforu limitowana jest ilością polifosforanów zgromadzonych w komórkach. Efekt ten związany jest z ograniczonymi możliwościami tworzenia przez bakterie wewnątrzkomórkowych rezerw polifosforanów, tzw. *maximum phosphorus storage capacity* (14).

Uważa się, że temperatura i odczyn ścieków są mniej ważne (15,18,19). Uzyskiwane wysokie efekty biologicznego usuwania fosforu nawet przy temperaturach 6-10°C, tłumaczy się możliwością zmiany stosunku między mezofilnymi i psychrofilnymi mikroorganizmami w biocenozie osadu czynnego (15). W sposób pośredni temperatura może jednak wpływać na biologiczną defosfatację w systemach zintegrowanego usuwania węgla organicznego, azotu i fosforu. Niska temperatura powoduje bowiem znaczne spowolnienie denitryfikacji ścieków i w rezultacie obecność w układzie oczyszczania większej ilości azotanów, które hamują intensywność procesu biologicznego usuwania fosforu. Również ostatnie doniesienia (20) odnośnie do roli pH wskazują, że czynnik ten może mieć jednak istotny wpływ na stopień uwalniania fosforu w warunkach anaerobowych oraz udział bakterii zdolnych do kumulacji fosforanów w biocenozie osadu czynnego.

Należy także zaznaczyć, że jak w każdym procesie biotechnologicznym niekorzystny wpływ na biologiczne usuwanie fosforu będzie miała duża zmienność stężenia i składu ścieków.

3.2. Układ technologiczny

Jedną z istotnych przyczyn nieefektywnego przebiegu biologicznej defosfatacji jest wpływ azotanów powstających w procesie nityfikacji w warunkach tlenowych. Azotany obecne w strefie beztlenowej hamują biologiczną defosfata-

cję, ponieważ fakultatywne bakterie denitryfikacyjne, wykorzystują substancje organiczne w wyniku utleniania a nie redukcji (1). W tych warunkach potencjał redox jest zbyt wysoki dla produkcji prostych kwasów organicznych wobec czego może nastąpić niedobór lub brak produktów fermentacji, stanowiąc ograniczenie dla uwalniania fosforu z komórek bakterii kumulujących polifosforany. Obecność prostych kwasów organicznych w strefie beztlenowej jest tutaj czynnikiem limitującym. Kiedy ich stężenie jest odpowiednio wysokie, procesy uwalniania fosforu i denitryfikacji mogą zachodzić równocześnie (5,15). Dlatego proces biologicznej defosfatacji przebiega szybciej, gdy ścieki dopływające do układu są zagniłe, gdyż znajdują się w nich gotowe produkty fermentacji.

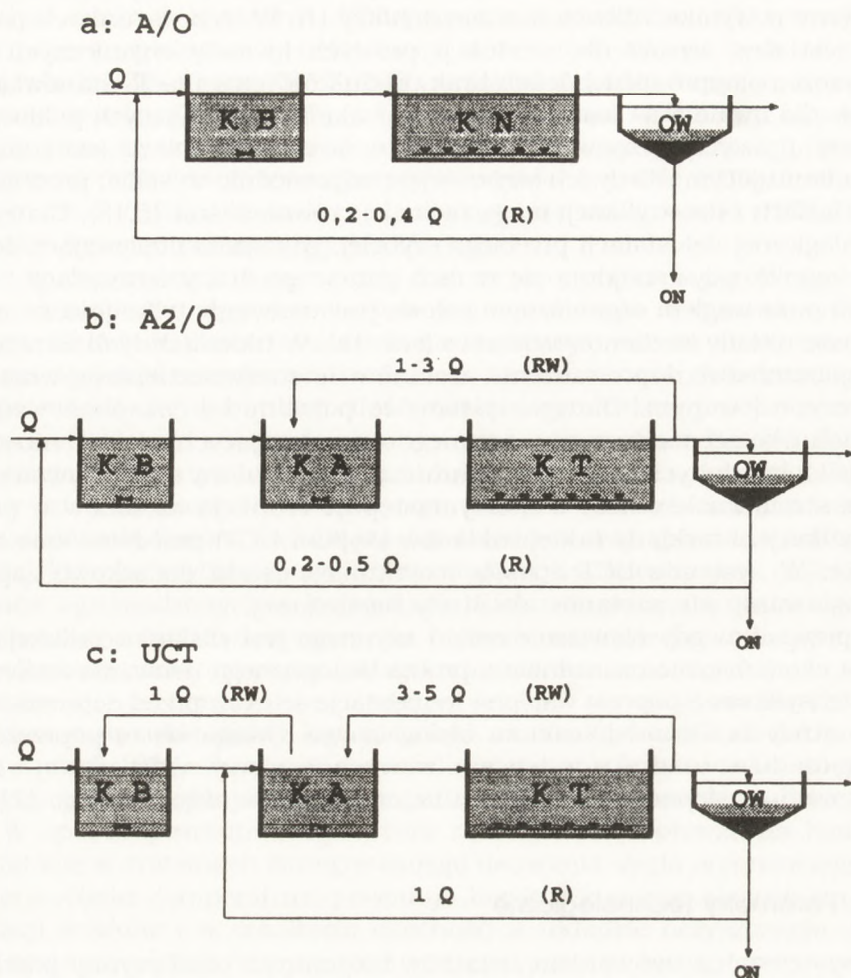
Jeśli poza węglem organicznym celowe jest usuwanie tylko fosforu, stosuje się proste układy beztlenowo-tlenowe (rys. 1a). W układach tych istnieje duże niebezpieczeństwo doprowadzenia azotanów do strefy beztlenowej wraz z osadem recyrkulowanym. Dlatego systemy te powinny być eksploatowane przy wysokich obciążeniach osadu czynnego ograniczających proces nityfikacji. Dla niskoobciążonych systemów osadu czynnego zaleca się stosowanie układów ze strefą anoksydacyjną, w której następuje redukcja azotanów w procesie denitryfikacji. Przykłady takich układów (A_2/O i UCT) przedstawiono na rys. 1b i 1c. W systemie UCT sposób recyrkulacji osadu dodatkowo zapobiega przedostawaniu się azotanów do strefy beztlenowej.

