

Ryszard Szetela, Zbysław Dymaczewski

Modyfikacja obecnej postaci modelu osadu czynnego ASM 2d

W ostatnich latach nastąpił duży postęp w modelowaniu procesów oczyszczania ścieków miejskich. Poziom zrozumienia wielu zjawisk wzrósł znacząco, czego dowodem jest wiele prac naukowych powstałych w ostatnich kilku latach [1–3]. Umożliwiło to budowę mechanistycznych modeli głównych procesów stosowanych w oczyszczaniu ścieków miejskich. Modele mechanistyczne są bardzo użytecznymi narzędziami, ponieważ pozwalają na ekstrapolację przestrzeni projektowej poza tę, którą przebadano na modelach fizycznych. Po odpowiedniej kalibracji model może dawać przewidywania pozostające w bardzo dobrej zgodności z rzeczywistością [3–5], dzięki czemu możliwe jest jego wykorzystanie w praktyce. Warunkiem praktycznego wykorzystania modelu jest poprawne przewidywanie rzeczywistości.

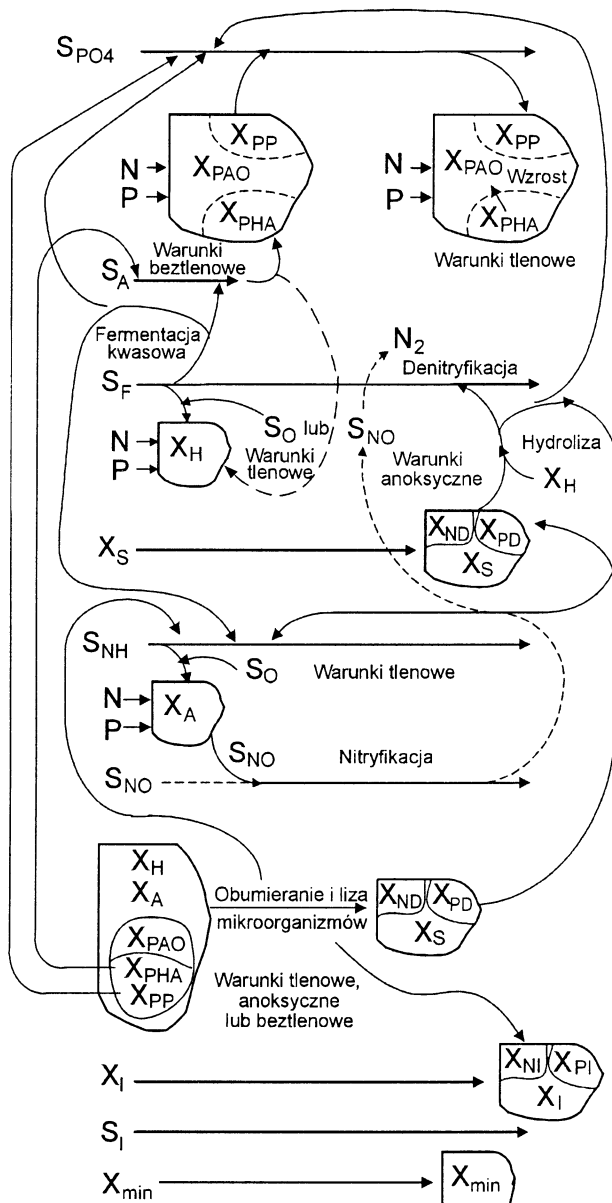
W niniejszej pracy wskazano na nieadekwatność przewidywań modelu ASM 2d w zakresie przemian związków fosforu dla przypadków, gdy ścieki surowe zawierają bardzo duże ilości lotnych kwasów tłuszczowych. Zaproponowano modyfikację modelu, która eliminuje tę nieadekwatność. Wskazano także na problemy z kalibracją modelu w odniesieniu do efektów denitryfikacji ścieków. Omówione zagadnienia zilustrowano wynikami badań przeprowadzonych na osadzie czynnym z oczyszczalni pilotowej przy Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Poznaniu.

Opis modelu

Opracowany pod koniec lat 80. pierwszy kompleksowy model matematyczny procesów osadu czynnego, nazwany ASM 1 (*Activated Sludge Model No. 1*), uwzględniał usuwanie związków węgla oraz przemiany związków azotu [6]. Upowszechnienie w ostatnim dziesięcioleciu oczyszczalni ścieków z osadem czynnym, przystosowanych do biologicznego usuwania związków fosforu, skłoniło do opracowania nowego modelu, uwzględniającego dodatkowo procesy biologicznego i chemicznego usuwania fosforu. Nadano mu nazwę ASM 2 [7]. W modelu tym ujęto 19 składników, tj. 9 rozpuszczonych i 10 nierozpuszczonych. Model kinetyczny opisuje 19 (jeżeli nie uwzględnia się strącania chemicznego to 17) procesów, które pogrupowano w następujący sposób [7]:

- procesy hydrolizy,
- procesy z udziałem bakterii heterotroficznych,
- procesy z udziałem bakterii akumulujących fosfor,
- procesy z udziałem bakterii nitryfikacyjnych,
- chemiczne strącanie związków fosforu.