W przypadku gdy obciążenie osadu czynnego jest niskie, a redukcja azotu nie jest ekonomicznie uzasadniona, proces biologicznego usuwania fosforu można zintensyfikować poprzez wstępną fermentację ścieków przed doprowadzeniem ich do strefy beztlenowej reaktora biologicznego. Osiąga się to poprzez: recyrkulację osadu w osadniku wstępnym, zawracanie cieczy nadosadowej z zagęszczaczy osadu wstępnego lub zawracanie części osadu zagęszczonego (21).

3.3. Parametry technologiczne

W systemach z usuwaniem związków biogenych osad czynny poddawany jest naprzemiennym anaerobowym, anoksydacyjnym i aerobowym warunkom tlenowym. Dla sprawnego przebiegu procesu denitryfikacji stężenie tlenu w strefie anoksydacyjnej nie powinno przekraczać $0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$. Ponieważ, jak już wspomniano, obniżenie sprawności denitryfikacji może zahamować proces biologicznego usuwania fosforu, istotne jest optymalne utrzymywanie warunków tlenowych w strefie aeracji oraz kontrolowanie stopnia recyrkulacji ścieków i osadu czynnego ze strefy tlenowej do anoksydacyjnej. W przypadku prostych układów beztlenowo-tlenowych, przetlenienie strefy aeracji przy wysokim stopniu recyrkulacji osadu może spowodować doprowadzenie pewnych ilości tlenu do strefy anaerobowej. Obecność tlenu w tej strefie (podobnie jak obecność azotanów) zmniejsza szybkość biologicznej defosfatacji, ponieważ tlenowy rozkład substratów hamuje wytwarzanie prostych kwasów organicznych preferowanych przez bakterie usuwające fosfor.

Sprawność procesu usuwania fosforu obniża się wraz ze zmniejszaniem ob-



Rys. 1. Układy technologiczne z podwyższoną biologiczną redukcją fosforu: Q — ilość dopływających ścieków, R — recyrkulacja osadu, RW — recyrkulacja wewnętrzna, ON — osad nadmierny, KB — komora beztlenowa (defosfatacji), KA — komora anoksydzna (denitryfikacji), KT — komora tlenowa (nityfikacji), KN — komora napowietrzania, OW — osadnik wtórny.

ciążenia i/lub wydłużaniem się wieku osadu czynnego (1,2,15). Przy wzroście wieku osadu maleje jego przyrost, a tym samym zmniejsza się ilość odprowadzanego z układu osadu nadmiernego i zawartego w nim fosforu. Z kolei wysokie obciążenie i niski wiek osadu powodują hamowanie procesu nityfikacji, co jest szczególnie ważne dla efektywnej eksploatacji systemów typu A/O.

Optymalny czas zatrzymania ścieków T_B w strefie beztlenowej zależy od

składu oraz stopnia świeżości ścieków. Przy stosunku $BZT_5/P_{ogólnego} > 20$, wpływ tego parametru na efekt usuwania fosforu jest niewielki, a wymagany czas T_B na ogół nie przekracza 1,0-1,5 godziny. W przypadku $BZT_5/P_{ogólnego} < 20$ wskazane jest zwiększenie czasu T_B do 2 godzin. W poszczególnych systemach usuwania związków biogenych projektowy czas T_B wynosi od 0,5 do 2 godzin. Praktyczne doświadczenia eksploatacyjne oraz wyniki z przeprowadzonych prac badawczych wykazują, że zwiększenie czasu T_B powyżej 2 godzin nie wpływa w istotny sposób na efekty biologicznej defosfatacji.

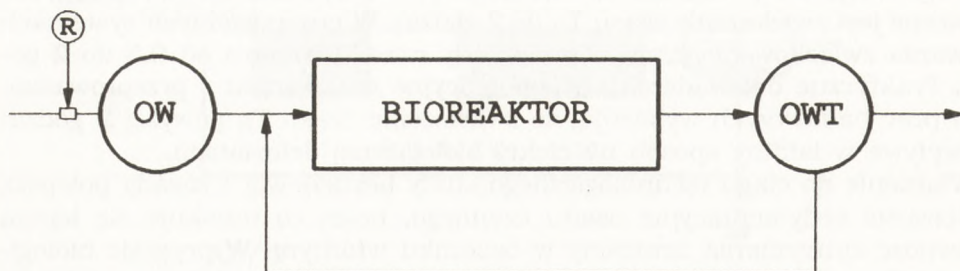
Włączenie do ciągu technologicznego strefy beztlenowej z zasady polepsza właściwości sedymentacyjne osadu czynnego, przez co uzyskuje się lepszą sprawność zatrzymania zawiesiny w osadniku wtórnym. W procesie biologicznej defosfatacji zawartość fosforu kumulowanego w suchej masie osadu czynnego może wynosić 4-6 % (2,11,13,22), a niekiedy dochodzić do 9-10 % (1,23). Zawiesina wynoszona z oczyszczonymi ściekami może zatem poważnie obniżyć efekty usuwania fosforu. W trakcie eksploatacji osadników należy również dążyć do utrzymywania czasu magazynowania oraz zagęszczania osadu poniżej 2 godzin. Wyższe czasy mogą bowiem doprowadzić do flotowania osadu w wyniku zachodzącej denitryfikacji oraz do wtórnego uwalniania fosforu z osadu w zaistniałych warunkach beztlenowych.

Proces wtórnego uwalniania fosforu jest zagadnieniem bardzo złożonym. Zjawisko to najczęściej zachodzi podczas dłuższego przebywania biomasy osadu czynnego w warunkach beztlenowych. Może jednak również występować w warunkach tlenowych przy znacznym niedoborze lub braku substratu organicznego. Obiektami, w których z racji pełnionych funkcji istnieje największe niebezpieczeństwo wydzielania fosforu są: osadniki, zagęszczacze osadu, zbiorniki magazynowania osadu oraz komory fermentacyjne i komory stabilizacji tlenowej. W praktyce, stopień i intensywność uwalniania fosforu z komórek mikroorganizmów jest często specyficznym problemem poszczególnych oczyszczalni ścieków. Jednakże, szczególnie sprzyjający temu zjawisku jest proces fermentacji beztlenowej osadu. Ponieważ fosfor uwolniony na poszczególnych etapach przeróbki osadu wraca z odciekami i/lub wodami nadosadowymi do głównego ciągu technologicznego, należy w każdej oczyszczalni analizować jego ilości, uwzględniając je w ogólnym bilansie fosforu doprowadzanego do reaktorów biologicznych oraz przy ocenie relacji BZT_5/P .

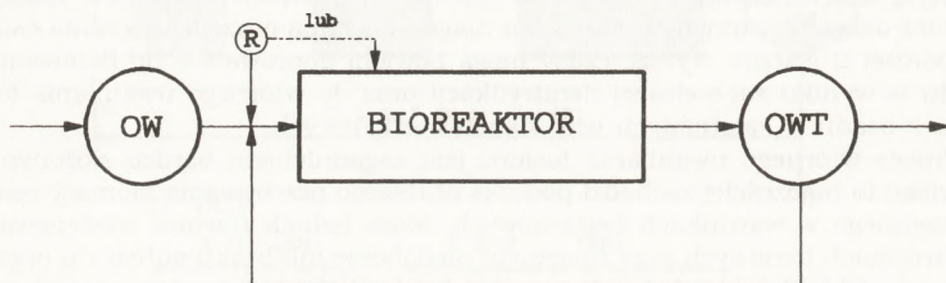
4. Wspomaganie biologicznej defosfatacji z zastosowaniem metod chemicznych