Schemat modelowanych w ASM 2 przemian zanieczyszczeń w komorach osadu czynnego przedstawiono na rysunku 1. Trafiające do komory lotne kwasy tłuszczowe (S_A) pobierane są w warunkach beztlenowych przez bakterie kumulujące fosfor (X_{PAO}) i magazynowane w komórkach w postaci złożonych związków organicznych (X_{PHA}). W warunkach anoksydacyjnych lub tlenowych lotne kwasy tłuszczowe (S_A) są utleniane przez bakterie heterotroficzne (X_H). Część łatwo fermentujących zanieczyszczeń organicznych (S_F), pobieranych przez bakterie



Rys. 1. Schemat przemian zanieczyszczeń dla modelu ASM 2

Dr hab. inż. R. Szetela, prof. nadzw.: Politechnika Wroclawska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 60–370 Wrocław
 Dr inż. Z. Dymaczewski: Politechnika Poznańska, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Piotrowo 5, 60–965 Poznań

heterotroficzne (X_H), ulega w warunkach beztlenowych fermentacji do lotnych kwasów tłuszczowych (S_A), a część jest utleniana z wykorzystaniem tlenu (w warunkach tlenowych) lub azotanów (w warunkach anoksycznych – denitryfikacja), jako ostatecznego akceptora elektronów. Reszta pobranych do komórki substancji organicznych zostaje wbudowana w biomasę bakterii. Energia wydzielona podczas utleniania pokrywa wydatki energetyczne związane z syntezą biomasy komórkowej. Podczas syntezy następuje asymilacja pewnych ilości związków azotu i fosforu.

Fracja wolno biologicznie rozkładalna (X_S), po wejściu do komory, zostaje szybko usidlona w strukturze kłaczków osadu czynnego, gdzie ulega hydrolizie pod działaniem zewnątrzkomórkowych enzymów, wydzielanych przez bakterie heterotroficzne (X_H). Proces hydrolizy zachodzi zarówno w warunkach tlenowych jak i anoksycznych oraz beztlenowych, jednak z różnymi szybkościami. Najszybciej hydroliza zachodzi w warunkach tlenowych. Produktem hydrolizy jest frakcja łatwo fermentująca (S_F). W modelu dopuszczona jest możliwość, że część produktów hydrolizy występuje w postaci związków nierozkładalnych (S_I).

W warunkach tlenowych azot amonowy (S_{NH}) służy jako źródło energii dla autotroficznych bakterii nityfikacyjnych (X_A). Utleniają one azot amonowy do azotanów (S_{NO}) w procesie nityfikacji. Wytworzone azotany mogą służyć jako akceptory elektronów dla bakterii heterotroficznych (X_H) w warunkach anoksycznych (denitryfikacja), w wyniku czego powstaje azot gazowy (N_2). Bakterie heterotroficzne (X_H) amonifikują frakcję rozpuszczoną azotu organicznego, biologicznie rozkładalnego, do azotu amonowego (S_{NH}). Jednocześnie następuje przekształcenie frakcji rozpuszczonej fosforu organicznego do fosforanów (SP_{O4}). Nierozpuszczone frakcje związków azotu organicznego (X_{ND}) i fosforu organicznego (X_{PD}) zostają usidlone w kłaczkach osadu czynnego i następnie hydrolizowane przez bakterie heterotroficzne (X_H), odpowiednio do azotu i fosforu organicznego rozpuszczonego, równoległe z hydrolizą frakcji zanieczyszczeń organicznych (X_S).

Bakterie akumulujące fosfor (X_{PAO}) w warunkach beztlenowych czerpią energię z rozkładu zmagazynowanych w komórkach polifosforanów (X_{PP}). Energię tę wykorzystują do syntezy związków organicznych (X_{PHA}) z lotnych kwasów tłuszczowych (S_A). W warunkach tlenowych bakterie odbudowują zapasy energii. W tym celu ze ścieków pobierane są rozpuszczone ortofosforany (SP_{O4}) i przekształcane w polifosforany (X_{PP}) zmagazynowane w komórkach. Niezbędna do tego celu energia pochodzi z utleniania, zgromadzonych w warunkach beztlenowych, związków organicznych (X_{PHA}). Jednocześnie następuje synteza nowych mikroorganizmów kumulujących fosfor (X_{PAO}).

Zarówno bakterie heterotroficzne (X_H) jak i autotroficzne (X_A) oraz akumulujące fosfor (X_{PAO}) obumierają i ulegają lizie. Zawartość komórek wylewa się, w wyniku czego w kłaczkach osadu czynnego przybywa frakcji X_S (która, ulegając dalszej hydrolizie, włączana jest do cyklu przemian), a także biologicznie nierozkładalnych, nierozpuszczonych produktów organicznych (X_I). Pozostają one usidlone w strukturze kłaczków i opuszczają system wraz z osadem nadmiernym. Związki azotu i fosforu zawarte we frakcji X_S ulegają ponownej hydrolizie do form rozpuszczonych. Polifosforany (X_{PP}) i związki organiczne (X_{PHA}) zmagazynowane w komórkach bakterii kumulujących fosfor (X_{PAO}) rozkładają się odpowiednio do ortofosforanów (SP_{O4}) i lotnych kwasów tłuszczowych (S_A).

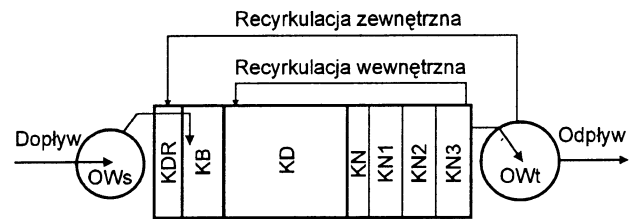
Biologicznie nierozkładalne substancje organiczne i mineralne przechodzą przez system osadu czynnego niezmienione. Rozpuszczone zanieczyszczenia organiczne biologicznie nierozkładalne (S_I) opuszczają system bez zmiany ich stężenia miarodajnego lub w nieznacznie zwiększonej ilości (produkty hydrolizy). Frakcja X_I , dopływająca w ściekach oraz powstająca w wyniku lizy biomasy (X_H , X_A , X_{PAO}), zostaje usidlona w kłaczkach osadu czynnego i jest usuwana z systemu w strumieniu osadu nadmiernego. To samo odnosi się do zawiesin mineralnych (X_{min}).

Model osadu czynnego nr 2d – ASM 2d [8] jest rozwinięciem modelu ASM 2 w części dotyczącej bakterii akumulujących fosfor. Stwierdzono, że niektóre z nich mogą używać zmagazynowane wewnątrz komórki substancje organiczne do procesu denitryfikacji oraz że mikroorganizmy te mogą wzrastać w warunkach anoksycznych, a nie tylko tlenowych. Spostrzeżenia te znalazły odzwierciedlenie w modelu kinetycznym, do którego dodano dwa procesy:

- magazynowanie polifosforanów (X_{PP}) w warunkach anoksycznych,
 - wzrost bakterii kumulujących fosfor (X_{PAO}) w warunkach anoksycznych,
- zwiększając tym samym ich liczbę do 21 (lub 19, jeśli nie uwzględnia się chemicznego strącania fosforu).

Metodyka badań

Stacja pilotowa, na której przeprowadzono badania, znajduje się na terenie Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Poznaniu (rys.2) [9–13]. Jest ona zasilana ściekami surowymi, wstępnie oczyszczonymi na kratkach i piaskownikach. Ścieki doprowadzane są do stacji pilotowej rurociągiem tłocznym z natężeniem $12,7 \text{ m}^3/\text{d}$.



Rys. 2. Schemat stacji pilotowej (OWs – osadnik wstępny, KDR – komora denitryfikacji osadu recykulowanego, KB – komora beztlenowa, KD – komora anoksyczna denitryfikacji, KN, KN1, KN2, KN3 – poszczególne strefy komory napowietrzania)

W celu zebrania danych dotyczących kinetyki procesów nityfikacji, denitryfikacji oraz uwalniania i poboru fosforu, na potrzeby kalibracji modelu ASM 2d oczyszczalni pilotowej, przeprowadzono eksperymenty laboratoryjne na bazie osadu czynnego z instalacji pilotowej. Badania kinetyczne przeprowadzono w szklanym reaktorze porcjowym o pojemności 2 dm^3 . Mieszanie zawartości reaktora w fazie beztlenowej odbywało się za pomocą mieszadła elektrycznego z regulacją prędkości obrotowej. W fazie tlenowej reaktor napowietrzano sprężonym powietrzem. Cały zestaw badawczy do badań kinetycznych był umieszczony w hali stacji pilotowej.

Osad czynny do badań był każdorazowo pobrany z odpowiedniej komory reaktora stacji pilotowej, w zależności od rodzaju zaplanowanego eksperymentu. Przeprowadzono badania kinetyki przebiegu nityfikacji (AUR – *Ammonia Utilisation Rate*), denitryfikacji (NUR – *Nitrate Utilisation Rate*), uwalniania fosforanów (PRR – *Phosphorus Release Rate*) oraz ich poboru (PUR – *Phosphorus Uptake Rate*) w warunkach tlenowych i anoksycznych.

Z całego czasu eksploatacji stacji pilotowej wyodrębniono trzy okresy, najbardziej kompletne pod względem zgromadzonych wyników analiz (w kontekście potrzeb kalibracji modelu) oraz jednolite pod względem utrzymywanych parametrów procesu oczyszczania ścieków. Okresy badawcze, nazwane odpowiednio okres 1 (18.05–06.07.1998), okres 2 (03.09–23.10.1998) i okres 3 (23.05–06.07.2000), posłużyły do kalibracji i weryfikacji modelu matematycznego ASM 2d oczyszczalni ścieków.