W istniejących, a także realizowanych obecnie oczyszczalniach ścieków przeważnie występują duże rezerwy pojemności obiektów technologicznych. Dlatego w pierwszej kolejności należy rozważać zastosowanie w nich biologicznego usuwania fosforu. Doświadczenia eksploatacyjne wykazują jednak, że uzyskanie stabilnego stężenia fosforu ogólnego poniżej 1,0-1,5 g P/m³ w od-

a:



b:



Rys. 2. Metody strącania fosforu: a — strącanie wstępne, b — strącanie symultaniczne; OW — osadnik wstępny, OWT — osadnik wtórny, R — miejsce dozowania reagentów chemicznych.

plywie z układów oczyszczania z podwyższoną biologiczną defosfatacją jest bardzo trudne. W związku z tym, przy wysokich wymaganiach dotyczących redukcji fosforu należy w układach biologicznych przewidywać dodatkowo chemiczne strącanie fosforu lub strącanie z filtracją. Dodatkowe strącanie chemiczne w zależności od potrzeb może być stosowane tylko okresowo.

W celu polepszenia efektów usuwania fosforu ze ścieków stosuje się najczęściej jego strącanie solami glinu lub żelaza. Dominującymi metodami są: 1) strącanie wstępne oraz 2) symultaniczne (rys. 2). Strącanie końcowe z uwagi na bardzo wysokie koszty budowy dodatkowych urządzeń nie jest rozwiązaniem zalecanym. Strącanie wstępne poza usunięciem fosforu powoduje także redukcję BZT_5 ścieków, co może niekorzystnie wpływać na stosunek BZT_5/P , a także na procesy biologiczne (np. denitryfikacji) w reaktorach osadu czynnego. W przypadku strącania symultanicznego, reagenty chemiczne można dozować przed komorą tlenową bądź też do komory (lub strefy) tlenowej reaktora biologicznego. Zastosowanie metody symultanicznej pozwala na wyższy stopień usunięcia fosforu w porównaniu ze wstępnym strącaniem. Wspomaganie biologicznego usuwania fosforu za pomocą metod chemicznych po-

woduje, że w porównaniu z samym strącaniem chemicznym zmniejsza się ilość zużywanych reagentów, a zatem maleje ilość powstającego osadu oraz zasolenie oczyszczonych ścieków.

W przeprowadzonych badaniach wpływu reagentów chemicznych na procesy biologiczne wykazuje się, że sole glinu i żelaza nie są inhibitorami bakterii heterotroficznych i wpływają korzystnie na usuwanie azotu ogólnego (24). Wyniki badań prowadzonych na Politechnice Śląskiej (25) wykazały, że sole żelaza trójwartościowego w ilości przekraczającej 4,5 g Fe/kg s.m. osadu czynnego powodowały wzrost aktywności fizjologicznej mikroorganizmów, mierzonej szybkością zużycia tlenu. Było to zgodne z innymi doniesieniami, że sole żelaza mogą dodatnio oddziaływać na aktywność biochemiczną osadu czynnego, natomiast sole glinu mogą opóźniać procesy biochemiczne (26).

5. Podsumowanie

Coraz większe wymagania dotyczące oczyszczania ścieków, a w szczególności usuwania związków biogenych, powodują znaczny stopień skomplikowania układów technologicznych. Na efektywność procesu biologicznej redukcji fosforu mają wpływ, takie czynniki jak: charakter i skład ścieków, przyjęty układ oczyszczania oraz rzeczywiste parametry technologiczne. Szczególnie ważne jest zapewnienie optymalnych i stabilnych warunków pracy osadu czynnego. Wymaga to stałej kontroli parametrów pracy urządzeń technologicznych oraz zapewnienia możliwości precyzyjnej regulacji tych parametrów. W tym celu przy projektowaniu nowych lub modernizacji już istniejących oczyszczalni, należy uwzględnić zastosowanie nowoczesnych systemów kontrolno-sterujących. Przede wszystkim jednak konieczne jest takie projektowanie nowych oczyszczalni, aby w zależności od potrzeb poszczególne urządzenia (np. reaktory, osadniki, zagęszczacze) mogły być łatwo adaptowane do pełnienia różnych funkcji technologicznych (tzw. elastyczność obiektu).