Wyniki badań

W wyniku przeprowadzonych badań symulacyjnych stwierdzono, że przy dużej ilości frakcji lotnych kwasów tłuszczowych (S_A) (dla eksperymentów kinetycznych PRR/PUR oraz dla stacji pilotowej okresu 3) model ASM 2d dał nieadekwatne przewidywania. Wyniki symulacji zasadniczo różniły się od obserwacji doświadczalnych. W wypadku przedostawania się frakcji S_A poza strefę (fazę) beztlenową do strefy (fazy) anoksydacyjnej lub tlenowej, następuje zatrzymanie procesu akumulacji związków organicznych i wydzielania ortofosforanów oraz rozpoczęcie tworzenia polifosforanów z jednoczesnym zużyciem związków organicznych. W konsekwencji obserwowano szybki spadek stężenia fosforanów w roztworze. Model ASM 2d przewiduje natomiast dalsze magazynowanie związków organicznych w komórkach, aż do wyczerpania lotnych kwasów tłuszczowych (S_A), niezależnie od warunków panujących w reaktorze. Problem ten był również sygnalizowany w pracach innych autorów [2,3,8].

W niniejszej pracy zaproponowano rozwiązanie tego problemu przez modyfikację oryginalnego równania modelu ASM 2d, opisującego szybkość magazynowania związków organicznych, do postaci:

$$\rho_{10} = q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO} \quad (1)$$

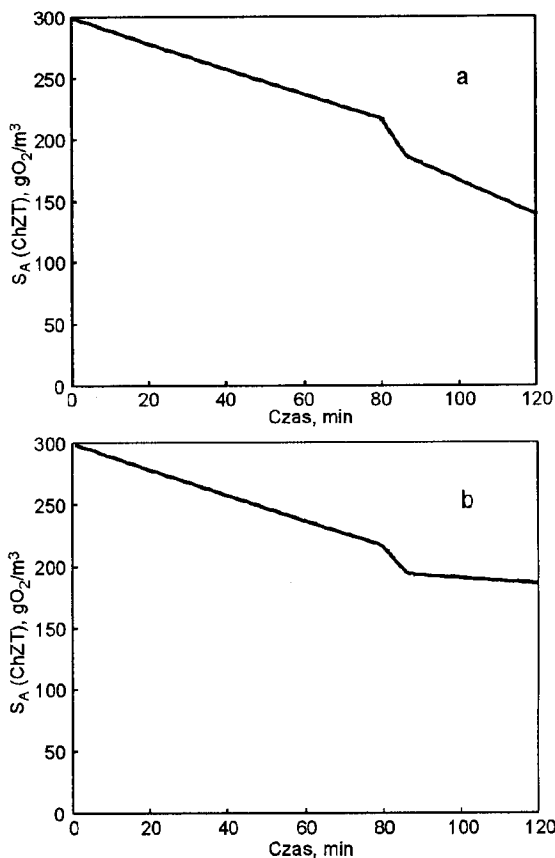
w której:

K_A , K_O , K_{NO} , K_{ALK} , K_{PP} – stałe kinetyczne [8]

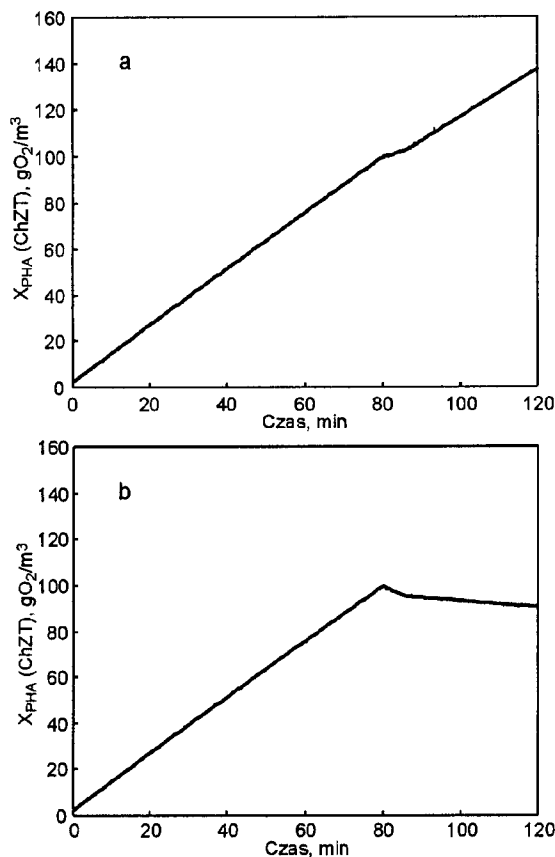
S_O , S_{NO} , X_{PP} , X_{PAO} , S_{ALK} – odpowiednio stężenia tlenu rozpuszczonego, azotanów, polifosforanów, stężenie biomasy bakterii akumulujących polifosforany i zasadowość

W stosunku do równania oryginalnego dołożono dwa czynniki zapobiegające wbudowywaniu związków organicznych (PHA) w warunkach tlenowych – $K_O/(K_O + S_O)$ i anoksydacyjnych – $K_{NO}/(K_{NO} + S_{NO})$. Efekty modyfikacji modelu zilustrowano na rysunkach 3–5. Pokazują one wyniki symulacji jednego z przeprowadzonych eksperymentów PRR/PUR w reaktorze porcjowym przy pomocy modelu oryginalnego i zmodyfikowanego, odpowiednio dla S_A , X_{PHA} i S_{PO_4} , wykonane przy domyślnych wartościach parametrów modelu. Na rysunkach 6–8 przedstawiono wyniki tego samego eksperymentu dla modelu skalibrowanego.

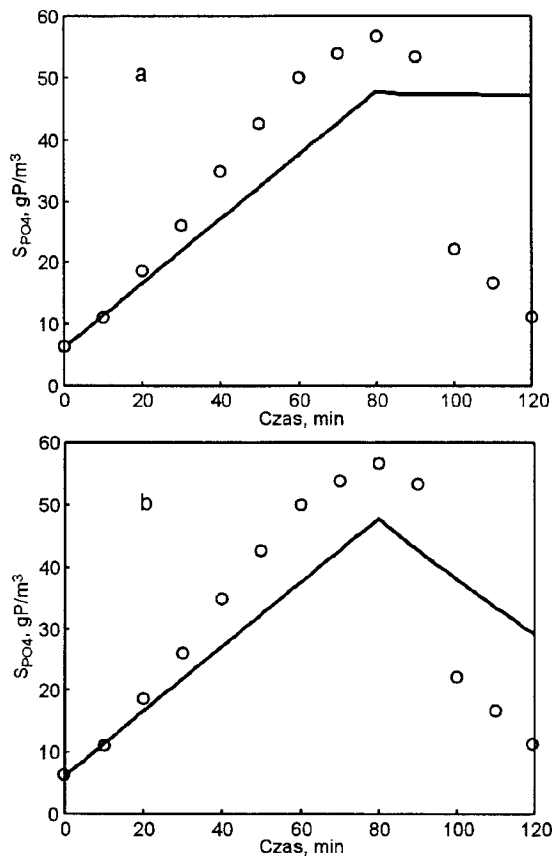
Na rysunku 3 widać, że po włączeniu napowietrzania szybkość zużycia lotnych kwasów tłuszczowych (S_A) w modelu niezmodyfikowanym była wyższa niż po modyfikacji. Wytlumaczeniem tej różnicy może być fakt, że w modelu niezmodyfikowanym lotne kwasy tłuszczowe były nadal pobierane przez bakterie akumulujące fosforany, a dodatkowo przez pozostałe bakterie heterotroficzne, uaktywnione w warunkach tlenowych, natomiast w modelu zmodyfikowanym lotne



Rys. 3. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do S_A (napowietrzanie włączone po 80 min, domyślne parametry kinetyczne i stechiometryczne)



Rys. 4. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do X_{PHA} (napowietrzanie włączone po 80 min, domyślne parametry kinetyczne i stechiometryczne)

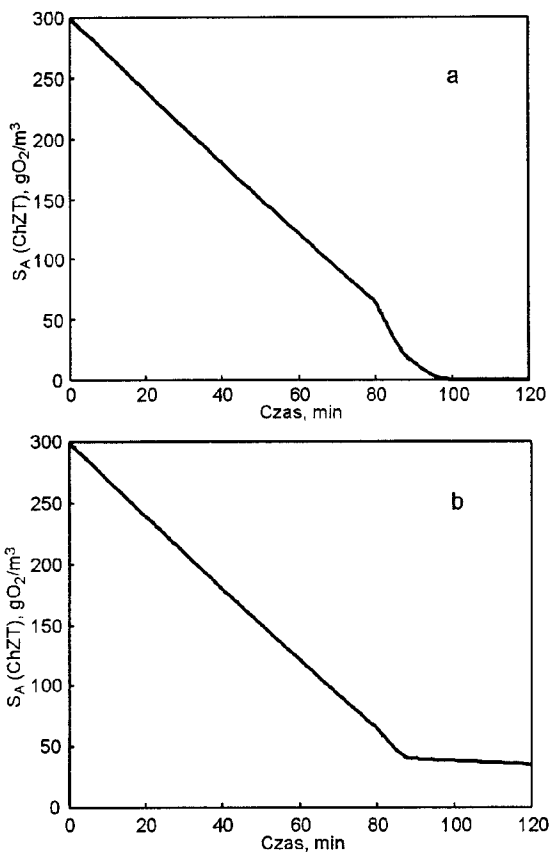


Rys. 5. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do $S_{PO_4^{3-}}$ (napowietrzanie włączone po 80 min, domyślne parametry kinetyczne i stechiometryczne)

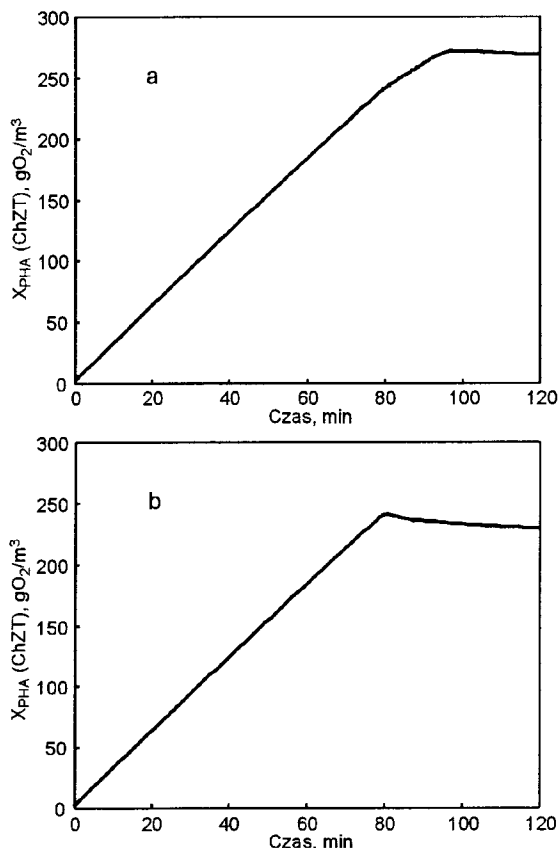
kwasy tłuszczowe zużywane były jedynie przez te drugie bakterie. Potwierdzeniem tego rozumowania są rysunki 4 i 5, gdzie dla modelu niezmodyfikowanego widać, że po włączeniu napowietrzania, zachodził dalszy proces magazynowania związków organicznych i w konsekwencji brak obniżki stężenia fosforanów. W modelu zmodyfikowanym, po włączeniu napowietrzania, zaobserwowano powolne zużywanie magazynowanych wcześniej związków organicznych i towarzyszące mu pobieranie fosforanów.

Porównując wykresy uzyskane z symulacji przeprowadzonych dla modelu nieskalibrowanego (rys. 3–5) i skalibrowanego (rys. 6–8) można zauważyć, że po skalibrowaniu opisywana niedoskonałość równania oryginalnego miała znacznie mniejszy wpływ na przewidywania modelu. Wynika to (w tym wypadku) z szybszego zużywania lotnych kwasów tłuszczowych (S_A) przez bakterie akumulujące fosfor w modelu skalibrowanym, a tym samym przedostawanie się mniejszej ich ilości poza fazę beztlenową. W przypadkach większych, niż w powyższym przykładzie, stężeń lotnych kwasów tłuszczowych na wejściu, nie uwzględnienie zaproponowanej tu modyfikacji może doprowadzić do wyników symulacji znacznie odbiegających od rzeczywistości.

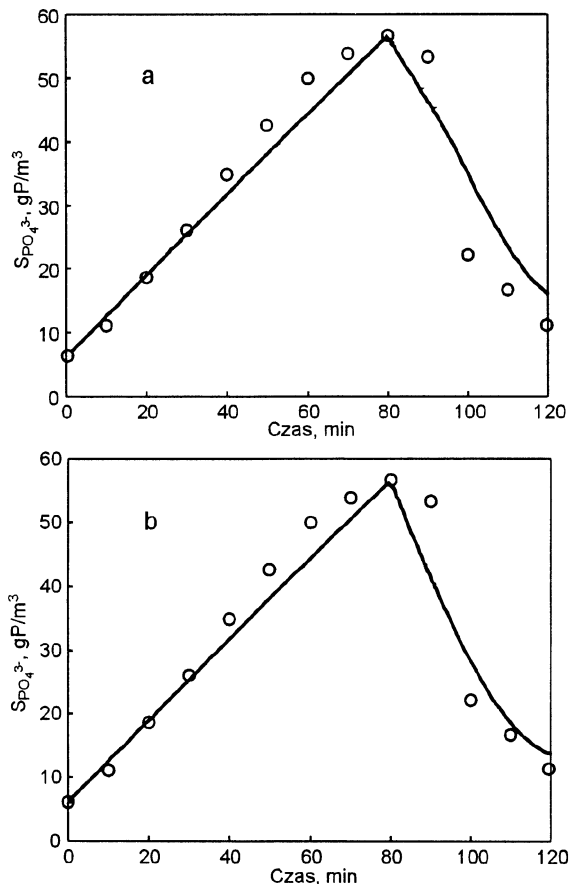
Praktycznym problemem okazało się skalibrowanie modelu instalacji pilotowej w odniesieniu do stężeń azotanów. W układach o dużej efektywności usuwania azotu część azotanów usuwana jest w komorze anoksydacyjnej, część natomiast w komorze napowietrzania – w procesie denitryfikacji symultanicznej. Model ASM 2d nie jest dobrze przystosowany do opisu symultanicznej denitryfikacji.



Rys. 6. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do S_A (napowietrzanie włączone po 80 min, po kalibracji parametrów kinetycznych i stechiometrycznych)



Rys. 7. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do X_{PHA} (napowietrzanie włączone po 80 min, po kalibracji parametrów kinetycznych i stechiometrycznych)

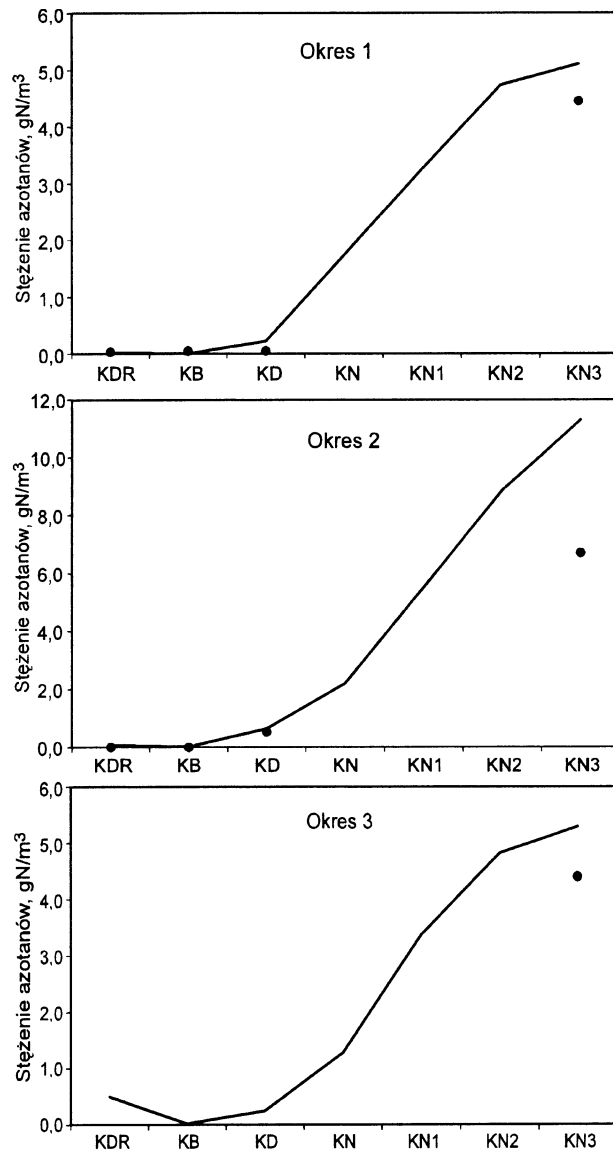


Rys. 8. Różnice w przewidywaniu modelu ASM 2d przed (a) i po (b) zaproponowanej modyfikacji w odniesieniu do $S_{PO_4^{3-}}$ (napowietrzanie włączone po 80 min, po kalibracji parametrów kinetycznych i stechiometrycznych)

Do pewnego stopnia można tę niedogodność „sztucznie” kompensować, przyjmując odpowiednio dobrane wartości stałej nasycenia dla tlenu, występującej w równaniach opisujących przemianę z udziałem bakterii heterotroficznych [8]. Im większa jest recyrkulacja wewnętrzna, tym większy ładunek azotanów trafia do strefy anoksydacyjnej, gdzie jest przekształcany w azot gazowy. Tym samym, przy pełnej denitryfikacji w strefie anoksydacyjnej (brak azotanów w odpływie z tej strefy), mniejszy ładunek pozostaje do ewentualnego usunięcia w procesie denitryfikacji symultanicznej w strefie tlenowej.

Biorąc pod uwagę niedoskonałość modelu w zakresie opisu symultanicznej denitryfikacji, przy mniejszym stopniu recyrkulacji wewnętrznej, można oczekiwać większej niedokładności przewidywań stężeń azotanów. Uzyskane wyniki potwierdzają tę zależność (rys.9).

Analiza stężeń azotanów w poszczególnych strefach reaktora pokazała, że stężenie azotanów w opuszczających strefę anoksydacyjną było praktycznie bliskie zeru. Podobnie było w badaniach wykonanych w latach 1997–1998 (46 pomiarów, średnie stężenie azotanów w odpływie z komory anoksydacyjnej równe $0,13 \text{ gN/m}^3$, $SD=0,19$). Średnie dla okresów 1 i 2 wyniosły odpowiednio $0,05 \text{ gN/m}^3$ ($SD=0,10$) i $0,53 \text{ gN/m}^3$ ($SD=0,37$). Dla okresu 3 takich pomiarów nie przeprowadzono. Największe rozbieżności przewidywanego i zmierzonego stężenia azotanów w odpływie stwierdzono w okresie 2, w którym stopień recyrkulacji wewnętrznej wyniósł 320%.



Rys. 9. Stężenia azotanów w poszczególnych strefach reaktora biologicznego (punkty – wyniki badań, linie ciągłe – wyniki symulacji dla poszczególnych okresów)

Wnioski

◆ Można uznać, że model matematyczny ASM 2d w ogólności poprawnie opisuje procesy biologicznego oczyszczania ścieków osadem czynnym w układach wielofazowych z usuwaniem substancji organicznych oraz związków azotu i fosforu.

◆ Model w swej czystej postaci nie odzwierciedla dobrze sytuacji, gdy nadmiar lotnych kwasów tłuszczowych przedostaje się z komory (fazy) beztlenowej reaktora do komory (fazy) anoksydacyjnej lub tlenowej. Zaproponowana modyfikacja równania modelu opisującego szybkość magazynowania związków organicznych (PHA) koryguje tę niedoskonałość i istotnie poprawia przewidywania modelu.

◆ Dla oczyszczalni ścieków z małą recyrkulacją wewnętrzną oraz bardzo wysoką sprawnością denitryfikacji, zaobserwowano rozbieżności między wynikami badań a przewidywaniami modelu, w odniesieniu do stężenia azotanów. Analiza wyników symulacji wskazuje, że powodem tego było niedostateczne uwzględnianie przez model denitryfikacji symultanicznej przebiegającej w komorze napowietrzania.

LITERATURA

1. G. J. F. SMOLDERS: A metabolic model of biological phosphorus removal. Ph. D. thesis, Delft University of Technology, Delft 1995.
2. D. BRDJANOVIC: Modeling biological phosphorus removal in activated sludge systems. Ph. D. thesis, Delft University of Technology, Delft 1998.
3. D. BAETENS: Enhanced biological phosphorus removal: Modeling and experimental design. Ph. D. thesis, Ghent University, Ghent 2000.
4. R. SZETELA: Model dynamiczny oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej nr 64, seria Monografie nr 32, Wrocław 1990.
5. I. TAKACS, G. G. PATRY, D. NOLASCO: A dynamic model of the clarification-thickening process. *Wat. Res.*, 1991, Vol. 25, No. 10, pp. 1263–1271.
6. M. HENZE, C. P. L. GRADY JR., G. V. R. MARAIS, T. MATSUO: Activated Sludge Model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1, London 1987.
7. M. HENZE, W. GUJER, T. MINO, T. MATSUO, M. C. WENTZEL, G. V. R. MARAIS: Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Reports No. 3, London 1995.
8. M. HENZE, W. GUJER, T. MINO, T. MATSUO, M. C. WENTZEL, G. V. R. MARAIS, VAN M. LOOSDRECHT: Activated Sludge Model No. 2d. *Wat. Sci. Technol.*, 1999, Vol. 39, No. 1, pp. 165–182.
9. Z. DYMACEWSKI, K. GRUSZECKA, T. JAROSZYŃSKI: The pilot plant research for the central wastewater treatment plant in Poznań. Proc. of VIIIth IAWQ Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, Budapest University of Technology, Budapest 1999, pp. 431–438.
10. K. GRUSZECKA, T. JAROSZYŃSKI, Z. DYMACEWSKI: Prowadzenie badań pilotowych przedprojektowych na przykładzie centralnej oczyszczalni ścieków dla aglomeracji poznańskiej. *Mat. konf. „Woda–człowiek–środowisko”*, PZITS, Politechnika Poznańska, Kołobrzaska Fund. Ochr. Środ., Kołobrzeg–Poznań 1997, ss. 93–101.
11. T. JAROSZYŃSKI, Z. DYMACEWSKI, K. GRUSZECKA: Badania pilotowe przedprojektowe na centralnej oczyszczalni ścieków dla aglomeracji poznańskiej. *Mat. konf. „Rozwój technologii w ochronie wód”*, PZITS, Międzyzdroje 1998, ss. 153–169.
12. T. JAROSZYŃSKI, K. GRUSZECKA, Z. DYMACEWSKI: Badania pilotowe na centralnej oczyszczalni ścieków dla aglomeracji poznańskiej. *GWITS*, 1999, tom 73, nr 7, ss. 259–263.
13. T. JAROSZYŃSKI, K. GRUSZECKA, Z. DYMACEWSKI: Badania pilotowe na Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Poznaniu. *Mat. sem. „Eksplotacja oczyszczalni ścieków”*, PZITS, Kielce 1999, ss. 7–16.

Modification of the Present Form of the ASM 2d Activated Sludge Model

Pilot-scale investigations into nitrogen and phosphorus removal by the activated sludge process were carried out in the wastewater plant of Poznań. Under laboratory conditions, the following parameters were examined: Ammonia Utilization Rate (AUR), Nitrate Utilization Rate (NUR), Phosphorus Release Rate (PRR) and Phosphorus Uptake Rate (PUR) for the activated sludge coming from a pilot plant. With the results obtained it was possible to calibrate and verify the mathematical model describing the ASM 2d activated sludge for the pilot plant of interest. It was found that the predictions of phosphorus variations established in terms of the original ASM 2d model were inadequate when the untreated wastewater contained very high amounts of Volatile Fatty Acids (VFA). Despite the presence of

VFA in the anoxic or oxic phase, phosphorus release terminated, followed by the initiation of phosphorus uptake, thus resulting in a rapid decrease of phosphates concentration in the solution. Under such conditions the ASM 2d model predicts further release of phosphates up to a complete VFA exhaustion. The proposed modification of the model includes the incorporation of two terms, $K_O/(K_O+S_O)$ and $K_{NO}/(K_{NO}+S_{NO})$, into the equation for the PHA storage rate, which results in the blocking of the process under oxic and anoxic conditions, respectively. With such modification it is possible to make the predictions of the model far more adequate to reality. In the study, consideration was also given to the problem of model calibration with respect to the denitrification effect.