W nowoczesnych oczyszczalniach ścieków usuwających związki biogenne powinny być spełnione dwie istotne funkcje, a mianowicie: powinny być realizowane założone procesy biotechnologiczne, oraz winny stanowić one dodatkowe zaplecze dla prowadzenia badań naukowych. Dlatego w miarę możliwości należy dążyć do wprowadzania w zakres kontroli analitycznej w tych obiektach, oznaczeń aktywności metabolicznej mikroorganizmów i aktywności niektórych specyficznych enzymów (np. biorących udział w metabolizmie polifosforanów u bakterii zdolnych do kumulacji fosforu), a także obserwacji mikroskopowych i badań mikrobiologicznych biocenozy osadu czynnego. Takie podejście do eksploatacji oczyszczalni ścieków wymaga zatrudniania w tych obiektach wysoko wykwalifikowanej kadry biotechnologicznej.

Literatura

1. Bernacka J., Kurbiel J., Pawłowska L., (1992), *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
2. Lan J. C., Benefield L., Randall C. W., (1983), *Wat. Res.*, 17, 1193-1200.
3. Bernacka J., (1985), *Integracja usuwania węgla, azotu i fosforu ze ścieków w procesie niskoobciążonego osadu czynnego*, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa.
4. Tetreault M. J., Benedict A. H., Kaempfer C., Barth E. F., (1986), *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 58, 823-837.
5. Daigger G. T., Waltrip G. D., Romm E. D., Morales L. M., (1988), *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 60, 1833-1842.
6. Fuhs G. W., Chen M., (1975), *Microbial Ecol.*, 2, 119-138.
7. Buchan L., (1983), *Wat. Sci. Technol.*, 15, 87-103.
8. Deinema M. H., van Loosdrecht M., Scholten A., (1985), *Wat. Sci. Technol.*, 17, 119-125.
9. Cloete T. E., Steyn P. L., (1988), *Wat. Res.*, 22, 961-969.
10. Cloete T. E., Steyn P. L., (1988), *Wat. Res.*, 22, 971-976.
11. Deakynne C. W., Patel M. A., Krichten D. J., (1984), *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 56, 867-873.
12. Comeau Y., Hall K. J., Oldham W. K., (1985), *Wat. Sci. Technol.*, 17, 313-314.
13. Jones P. H., Tadwalkar A. D., Hsu C. L., (1987), *Wat. Res.*, 21, 301-308.
14. Somiya I., Tsuno H., Matsumoto M., (1988), *Wat. Res.*, 22, 49-58.
15. van Starckenburg W., Rensink J. H., Rijs G. B., (1993), *Wat. Sci. Technol.*, 27, 317-328.
16. Rozporządzenie MOŚZNiL, (1991), Dz.U. nr 116, poz. 503.
17. Sikora J., Kościelniak H., Barbusiński K., (1993), *Warunki usuwania fosforu ze ścieków miejskich*. Mat. Konf. „Eksploracja oczyszczalni ścieków”, Sielpia.
18. Clauson-Kaas J., Andersen K. K., (1989), *Design for nitrogen and phosphorus removal at low temperatures*. WPCF 62nd Annual Conference, San Francisco.
19. Peter A., Sarfert F., (1989), *Korrespondenz Abwasser*, 13, 77-85.
20. Smolders G. J. F., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J., (1993), *First International Specialized Conference on „Microorganisms in activated sludge and bio-film processes”*, Paris.
21. Kurbiel J., Bernacka J., (1992), *Projektowanie systemów oczyszczania ścieków integrujących usuwanie C, N i P*. Mat. Konf. „Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków”, Katowice.
22. Manning J. F., Irvine R. L., (1985), *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 57, 87-94.
23. Appeldoorn K. J., Kortstee G. J. J., Zehnder A. J. B., (1992), *Wat. Res.*, 26, 453-460.
24. Bartoszewski K., (1993), *Wpływ soli glinu i żelaza na procesy biologicznej defosforacji*. Mat. Konf. „Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej”, Koszalin-Kołobrzeg.
25. *Badania i wybór procesu defosforacji dla oczyszczalni Podlesie.*, (1993), pr. zb., Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska, Gliwice.
26. Podgórnikaowa M., Poznańska K., (1990), *Podstawy gospodarki wodno-ściekowej w miastach i osiedlach*, t. 3, pod red. J. Bernackiej, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 69-82.

Phosphorus removal in the activated sludge process

Summary

The mechanism of biological phosphorus removal in activated sludge is not fully understood. On the other hand, the enhanced biological P-removal techniques are satisfactorily used in many full-scale wastewater treatment plants. In the paper, factors which influence the effectiveness of biological phosphorus reduction are discussed.

Key words:

activated sludge, biological P-removal, anaerobic-aerobic process, phosphorus release, process operating conditions.

Adres dla korespondencji:

Krzysztof Barbusiński, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Politechnika Śląska, ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice.