



Instytut Badań Systemowych
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**



**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH • POLSKA AKADEMIA NAUK

Seria: BADANIA SYSTEMOWE

tom 35

Redaktor naukowy:

Prof. dr hab. inż. Jakub Gutenbaum

Warszawa 2004

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA
I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

Publikację opiniowali do druku:

Prof. dr hab. inż. Krzysztof Kuczewski

Prof. dr hab. inż. Andrzej Straszak

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN

Warszawa 2004

Komputerowa edycja tekstu: Anna Gostyńska

ISBN 83-85847-88-X

ISSN 0208-8029

Druk i oprawa: ARGRAF Sp. z o.o.
03-301 Warszawa, ul. Jagiellońska 76
tel. (22) 811 51 11, (22) 614 53 31

6. SYMULACJA OCZYSZCZALNI

6.1. Model fizyczny do symulacji oczyszczalni

Poznanie interesującego nas procesu technologicznego jest możliwe albo poprzez bezpośrednie obserwacje obiektu rzeczywistego, albo poprzez stworzenie odpowiedniego modelu procesu i prowadzenie badań symulacyjnych przy użyciu tego modelu. Obserwacje obiektu można prowadzić podczas jego normalnej eksploatacji lub można dokonywać celowych ingerencji w proces i obserwować odpowiedzi obiektu. W pierwszym przypadku obserwacje mogą trwać bardzo długo i mimo tego nie dostarczyć istotnych informacji o obiekcie, w szczególności gdy obiekt pracuje w stanie ustalonym i nie zachodzą w nim zmiany lub są one minimalne. W drugim przypadku wiedzę o obiekcie zdobywa się większą i znacznie szybciej, jednak jest to sposób niebezpieczny, bo może doprowadzić do takich zakłóceń procesu, że powrót do stanu pierwotnego będzie bardzo długi i kosztowny lub nawet niemożliwy. Szczególnie dotyczy to procesów technologicznych tak złożonych, jak biologiczne oczyszczanie ścieków. Osad czynny, złożony z bakterii i innych mikroorganizmów, jest bardzo wrażliwy na wszelkie zmiany warunków procesowych i bardzo łatwo można spowodować pogorszenie jego kondycji lub nawet wymarcie. W przypadku wielkiej oczyszczalni miejskiej takie zdarzenia mogą być groźne dla środowiska naturalnego, powodując zatrucie zbiorników wody pitnej przez nieoczyszczone ścieki [James, 1986; Studziński i Łomotowski, 2002a].

Dlatego wszelkie badania jest dogodniej i przede wszystkim bezpieczniej prowadzić przy użyciu modeli procesów. Tutaj podobnie są dwie możliwości: korzystanie z modeli fizycznych lub matematycznych. W pierwszym przypadku buduje się fizyczny model obiektu rzeczywistego w małej skali laboratoryjnej a następnie przenosi się wyniki uzyskane z badań do skali technicznej. Niedogodność takiego postępowania polega na tym, że warunki procesowe stworzone w laboratorium często bardzo się różnią od warunków rzeczywistych, co powoduje, że wnioski wyciągane z takich badań nie są prawdziwe dla procesu w skali technicznej. Dlatego najbardziej użyteczną formą badań wydaje się modelowanie matematyczne i symulacja komputerowa procesów. Przy użyciu modelu matematycznego można symulować wszelkie zmiany warunków procesowych bez zakłócania pracy obiektu. Warunkiem użyteczności takiego postępowania jest jednak stworzenie dostatecznie dokładnego modelu matematycznego, który możliwie wiernie opisuje badany proces [Heiderer, 1989; Gutenbaum, 2003].

Przy tworzeniu modelu matematycznego konkretnego procesu ma się w ogólności do czynienia z następującymi podstawowymi zagadnieniami:

- rozpoznaniem i zrozumieniem mechaniki badanego procesu,

- wyborem opisu matematycznego,
- zgromadzeniem danych pomiarowych, i
- wyborem algorytmów obliczeniowych do symulacji i identyfikacji modelu.

Tworząc model trzeba mieć również na uwadze zadania, do których będzie on przeznaczony. W dalszym ciągu zostanie dokładnie omówiony sposób konstruowania modelu matematycznego dla oczyszczalni ścieków, którego zadaniem jest możliwość symulacji złożonego procesu oczyszczania z zastosowaniem osadu czynnego. Model ma odzwierciedlać podstawowe procesy mechaniczno-biologicznego oczyszczania zachodzące w podstawowych zbiornikach oczyszczalni. Najlepszym i powszechnie stosowanym opisem dla takiego modelu jest opis przy użyciu bilansowych równań różniczkowych, wynikających z zasad zachowania masy i podstawowych zależności kinetycznych i stechiometrycznych. Równania różniczkowe opisują dynamikę procesu a występujące w modelu parametry mają interpretację fizyczną, dlatego taki model nazywamy *fizycznym* lub *fenomenologicznym* [Szetela, 1990; Dochain i Vanrolleghem, 2001].

Koncepcja przedstawionego tutaj sposobu modelowania polega nie na tworzeniu ogólnego i z założenia uniwersalnego modelu o charakterze akademickim, a na opracowaniu modelu mogącego być użytecznym narzędziem w pracy operatora procesu technologicznego. To pierwsze postępowanie jest obecnie dosyć powszechne w badaniach oczyszczalni ścieków, prowadząc do otrzymywania modeli przede wszystkim o wartościach dydaktycznych [Dold i Marais, 1986; Schmidt, 1994]. Przyjęta tutaj koncepcja modelowania powoduje natomiast, że opracowany model powinien opisywać konkretną i ograniczoną grupę obiektów a proces modelowania powinien uwzględniać – oprócz etapu formułowania modelu – również jego identyfikację na podstawie rzeczywistych pomiarów. Dzięki takiemu postępowaniu tworzony model matematyczny staje się rzeczywiście przybliżeniem konkretnego obiektu i może być bezpiecznie użyty do jego badania, co jest celem nadrzędnym modelowania matematycznego.

W rezultacie zajęto się modelowaniem procesu oczyszczania biologicznego ścieków z redukcją związków organicznych i azotowych, który jest obecnie najlepiej rozpoznany pod względem technologicznym. Stanowiło to gwarancję, że otrzymane wyniki będą mogły być w sposób wiarygodny zweryfikowane praktycznie.

Przykładowym modelowanym obiektem jest w dalszych rozważaniach oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie, reprezentatywna dla licznej grupy oczyszczalni pracujących z osadem czynnym. Jako danych obliczeniowych do identyfikacji opracowanego modelu użyto pomiarów zebranych w tej oczyszczalni podczas przeprowadzonych tam eksperymentów pomiarowych. Struktura modelu i modelowany proces technologiczny odzwierciedlają warunki panujące w obiekcie podczas zbierania pomiarów [Studziński i Skaskiewicz, 1997].

Podstawowe układy tej oczyszczalni, to osadniki wstępne, komory napowietrzania z osadem czynnym, osadniki wtórne i układ recyrkulacji zewnętrznej. Wszystkie one zostały w modelu uwzględnione. Podstawowe procesy realizowane w oczyszczalni, to mieszanie się ścieków w zbiornikach oczyszczalni, sedymentacja osadu surowego w osadnikach wstępnych i osadu czynnego w osadnikach wtórnych oraz redukcja zanieczyszczeń organicznych i azotowych w komorach napowietrzania w wyniku działań bakterii heterotroficznych i autotroficznych.

Przy tworzeniu opisów modelowanych procesów technologicznych należy ustalić ilość i rodzaj związków występujących w ściekach i uczestniczących w procesach. Biorąc pod uwagę proces oczyszczania realizowany w badanym obiekcie, uwzględnia się w modelu związki organiczne i azotowe. Przyjmuje się także, że wszystkie składniki organiczne są określane za pomocą umownych wskaźników tlenowych ChZT, BZT i BZT₅, gdzie ChZT jest miarą zapotrzebowania tlenu na utlenianie wszystkich substancji zawartych w ściekach i podatnych na utlenianie, natomiast BZT jest miarą zapotrzebowania tlenu do rozkładu na drodze biochemicznej związków organicznych zawartych w ściekach. Ponieważ pomiary ChZT i BZT trwają stosunkowo długo – w praktyce 20 dni – więc w badaniach operuje się wskaźnikiem BZT₅, którego wyznaczenie trwa 5 dni. Zachodzi oczywiście ChZT > BZT > BZT₅.

Zgodnie z zasadą stosowaną powszechnie przy modelowaniu oczyszczalni ścieków i ustaloną jeszcze przez organizację IAWPRC (*International Association on Water Pollution Research and Control*) [<http://www.iwahq.org.uk>], dokonuje się podziału wszystkich składników zanieczyszczeń organicznych na związki *rozpuszczone*, zawarte w ściekach i oznaczane symbolem 's', i związki *nierozpuszczone*, zawarte w zawiesinie i oznaczane symbolem 'x'.

Kolejny podział dotyczy związków *biologicznie rozkładalnych*, oznaczanych indeksem 'S', i związków *biologicznie nierozkładalnych*, oznaczanych indeksem 'T'. Przyjmuje się następnie, że związki rozkładalne zawarte w zawiesinie są *wolno rozkładalne*, natomiast związki rozkładalne zawarte w ściekach są *łatwo rozkładalne*. Przy tym związki wolno rozkładalne po rozłożeniu przechodzą w związki łatwo rozkładalne. Można tu zauważyć, że pojęcia 'wolnej rozkładalności' i 'łatwej rozkładalności' związków są związane z szybkością reakcji ich rozkładu, wynikającej z kolei od podatności danego związku na działający na niego reagent. Dlatego związek łatwo rozkładalny oznacza związek, którego rozkład następuje stosunkowo szybko w porównaniu ze związkiem wolno rozkładalnym.

Przy takim podziale przyjmuje się także, że BZT₅ jest miarą ilości w ściekach substancji organicznych łatwo rozkładalnych. Wtedy (BZT – BZT₅)

będzie miarą ilości substancji wolno rozkładalnych a (ChZT – BZT) będzie miarą ilości substancji biologicznie nierozkładalnych [Heiderer, 1989; Szetela, 1990; Schmidt, 1994; Łomotowski, 1998b].

W ten sposób otrzymuje się następujące składniki zanieczyszczeń organicznych:

- związki nierozpuszczone, biologicznie wolno rozkładalne x_S ,
- związki nierozpuszczone, biologicznie nierozkładalne x_I ,
- związki rozpuszczone, biologicznie łatwo rozkładalne s_S ,
- związki rozpuszczone, biologicznie nierozkładalne s_I .

Uwzględniane w modelu składniki azotowe ścieków, to azot ogólny N_{og} , który dzieli się na azot amonowy s_{NH} , azot azotynowy i azotanowy s_{NO} ; azot organiczny biologicznie rozkładalny w ściekach s_{ND} oraz azot organiczny biologicznie rozkładalny w zawiesinie x_{ND} . Podobnie jak w przypadku związków organicznych przyjmuje się również, że azot rozkładalny zawarty w zawiesinie jest wolno rozkładalny a zawarty w ściekach jest łatwo rozkładalny.

W ten sposób otrzymuje się następujące składniki zanieczyszczeń azotowych:

- azot amonowy s_{NH} ,
- azot azotynowy i azotanowy s_{NO} ,
- azot organiczny, biologicznie wolno rozkładalny, nierozpuszczony x_{ND} ,
- azot organiczny, biologicznie łatwo rozkładalny, rozpuszczony s_{ND} .

Pozostałe składniki (frakcje) ścieków uwzględniane w modelu, to:

- zawiesina mineralna x_{min} ,
- bakterie heterotroficzne x_H ,
- bakterie autotroficzne x_A ,
- substancje organiczne, biologicznie nierozkładalne, powstające w czasie lizy komórek bakteryjnych x_P ,
- tlen rozpuszczony s_O ,
- zasadowość s_{alk} , przy czym zasadowość jest traktowana jako frakcja ścieków dla uproszczenia rozważań.

Ostatecznie ustala się 14 podstawowych frakcji ścieków względnie *frakcji zanieczyszczeń w ściekach*, które uczestniczą w procesach zachodzących w zbiornikach oczyszczalni a zmiany ich stężeń w ściekach są opisywane odpowiednimi bilansowymi równaniami różniczkowymi.

- **Model osadnika wstępnego**

Przyjęty w rozważaniach model osadnika wstępnego jest modelem czterokomorowym, przy czym komory połączone szeregowo dzielą osadnik w poziomie (rys. 6.1). Model opisuje zmiany stężenia w osadniku czterech frakcji zawiesiny, pięciu frakcji zanieczyszczeń rozpuszczonych w ściekach oraz zmiany zasadowości. W rezultacie pozwala on obliczyć w odpływie z osadnika stężenia 10 frakcji podstawowych charakteryzujących zanieczyszczenie ścieków w zależności od natężenia przepływu ścieków oraz od wartości tych stężeń w ściekach surowych. Model składa się z 40 równań różniczkowych zwyczajnych (4 komory x 10 frakcji).

Stężenia następujących frakcji są mierzone na wejściu i obliczane na wyjściu osadnika:

zawiesiny:

- zawiesina organiczna, biologicznie nierozkładalna x_I ,
- zawiesina organiczna wolno rozkładalna x_S ,
- zawiesina biologicznie łatwo rozkładalna zawierająca azot organiczny x_{ND} ,
- zawiesina mineralna x_{min} ;

zanieczyszczenia rozpuszczone:

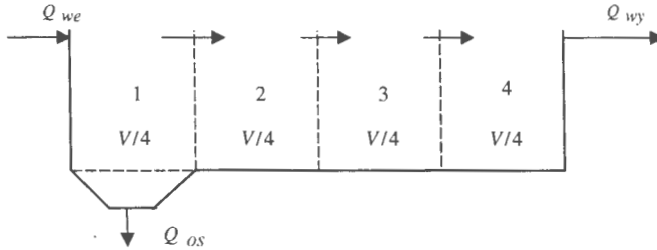
- rozpuszczone związki organiczne, biologicznie nierozkładalne s_I ,
- rozpuszczone związki organiczne, biologicznie łatwo rozkładalne s_S ,
- rozpuszczony azot organiczny, biologicznie łatwo rozkładalny s_{ND} ,
- azot amonowy (amoniak) s_{NH} ,
- azotyny i azotany s_{NO} , oraz
- zasadowość (stężenie pH) s_{alk} .

W każdej komorze modelu zanieczyszczenia rozpuszczone ulegają wymieszaniu i przepływają do kolejnej komory a zmiany ich stężenia są opisane równaniami:

$$\frac{V}{4} \frac{ds_1}{dt} = Q_{we} (s_{we} - s_1) \quad \text{dla komory 1} \quad (6.1)$$

$$\frac{V}{4} \frac{ds_i}{dt} = Q_{wy} (s_{i-1} - s_i) \quad \text{dla komór } i = 2, 3, 4 \quad (6.2)$$

gdzie V jest objętością czynną osadnika a s oznacza frakcje zanieczyszczeń rozpuszczonych: $s_I, s_S, s_{ND}, s_{NH}, s_{NO}, s_{alk}$.



Rys. 6.1. Model osadnika wstępnego ($Q_{wy} = Q_{we} - Q_{os}$)

Zanieczyszczenia nierozpuszczone, czyli *zawiesiny*, przepływając przez komory modelu ulegają wymieszaniu i również częściowej sedymentacji, co opisuje się równaniami:

$$\frac{V}{4} \frac{dx_1}{dt} = Q_{we}(x_{we} - x_1) - \frac{V}{4} Ax_1^B \quad \text{dla komory 1} \quad (6.3)$$

$$\frac{V}{4} \frac{dx_i}{dt} = Q_{wy}(x_{i-1} - x_i) - \frac{V}{4} Ax_i^B \quad \text{dla komór } i = 2, 3, 4 \quad (6.4)$$

gdzie x oznacza frakcje zanieczyszczeń nierozpuszczonych: $x_I, x_S, x_{ND}, x_{min}$. Parametry A i B są stałymi współczynnikami funkcji [Szetela, 1999]

$$k = Ax^B \quad (6.5)$$

aproxymującej szybkość zmian stężenia sedymentującej zawiesiny x .

- **Model komory z osadem czynnym**

Przyjęty w rozważaniach model komory z osadem czynnym, będącej jednocześnie *komorą napowietrzania*, jest również czterekomorowy względnie czterostrefowy, podobnie jak w przypadku osadnika wstępnego (rys. 6.2). Równania modelu opisują przemiany różnych frakcji zanieczyszczeń w różnych warunkach tlenowych: aerobowych i anoksydacyjnych. Oprócz 10 frakcji zanieczyszczeń uwzględnionych w modelu osadnika wstępnego, w modelu komory napowietrzania uwzględnia się stężenia 4 dodatkowych frakcji. W rezultacie model komory składa

się z 56 równań różniczkowych zwyczajnych (4×14) i służy do obliczania stężeń 14 frakcji w każdej strefie komory.

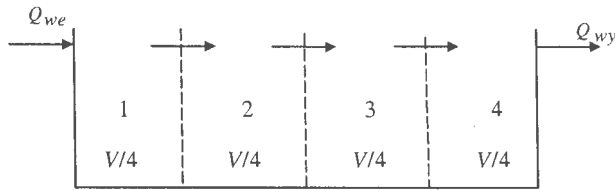
Dodatkowe frakcje uwzględniane w modelu są następujące:

zawiesiny:

- biomasa heterotroficzna x_H ,
- biomasa autotroficzna x_A ,
- frakcja powstająca z obumierania biomasy x_p ;

frakcja rozpuszczona:

- tlen rozpuszczony w ściekach s_O .



Rys. 6.2. Model komory z osadem czynnym ($Q_{wy} = Q_{we} = Q$)

Podstawowym zagadnieniem przy formułowaniu równań modelu komory napowietrzania jest określenie, jak zależą od siebie zmiany stężeń poszczególnych frakcji zanieczyszczeń, czyli jakie inne frakcje wpływają na zmianę stężenia danej frakcji i w jaki sposób. Określenie tych zależności jest trudne, ponieważ wymaga dobrej znajomości procesów zachodzących w ściekach wskutek działania osadu czynnego. Ich zdefiniowanie decyduje o poprawności modelu i jednocześnie jest czasami wynikiem arbitralnego wyboru. Ponadto formułowanie tych zależności odbywa się na podstawie badań laboratoryjnych, które nie zawsze dokładnie przenoszą się do warunków technicznych [Downing i in., 1964; Jones, 1973].

Podstawowe równanie opisujące zmianę stężenia każdej frakcji zanieczyszczeń w danej strefie komory napowietrzania jest postaci

$$\frac{V}{4} \frac{dz}{dt} = Q(z_{we} - z) - k_z z \quad (6.6)$$

gdzie: V – objętość czynna komory, Q – przepływ ścieków, z – frakcja zanieczyszczeń rozpuszczonych s lub nierozpuszczonych z , k_z – sumaryczna

szybkość zmiany stężenia frakcji z w wyniku wszystkich procesów, w których ta frakcja uczestniczy.

Przy tym szybkość k_z można zapisać następująco

$$k_z = \sum_{i=1}^K r_{zi} = \sum_{i=1}^K \gamma_{zi} v_i \quad (6.7)$$

gdzie: K – liczba procesów, w których uczestniczy frakcja z , r_{zi} – szybkość zmiany stężenia z w procesie i , v_i – szybkość zachodzenia procesu i , γ_{zi} – współczynnik stechiometryczny przemian frakcji z w procesie i .

Jeżeli któraś z frakcji zanieczyszczeń nie bierze udziału w procesach biochemicznych zachodzących w komorze napowietrzania, to wówczas odpowiednie $k_z = 0$ i substancja ta przepływa przez kolejne strefy komory ulegając w nich jedynie wymieszaniu. W badanym przypadku dotyczy to frakcji s_I oznaczającej rozpuszczone związki organiczne biologicznie nierozkładalne, frakcji x_I oznaczającej zawiesinę organiczną biologicznie nierozkładalną, oraz frakcji x_{min} oznaczającej zawiesinę mineralną. Pozostałe frakcje uczestniczą w różnych procesach wpływających dodatkowo na zmianę ich stężenia.

Te procesy i szybkości ich zachodzenia są zdefiniowane następująco [Ekama i in., 1986; Enbutsu i in., 1993; Szetela, 1999; Bogdan i in., 2000b]:

1. *tlenowy przyrost bakterii heterotroficznych x_H z asymilacją amoniaku*

$$v_1 = \mu_H \frac{s_S}{K_S + s_S} \frac{s_O}{K_{OH} + s_O} \frac{s_{NH}}{K_{NH} + s_{NH}} x_H \quad (6.8)$$

2. *tlenowy przyrost bakterii heterotroficznych x_H z asymilacją azotynów i azotanów, jednocześnie hamowany obecnością amoniaku*

$$v_2 = \mu_H \frac{s_S}{K_S + s_S} \frac{s_O}{K_{OH} + s_O} \frac{s_{NO}}{K_{NO} + s_{NO}} \frac{K_{NH}}{K_{NH} + s_{NH}} x_H \quad (6.9)$$

3. *anoksydyczny przyrost bakterii heterotroficznych x_H z asymilacją amoniaku, azotynów i azotanów, jednocześnie hamowany obecnością tlenu*

$$v_3 = \mu_H \frac{s_S}{K_S + s_S} \frac{s_{NH}}{K_{NH} + s_{NH}} \frac{s_{NO}}{K_{NO} + s_{NO}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_O} x_H \quad (6.10)$$

4. *anoksyiczny przyrost bakterii heterotroficznych x_H z asymilacją azotynów i azotanów, jednocześnie hamowany obecnością amoniaku i tlenu*

$$v_4 = \mu_H \frac{s_S}{K_S + s_S} \frac{s_{NO}}{K_{NO} + s_{NO}} \frac{K_{NH}}{K_{NH} + s_{NH}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_O} x_H \eta_H \quad (6.11)$$

5. *tlenny przyrost bakterii autotroficznych x_A z asymilacją amoniaku*

$$v_5 = \mu_A \frac{s_O}{K_{OA} + s_O} \frac{s_{NH}}{K_{NA} + s_{NH}} x_A \quad (6.12)$$

6. *obumieranie bakterii heterotroficznych x_H*

$$v_6 = b_H x_H \quad (6.13)$$

7. *obumieranie bakterii autotroficznych x_A*

$$v_7 = b_A x_A \quad (6.14)$$

8. *amonifikacja rozpuszczonego azotu organicznego, biologicznie łatwo rozkładalnego s_{ND} , z udziałem bakterii heterotroficznych x_H*

$$v_8 = b_u s_{ND} x_H \quad (6.15)$$

9. *hydroliza nierozpuszczonych związków organicznych, biologicznie wolno rozkładalnych x_S , do związków łatwo rozkładalnych s_S*

$$v_9 = b_h \frac{x_S / x_H}{K_X + x_S / x_H} \left(\frac{s_O}{K_{OH} + s_O} + \eta_h \frac{K_{NO}}{K_{NO} + s_{NO}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_O} \right) x_H \quad (6.16)$$

10. *hydroliza azotu organicznego w zawiesinie, biologicznie łatwo rozkładalnego x_{ND} , do azotu łatwo rozkładalnego s_{ND}*

$$v_{10} = \frac{x_{ND}}{x_S} v_9 \quad (6.17)$$

Ponieważ procesy przebiegające w komorze napowietrzania są zawsze uwarunkowane wpływem kilku substancji, więc zależności (6.8) – (6.17) opisujące szybkości tych procesów są w postaci iloczynu kilku funkcji Monoda, z których każda dotyczy pojedynczej substancji.

Przy tym współczynniki występujące w zależnościach (6.8)–(6.17) oznaczają kolejno: μ_H – maksymalna szybkość przyrostu bakterii heterotroficznych; K_S – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii heterotroficznych x_H w funkcji stężenia rozpuszczonych związków organicznych łatwo rozkładalnych s_S ; K_{OH} – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii heterotroficznych w funkcji stężenia tlenu rozpuszczonego s_O ; K_{NH} – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii heterotroficznych w funkcji stężenia amoniaku s_{NH} ; K_{NO} – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii heterotroficznych w funkcji stężenia azotynów i azotanów s_{NO} ; $\eta_H \leq 1$ – współczynnik ograniczający rozwój bakterii heterotroficznych w warunkach anoksyicznych; μ_A – maksymalna szybkość przyrostu bakterii autotroficznych x_A ; K_{OA} – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii autotroficznych w funkcji stężenia tlenu rozpuszczonego s_O ; K_{NA} – współczynnik saturacji dla szybkości rozwoju bakterii autotroficznych w funkcji stężenia amoniaku s_{NH} ; b_H i b_A – stałe współczynniki szybkości, odpowiednio, obumierania bakterii heterotroficznych i autotroficznych; b_u i b_h – stałe współczynniki szybkości, odpowiednio, amonifikacji azotu organicznego s_{ND} i hydrolizy związków organicznych x_S ; K_X – współczynnik saturacji dla szybkości hydrolizy związków x_S ; $\eta_h \leq 1$ – współczynnik ograniczający szybkość hydrolizy związków x_S w warunkach anoksyicznych.

Uwzględniając wymienione wyżej procesy, można dla wszystkich 11 frakcji uwzględnionych w modelu komory napowietrzania i uczestniczących w zachodzących tam przemianach biochemicznych (x_S , x_{ND} , s_S , s_{ND} , s_{NH} , s_{NO} , s_{ulk} , x_H , x_A , x_P , s_O) sformułować odpowiednie zależności dotyczące funkcji k_z w równaniach (6.6).

Procesy wpływające na zmiany stężeń tych frakcji w ściekach oraz spowodowane przez nie szybkości tych zmian są następujące [Szetela, 1990]:

1. zmiana stężenia zawiesiny organicznej wolno rozkładalnej x_S , spowodowana obumieraniem bakterii heterotroficznych i autotroficznych (przyrost x_S) oraz jej hydrolizą (redukcja x_S)

$$k_{x_S} = (1 - f_P)(v_6 + v_7) - v_9 \quad (6.18)$$

2. zmiana stężenia zawiesiny łatwo rozkładalnej zawierającej azot organiczny x_{ND} , spowodowana obumieraniem bakterii heterotroficznych i autotroficznych (przyrost x_{ND}) oraz jej hydrolizą (redukcja x_{ND})

$$k_{x_{ND}} = (i_{XB} - f_P i_{XP})(v_6 + v_7) - v_{10} \quad (6.19)$$

3. zmiana stężenia rozpuszczonych związków organicznych łatwo rozkładalnych s_S , spowodowana tlenowym i anoksydacyjnym przyrostem bakterii heterotroficznych z asymilacją amoniaku, azotynów i azotanów (redukcja s_S), oraz hydrolizą zawiesiny wolno rozkładalnej x_S (przyrost s_S)

$$k_{s_S} = -\frac{1}{Y_H^{NH}}(v_1 + v_3) - \frac{1}{Y_H^{NO}}(v_2 + v_4) - v_9 \quad (6.20)$$

4. zmiana stężenia rozpuszczonego azotu organicznego łatwo rozkładalnego s_{ND} , spowodowana jego amonifikacją (redukcja s_{ND}), oraz hydrolizą zawiesiny łatwo rozkładalnej zawierającej azot organiczny x_{ND} (przyrost s_{ND})

$$k_{s_{ND}} = -v_8 + v_{10} \quad (6.21)$$

5. zmiana stężenia amoniaku s_{NH} , spowodowana tlenowym i anoksydacyjnym przyrostem bakterii heterotroficznych oraz tlenowym przyrostem bakterii autotroficznych z asymilacją amoniaku (redukcja s_{NH}), a także amonifikacją rozpuszczonego azotu organicznego łatwo rozkładalnego s_{ND} (przyrost s_{NH})

$$k_{s_{NH}} = -i_{XB}(v_1 + v_3) + v_8 \quad (6.22)$$

6. zmiana stężenia azotynów i azotanów s_{NO} , spowodowana tlenowym i anoksydacyjnym przyrostem bakterii heterotroficznych z asymilacją s_{NO} (redukcja s_{NO}), oraz tlenowym przyrostem bakterii autotroficznych z asymilacją amoniaku (przyrost s_{NO})

$$k_{s_{NO}} = -i_{XB}v_2 - \frac{1 - Y_H^{NH}}{\alpha_1 Y_H^{NH}}v_3 - \left(\frac{1 - Y_H^{NO}}{\alpha_1 Y_H^{NO}} + i_{XB}\right)v_4 + \frac{1}{Y_A}v_5 \quad (6.23)$$

7. zmiana zasadowości (stężenia pH) s_{alk} , spowodowana tlenowym i anoksydacyjnym przyrostem bakterii heterotroficznych z asymilacją amoniaku (redukcja s_{alk}) oraz asymilacją azotynów i azotanów (przyrost s_{alk}), a także tlenowym przyrostem bakterii autotroficznych z asymilacją amoniaku (redukcja s_{alk}) i amonifikacją rozpuszczonego azotu organicznego (przyrost s_{alk})

$$k_{s_{alk}} = \alpha_2 i_{XB} (-v_1 + v_2) - (\alpha_2 i_{XB} - \frac{1 - Y_H^{NH}}{\alpha_3 Y_H^{NH}}) v_3 + (\alpha_2 i_{XB} + \frac{1 - Y_H^{NO}}{\alpha_3 Y_H^{NO}}) v_4 - (\alpha_4 + \alpha_2 i_{XB}) v_5 + \alpha_2 v_8 \quad (6.24)$$

8. zmiana stężenia bakterii heterotroficznych x_H , spowodowana ich tlenowym i anoksydacyjnym przyrostem z asymilacją amoniaku, azotynów i azotanów, oraz ich obumieraniem (redukcja x_H)

$$k_{x_H} = v_1 + v_2 + v_3 + v_4 - v_6 \quad (6.25)$$

9. zmiana stężenia bakterii autotroficznych x_A , spowodowana ich tlenowym przyrostem z asymilacją amoniaku, oraz ich obumieraniem (redukcja x_A)

$$k_{x_A} = v_5 - v_7 \quad (6.26)$$

10. zmiana stężenia zawiesiny organicznej x_P , spowodowana obumieraniem bakterii heterotroficznych i autotroficznych (przyrost x_P)

$$k_{x_P} = f_P (v_6 + v_7) \quad (6.27)$$

11. zmiana stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach s_{O_2} , spowodowana tlenowym przyrostem bakterii heterotroficznych z asymilacją amoniaku, azotynów i azotanów oraz tlenowym przyrostem bakterii autotroficznych z asymilacją amoniaku (redukcja s_{O_2})

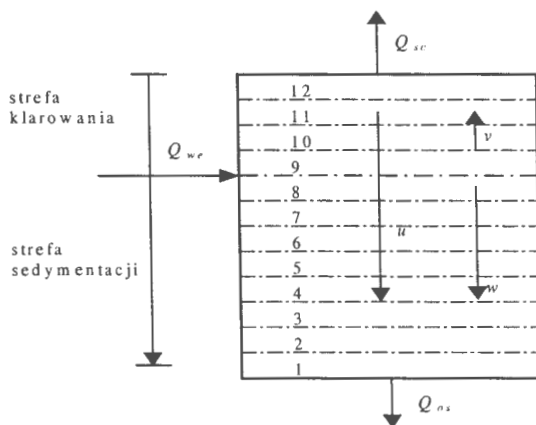
$$k_{s_{O_2}} = -\frac{1 - Y_H^{NH}}{Y_H^{NH}} v_1 - \frac{1 - \alpha_5 i_{XB} - Y_H^{NO}}{Y_H^{NO}} v_2 - \frac{\alpha_5 - Y_A}{Y_A} v_5 \quad (6.28)$$

Współczynniki we wzorach (6.18)–(6.28) oznaczają kolejno: f_P – zawartość zawiesiny biologicznie nierozkładalnej w obumarłej biomase bakterii heterotroficznych i autotroficznych; i_{XB} – zawartość azotu organicznego w całej biomase; i_{XP} – zawartość azotu organicznego w biomase obumarłej;

Y_H^{NH} – wydajność przyrostu bakterii heterotroficznych z asymilacją amoniaku;
 Y_H^{NO} – wydajność przyrostu bakterii heterotroficznych z asymilacją azotynów i azotanów;
 Y_A – wydajność przyrostu bakterii autotroficznych z asymilacją amoniaku;
 $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \alpha_4, \alpha_5$ – współczynniki wagowe.

- **Model osadnika wtórnego**

Model osadnika wtórnego, podobnie jak model osadnika wstępnego, nie uwzględnia procesów biologicznych w ściekach, opisanych w modelu komory napowietrzania, natomiast opisuje procesy mieszania ścieków i sedimentacji osadu czynnego, to znaczy oddzielania się fazy stałej: zawiesiny, od fazy ciekłej: ścieków oczyszczonych. W wyniku sedimentacji następuje klarowanie ścieków oczyszczonych i zagęszczanie osadu czynnego, zaś w wyniku mieszania następuje uśrednianie stężeń zanieczyszczeń [Bandrowski i in., 1995].



Rys. 6.3. Schemat modelu osadnika wtórnego ($Q_{we} = Q_{sc} + Q_{os}$)

Model osadnika jest typu komorowego w postaci walca (rys. 6.3). Jest on podzielony na 2 strefy: klarowania i zagęszczania, oraz 12 komór względnie warstw, przy czym strefa klarowania składa się z 4 warstw a strefa zagęszczania z 8 warstw (rys. 6.3). W modelu oblicza się stężenia 13 frakcji zanieczyszczeń, uwzględniając 7 frakcji zawiesiny oraz 6 frakcji zanieczyszczeń rozpuszczonych. Jest to sytuacja podobna, jak w przypadku modelu komory napowietrzania, jedynie bez uwzględnienia tlenu rozpuszczonego. W rezultacie model składa ze 156 równań różniczkowych zwyczajnych (12 x 13).

Opis procesów zachodzących w osadniku jest następujący: Ścieki dopływające do osadnika z komory napowietrzania zawierają w swoim składzie substancje rozpuszczone oraz substancje nierozpuszczone, czyli zawiesiny. W osadniku strumień wejściowy Q_{we} rozdziela się na dwa strumienie: strumień Q_{sk} przepływający przez strefę klarowania i wypływający z niej swobodnie w postaci ścieków oczyszczonych, oraz strumień Q_{sc} przepływający przez strefę sedimentacji i wypompowywany z niej w postaci osadu. W obu strumieniach znajdują się oczywiście oba rodzaje substancji składowych, jednak w strefie klarowania jest minimalna zawartość zawiesin, a w strefie sedimentacji jest minimalna zawartość substancji rozpuszczonych. Substancje rozpuszczone płyną w strefie górnej z szybkością v a w strefie dolnej z szybkością w , przy czym szybkości te, przeciwnie skierowane, są wynikiem przepływu swobodnego w strefie klarowania i przepływu wymuszonego w strefie sedimentacji. Cząsteczki zawiesin, oprócz tych samych wektorów szybkości, mają dodatkową składową szybkości u wynikającą z siły grawitacji i skierowaną w dół.

Dlatego dla substancji rozpuszczonych s można zapisać ich szybkości v_s następująco:

$$v_s = -v \quad \text{dla warstw 9-12} \quad (6.29)$$

$$v_s = w \quad \text{dla warstw 1-8} \quad (6.30)$$

natomiast dla zawiesin x odpowiednie szybkości v_x są następujące:

$$v_x = -v + u \quad \text{dla warstw 9-12} \quad (6.31)$$

$$v_x = w + u \quad \text{dla warstw 1-8} \quad (6.32)$$

przy przyjęciu zwrotu szybkości w dół osadnika. Szybkość spowodowana siłą grawitacji zależy od stężenia zawiesin i można ją opisać następującymi funkcjami wykładniczymi [Takacs i in., 1991]:

– wzór Veselinda: $u(x) = u_0 e^{-bx}$ (6.33)

– wzór Tacacsa: $u(x) = u_0 (e^{-I_1(x-x_{min})} - e^{-I_2(x-x_{min})})$ (6.34)

przy czym modyfikacja Tacacsa dotyczy obszaru niskich stężeń zawiesiny, gdy dla stężeń x_{min} bliskich zeru również szybkość u maleje do zera.

Równania modelu są równaniami bilansowymi opisującymi zmianę stężeń wszystkich frakcji zanieczyszczeń w każdej warstwie osadnika. W każdej warstwie modelu zanieczyszczenia rozpuszczone podlegają mieszaniu i przepływają do

kolejnej komory a zmiany ich stężenia są opisane równaniami [Diehl, 1992; Szetela, 1990; Takacs i in., 1991]:

$$\frac{V_s}{8} \frac{ds_8}{dt} = Q_{we} s_{we} - Q_{os} s_8 \quad \text{dla komory 8} \quad (6.35)$$

$$\frac{V_s}{8} \frac{ds_i}{dt} = Q_{os} (s_{i+1} - s_i) \quad \text{dla komór } i = 7, 6, \dots, 1 \quad (6.36)$$

$$\frac{V_k}{8} \frac{ds_9}{dt} = Q_{we} s_{we} - Q_{sr} s_9 \quad \text{dla komory 9} \quad (6.37)$$

$$\frac{V_k}{4} \frac{ds_i}{dt} = Q_{sr} (s_{i-1} - s_i) \quad \text{dla komór } i = 10, 11, 12 \quad (6.38)$$

gdzie V_s i V_k są objętościami czynnymi, odpowiednio, strefy sedimentacji i strefy klarowania w osadniku, natomiast s oznacza kolejne frakcje zanieczyszczeń rozpuszczonych: s_l , s_S , s_{ND} , s_{NH} , s_{NO} , s_{alk} .

Zanieczyszczenia nierozpuszczone, czyli zawiesiny, podlegają w kolejnych warstwach modelu mieszanii i także sedimentacji pod wpływem siły grawitacji, co opisuje się równaniami:

$$\frac{V_s}{8} \frac{dx_8}{dt} = Q_{we} x_{we} - A(w_8 + u_8)x_8 + Au_9 x_9 \quad \text{dla komory 8} \quad (6.39)$$

$$\frac{V_s}{8} \frac{dx_i}{dt} = A((w_{i+1} + u_{i+1})x_{i+1} - (w_i + u_i)x_i) \quad \text{dla komór } i = 7, 6, \dots, 2 \quad (6.40)$$

$$\frac{V_s}{8} \frac{dx_1}{dt} = A(w_2 + u_2)x_2 - w_1 x_1 \quad \text{dla komory 1} \quad (6.41)$$

$$\frac{V_k}{4} \frac{dx_9}{dt} = Q_{we} x_{we} - A(w_9 - u_9)x_9 + Au_{10} x_{10} \quad \text{dla komory 9} \quad (6.42)$$

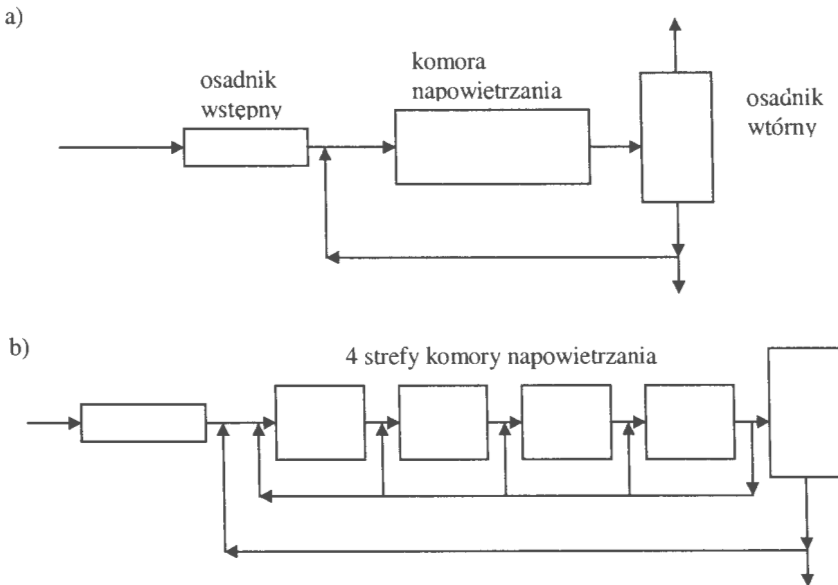
$$\frac{V_k}{4} \frac{dx_i}{dt} = A((w_{i-1} - u_{i-1})x_{i-1} - (w_i - u_i)x_i) \quad \text{dla komór } i = 10, 11 \quad (6.43)$$

$$\frac{V_k}{4} \frac{dx_{12}}{dt} = A(w_{11} + u_{11})x_{11} - w_{12} x_{12} \quad \text{dla komory 12} \quad (6.44)$$

gdzie A jest przekrojem poprzecznym osadnika, x oznacza kolejne frakcje zanieczyszczeń nierozpuszczonych: x_l , x_S , x_{ND} , x_{min} , x_A , x_H , x_P , natomiast szybkość u może być opisana opcjonalnie wzorami (6.33) lub (6.34).

- **Układy recyrkulacji**

W traktowanej jako obiekt przykładowy oczyszczalni ścieków nie jest realizowany pełny proces oczyszczania biologicznego i dlatego istnieje w niej tylko układ recyrkulacji zewnętrznej osadu czynnego (rys. 6.4a). Taki układ uwzględniono więc również w tworzonym modelu oczyszczalni.

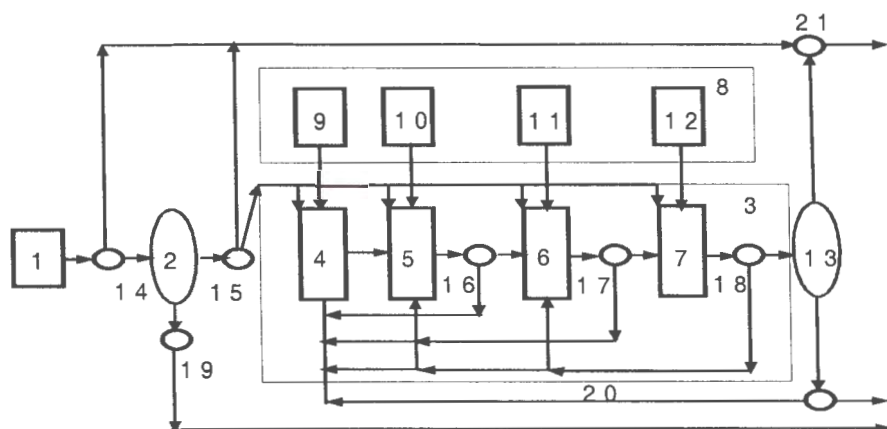


Rys. 6.4. Model oczyszczalni z układami recyrkulacji:
a) – zewnętrznej; b) – zewnętrznej i wewnętrznej

Ponieważ jednak przyjęty model komory napowietrzania składa się z czterech komór (stref), które mogą być traktowane autonomicznie jak oddzielne komory z osadem czynnym, więc dla nadania tworzonemu modelowi oczyszczalni ogólniejszego charakteru uwzględniono również możliwość zawracania części ścieków z dalszych stref do wcześniejszych (rys. 6.4 b). Otrzymano w ten sposób pozornie układy recyrkulacji wewnętrznej, które jednak w tej postaci nie mają praktycznego zastosowania, ponieważ nie powinno się modelować komory napowietrzania za pomocą tylko pojedynczej strefy z powodu zbyt małej dokładności takiego opisu. Wprowadzone już teraz sprzężenia między poszczególnymi strefami (komorami) modelu oczyszczalni mogą natomiast znacznie ułatwić prace przy jego dalszej rozbudowie.

- **Program komputerowy**

Dla sformułowanego modelu oczyszczalni napisano program w języku DELPHI umożliwiający jego symulację komputerową. Model składa się łącznie z 256 równań różniczkowych zwyczajnych, do rozwiązania których zastosowano metodę Rungego–Kutty 4. rzędu. Program symulacji o nazwie SOS (*Symulacja Oczyszczalni Ścieków*) jest dostosowany do systemów operacyjnych WINDOWS i WINDOWS NT. Schemat oprogramowanego modelu jest pokazany na rys. 6.5 [Studziński i Łomotowski, 2002b; Studziński i in., 2003].



Rys. 6.5. Schemat oprogramowanego modelu oczyszczalni:

- 1 – dopływ ścieków; 2 – osadnik wstępny; 3 – komora napowietrzania;
- 4, 5, 6, 7 – strefy komory napowietrzania; 8 – układ napowietrzania;
- 9, 10, 11, 12 – regulatory sterowania napowietrzaniem; 13 – osadnik wtórny;
- 14 – ścieki surowe; 15 – ścieki oczyszczone mechanicznie; 16, 17, 18 – układy recyrkulacji wewnętrznej ścieków; 19 – osad surowy; 20 – układ recyrkulacji zewnętrznego osadu; 21 – odpływ ścieków oczyszczonych

Do obliczeń symulacyjnych należy określić konfigurację oczyszczalni, objętości czynne poszczególnych zbiorników, rozdział strumieni ścieków i osadu, ustalić odpowiednie parametry modelu, stężenia ChZT, azotu ogólnego i zawiesiny w ściekach dopływających a także podział tych stężeń na poszczególne frakcje (łącznie 14 frakcji). W czasie symulacji można realizować algorytm regulacji automatycznej procesu napowietrzania w wybranych strefach komory z osadem

czynnym. Odbywa się to za pomocą regulatora PI sterującego mocą urządzeń napowietrzających.

Można zauważyć, że oprogramowany model oczyszczalni wykazuje pewne podobieństwo z programem ARASIM opracowanym na Uniwersytecie w Passau [Schmidt, 1994]. Podstawowe podobieństwa dotyczą:

- struktury oczyszczalni: oba modele są bez piaskownika i z zawracaniem osadu czynnego;
- rodzaju procesu technologicznego: w procesie uwzględnia się usuwanie związków organicznych i azotowych, natomiast nie uwzględnia się redukcji fosforu;
- liczby uwzględnianych w ściekach frakcji zanieczyszczeń: 13 frakcji w programie ARASIM i 14 frakcji w programie SOS;
- struktury modelu komory napowietrzania: podział komory na 4 strefy;
- struktury modelu osadnika wtórnego: podział osadnika na 10 warstw w programie ARASIM i na 12 warstw w programie SOS;
- możliwości autonomicznego napowietrzania każdej strefy komory z osadem czynnym.

Model ARASIM został oprogramowany za pomocą specjalistycznego języka programowania SIMPLEX, będącego narzędziem do symulacji systemów [Schmidt, 1995], co utrudnia wszelkie ingerencje w programie użytkownikowi zewnętrznemu. Natomiast program SOS napisano w powszechnie stosowanym języku DELPHI, co znacznie ułatwia dokonywanie modyfikacji i rozszerzanie programu.

6.2. Kalibracja modelu oczyszczalni w Rzeszowie

Dysponując modelem matematycznym badanego obiektu, programem obliczeniowym do symulacji komputerowej modelu oraz odpowiednimi pomiarami z obiektu można dokonać dopasowania modelu do badanego obiektu. Zwykle używa się do tego celu numerycznych metod optymalizacji i proces dopasowania odbywa się wówczas automatycznie. Mówi się wówczas o *identyfikacji modelu* [Isermann, 1974; Mańczak i Nahorski, 1983; Studziński, 1994a; Gutenbaum, 2003]. W omawianym przypadku jest to jednak niemożliwe, ponieważ liczba zmiennych obliczanych przekracza liczbę zmiennych mierzonych, co oznacza, że model jest przewymiarowany. Uniemożliwia to estymację wszystkich nieznanymi parametrów modelu. Dodatkowo liczba estymowanych parametrów jest bardzo duża, co identyfikację modelu istotnie utrudnia. Dlatego w takich przypadkach stosuje się *kalibrację modelu*, czyli ręczne ustalanie nieznanymi wartości jego parametrów. Jest

to obecnie powszechny stosowany sposób modelowania oczyszczalni ścieków [Schmidt, 1994, Wanner i in., 1991].

Proces kalibracji jest bardzo żmudny. Wyznaczane parametry, są to przede wszystkim współczynniki kinetyczne i stechiometryczne w równaniach bilansowych opisujących zmiany stężeń frakcji zanieczyszczeń w ściekach. Jako wartości początkowe w obliczeniach przyjmuje się zwykle ich wartości literaturowe [Daigger i Roper, 1995; Ekama i in., 1986; Henze i in., 1987a i 1987b; Wentzel i in., 1985 i 1992]. Następnie dokonuje się symulacji modelu i w przypadku braku zgodności między obliczonymi sygnałami modelu i zmierzonymi sygnałami obiektu zmienia się ręcznie wartości parametrów. Przy tym dopuszczalne przedziały tych zmian są znane i wzięte również z literatury. Te kroki powtarza się do chwili osiągnięcia zadowalającej zgodności między sygnałami zmierzonymi i obliczonymi.

W ten sposób ręcznie wykonuje się czynności wykonywane w innych przypadkach automatycznie. Ponieważ przy wielkiej liczbie parametrów i stosunkowo szerokich dopuszczalnych przedziałach ich zmienności, liczba możliwych kombinacji zmian ich wartości jest również bardzo duża, więc sposób ten jest bardzo czasochłonny i często dosyć zawodny. Przy kalibracji istotne znaczenie ma dlatego doświadczenie, wiedza technologiczna i intuicja osób prowadzących obliczenia [Wanner i in., 1991].

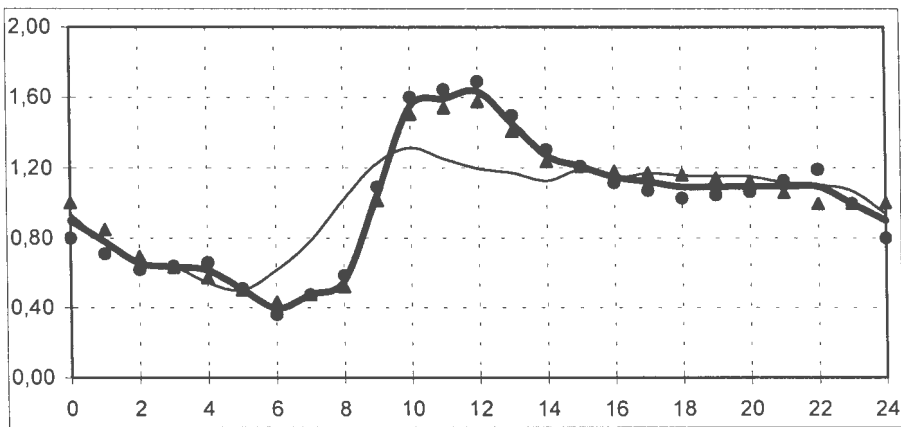
Wyznaczane parametry opracowanego modelu są następujące:

- współczynniki A i B w równaniach (6.3) i (6.4) modelu osadnika wstępnego,
- współczynniki μ_H , K_S , K_{OH} , K_{NH} , μ_A , K_{OA} , b_H , b_A , b_a , b_h , K_X w równaniach (6.8)–(6.17) oraz współczynniki f_P , i_{XB} , i_{XP} , Y_H^{NH} , Y_A w równaniach (6.18)–(6.28) modelu komory z osadem czynnym,
- współczynniki u_0 , b względnie b_1 , b_2 w równaniach (6.39)–(6.43) modelu osadnika wtórnego.

Pierwszy etap kalibracji, to przygotowanie danych. Polega ono na uśrednieniu pomiarów w taki sposób, aby z ciągów pomiarowych uzyskanych podczas eksperymentu biernego trwającego kilkanaście dni utworzyć ciągi pomiarowe dla jednej uśrednionej doby. Następnie pomiary te są normalizowane poprzez podzielenie ich przez wartość średnią dobową [Bogdan i in., 2000a; Bogdan i Studziński, 2002; Szetela, 1998].

Na drugim etapie kalibracji, na podstawie wartości zmiennych procesowych mierzonych, wyznacza się *wartości zmierzone* zmiennych obliczanych przez model. Podczas eksperymentu pomiarowego mierzono bezpośrednio na obiekcie stężenia 9 zmiennych procesowych: tlen s_O , BZT₅, ChZT, zawiesina ogólna x_{og} i zawiesina mineralna x_{min} , azot ogólny N_{og} i azot amonowy s_{NH} , fosfor ogólny

i ortofosforanowy, natomiast model obiektu oblicza stężenia 14 zmiennych, w przeważającej większości innych, niż te mierzone: x_S , x_I , s_S , s_I , s_{NH} , s_{NO} , x_{ND} , s_{ND} , x_{min} , x_H , x_A , x_P , s_O , s_{alk} . Przeliczenie wartości jednych zmiennych na wartości drugich zmiennych odbywa się na podstawie bilansów związków organicznych i azotowych, przy czym odpowiednie zależności bilansowe są formułowane na podstawie szczegółowych badań laboratoryjnych, danych literaturowych a czasami są rezultatem arbitralnych decyzji wynikających z intuicji i doświadczenia.



Rys. 6.6. Pomiary stężenia zawiesiny ogólnej w ściekach surowych

Podstawowe zależności bilansowe używane przy modelowaniu oczyszczalni są następujące [Henze i in., 1999; Łomotowski, 1998b; Studziński i Skaskiewicz 1997; Szetela, 1998]:

$$BZT = 1,47 BZT_5 \quad (6.45)$$

$$s_S = BZT_{S_{we}} \quad (6.46)$$

$$s_I = ChZT_{wy} - 1,47 BZT_{S_{wy}} \quad (6.47)$$

$$x_S = 0,47 BZT_5 \quad (6.48)$$

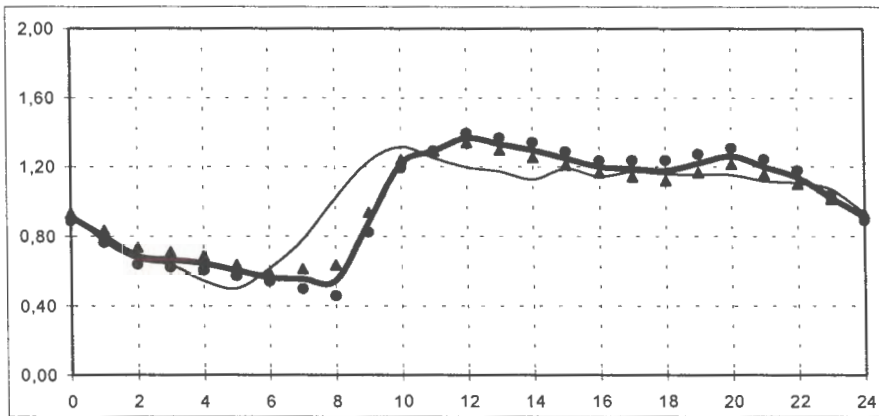
$$x_I = ChZT - 1,47 BZT_5 - s_I \quad (6.49)$$

$$N_{org} = N_{og} - s_{NH} \quad (6.50)$$

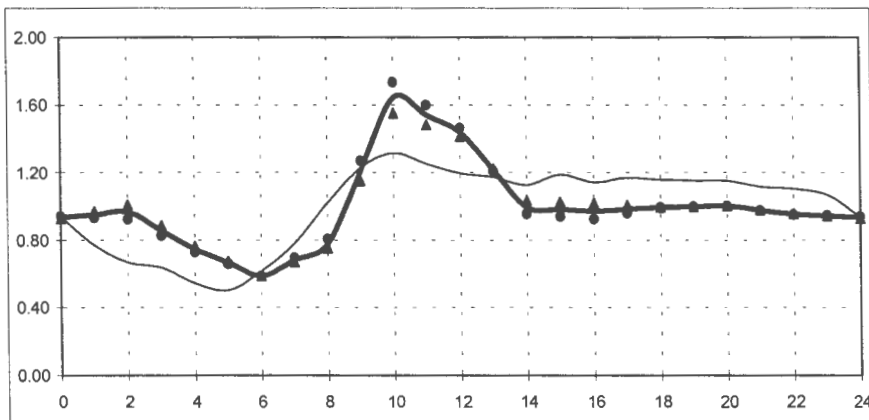
$$s_{ND} = N_{org} \frac{s_S}{\text{ChZT}} \quad (6.51)$$

$$x_{ND} = N_{org} \frac{x_S}{\text{ChZT}} \quad (6.52)$$

przy czym indeksami 'we' i 'wy' oznaczono we wzorach pomiary BZT₅ i ChZT wykonane w ściekach, odpowiednio, surowych i oczyszczonych.



Rys. 6.7. Pomiary stężenia związków organicznych w ściekach surowych



Rys. 6.8. Pomiary stężenia azotu ogólnego w ściekach surowych

Na rys. 6.6, 6.7 i 6.8 przedstawiono uśrednione i znormalizowane pomiary stężenia, odpowiednio: zawiesiny ogólnej, związków organicznych i azotu ogólnego w dopływie ścieków surowych do oczyszczalni. Wartości stężeń zaznaczono na rysunkach grubą linią ciągłą, natomiast cienką linią ciągłą zaznaczono dla porównania zmierzone natężenie dopływu ścieków surowych. Wyznaczone wartości stężeń i natężenia dopływu są wartościami względnymi mierzonych parametrów obliczonymi w stosunku do ich średnich wartości godzinowych. Stężenie *związków organicznych* jest określone poprzez wartości stężeń ChZT zmierzonych w ściekach surowych.

Dopiero na trzecim etapie kalibracji dokonuje się ręcznej estymacji parametrów modelu i obliczeń symulacji komputerowej dla kolejno zmienianych wartości parametrów. W tabl. 6.1–6.4 zamieszczono wyniki kalibracji uzyskane dla badanych podstawowych zbiorników oczyszczalni [Bogdan i in., 2000a, 2002a; Studziński i in., 2003].

Tablica 6.1. Wyniki kalibracji modelu osadnika wstępnego

Parametry modelu				
Wartości obliczone		Wartości literaturowe		
A [$\text{g}/\text{m}^3\text{d}$]	B	A [$\text{g}/\text{m}^3\text{d}$]	B	
$1.2 \cdot 10^{-6}$	3.76	$1.232 \cdot 10^{-6}$	4.05	
Zmienne procesu (średnie wartości dobowe)				
Zmienna	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd [%]
x_{og}	g/m^3	163	162	0,6
x_{min}	g/m^3	60	47	21,6
BZT_5	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	186	188	1
ChZT	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	448	451	0,7
s_{NH}	$\text{g N}/\text{m}^3$	29,3	26,3	10
N_{og}	$\text{g N}/\text{m}^3$	39,3	32,0	18,6
s_{alk}	val/m^3	8,3	7,9	4,8

Tablica 6.2. Wyniki estymacji parametrów modelu komory napowietrzania

Parametr	Jednostka	Wartości obliczone	Wartości literaturowe
μ_H	d^{-1}	2,20	1,5 – 8
μ_A	d^{-1}	0,5	0,2 – 0,8
K_S	$g\ ChZT/m^3$	10	5 – 30
K_X	$g\ ChZT/g\ ChZT$	0,03	0,02 – 0,05
K_{OH}	$g\ O_2/m^3$	0,1	0,1
K_{OA}	$g\ O_2/m^3$	0,5	0,5 – 1
K_{NH}	$g\ N/m^3$	1,0	1,0
b_H	d^{-1}	0,62	0,62
b_A	d^{-1}	0,05	0,05
b_h	$g\ ChZT/g\ ChZT\ d$	3,0	0,6 – 2,2
b_a	$m^3/g\ ChZT\ d$	0,03	0,03 – 0,08
f_P	–	0,08	0,08
i_{XB}	$g\ N/g\ ChZT$	0,086	0,086
i_{XP}	$g\ N/g\ ChZT$	0,06	0,06
Y_H^{NH}	$g\ ChZT/g\ ChZT$	0,67	0,67
Y_A	$g\ ChZT/g\ N$	0,15	0,15

Tablica 6.3 Wyniki kalibracji modelu komory napowietrzania
(średnie wartości dobowe zmiennych procesu)

Zmienna	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd [%]
x_{og}	g/m^3	3.815	3.890	2
x_{min}	g/m^3	1.144	1.322	15,6
BZT_5	$g\ O_2/m^3$	18	18,3	1,7
ChZT	$g\ O_2/m^3$	53	53,6	1
s_{NH}	$g\ N/m^3$	26,3	24,2	8
N_{og}	$g\ N/m^3$	32,1	26,1	18,7
s_{alk}	val/m^3	7,9	7,7	2,5

Tablica 6.4 Wyniki kalibracji modelu osadnika wtórnego
(x_{og-r} – stężenie osadu recyrkulowanego)

Parametry modelu				
Wartości obliczone			Wartości literaturowe	
u_0 [m/d]	b [m^3/g]		u_0 [m/d]	b [m^3/g]
187,2	$6,23 \cdot 10^{-4}$		187,2	$6,23 \cdot 10^{-4}$
Zmienne procesu (średnie wartości dobowe)				
Zmienna	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd [%]
x_{og}	g/m^3	19	19	0
x_{min}	g/m^3	14	7	50
BZT ₅	$g O_2/m^3$	19	23	21
ChZT	$g O_2/m^3$	55	81	47
s_{NH}	$g N/m^3$	24,9	24,2	2,8
N_{og}	$g N/m^3$	28,1	26,9	4
s_{alk}	val/m^3	8,1	7,7	5
x_{og-r}	g/m^3	5.719	6.090	6,5

Można uważać, że wyniki kalibracji modelu dla wszystkich obiektów oczyszczalni są zadowalające a błędy modelowania zmiennych procesowych są w większości przypadków na poziomie kilku procent. Jedynie słabą zgodność między modelem i pomiarami uzyskano dla stężeń zawiesin mineralnych i ChZT w osadniku wtórnym. Należy sądzić, że wynika to z błędów pomiarowych popełnionych podczas przeprowadzania eksperymentu biernego w obiekcie, chociaż dokładna ocena tej rozbieżności wymagałaby wykonania dodatkowych pomiarów i obliczeń

6.3. Ocena opracowanego modelu oczyszczalni

Na zakończenie tego rozdziału przedstawimy kilka uwag o możliwościach stosowania modelu fizycznego. Opisano sposób konstruowania modelu oczyszczalni ścieków, składający się z kilku etapów: opisu werbalnego zjawisk zachodzących w procesie oczyszczania, formalnego opisu tych zjawisk za pomocą równań matematycznych, opracowania programu komputerowego do symulacji

modelu oraz identyfikacji modelu na podstawie rzeczywistych pomiarów. Przy czym identyfikacja, ze względu na wielką liczbę estymowanych parametrów i niedysponowanie wystarczającą ilością danych pomiarowych, ma w tym przypadku postać ręcznej kalibracji.

Ponieważ uznaje się na podstawie wykonanych obliczeń, że wyniki kalibracji modelu są zadowalające, więc można też przyjąć, że opracowany model jest poprawnym opisem badanego obiektu. Jego podstawową zaletą jest to, że ponieważ jest opisany równaniami bilansowymi, to wszystkie jego parametry i zmienne mają interpretację fizykalną. Pozwala to badać wzajemne zależności między różnymi wielkościami procesu technologicznego i również ułatwia to kalibrację modelu, ponieważ wartości wielu współczynników kinetycznych i stechiometrycznych, będących parametrami modelu, można wyznaczać laboratoryjnie lub przy ich określaniu korzystać z danych literaturowych.

Jednak taki model ma również istotne wady. Przede wszystkim proces dopasowywania modelu do obiektu jest bardzo czasochłonny, ponieważ estymację parametrów przeprowadza się ręcznie. Ponadto, może on jednak być obciążony błędami, ponieważ wielokrotnie dokonuje się przybliżeń i arbitralnych decyzji, które mogą znacznie odbiegać od rzeczywistych warunków procesowych. Wyznaczony ostatecznie model fizykalny jest również bardzo nieporęczny pod względem obliczeniowym, ponieważ czas pojedynczej symulacji modelu jest stosunkowo długi i trwa do kilkunastu sekund. Z tego powodu model nie nadaje się do obliczeń optymalizacyjnych, które wymagają wielokrotnych symulacji modelu, od kilkuset do nawet kilku tysięcy przebiegów symulacyjnych, w zależności od stosowanej metody optymalizacji. Długie czasy obliczeń są między innymi powodem, że nie można również przeprowadzić klasycznej identyfikacji modelu, ponieważ wówczas używa się także metod optymalizacji. Pomijamy przy tym fakt przewymiarowania modelu, także uniemożliwiający dokonanie klasycznej identyfikacji.

Opracowany model fizykalny oczyszczalni, podobnie jak i inne znane modele fizykalne procesów oczyszczania, ma wartość przede wszystkim poznawczą. Umożliwia on badania symulacyjne procesu oczyszczania i sprawdzanie wpływu różnych działań na przebieg tego procesu. Takie badania nie wymagają wielu symulacji modelu, jak ma to miejsce w przypadku wykonywania obliczeń optymalizacyjnych. Jednocześnie fizykalna interpretowalność parametrów modelu umożliwia sprawdzanie reakcji badanego i symulowanego procesu na wybiórcze i celowe zmiany jego wielkości.

Należy przy tym jeszcze raz podkreślić, że opracowanie poprawnego modelu fizykalnego badanej oczyszczalni jest bardzo żmudnym procesem, na który składa się opracowanie równań modelu, opracowanie programu komputerowego, przeprowadzenie eksperymentów pomiarowych, odpowiednie przygotowanie danych obliczeniowych i wreszcie wykonanie kalibracji. Wymaga to ścisłej współpracy co

najmniej kilku osób różnej specjalności: informatyków, matematyków, automatyków i technologów ścieków, ponieważ praca ma charakter interdyscyplinarny. W przeciwnym przypadku może bowiem powstać model matematyczny, który nie będzie miał zastosowania praktycznego, będzie niewłaściwie opisywał proces technologiczny lub będzie niepoprawny pod względem obliczeniowym i użytkowym.

Wykonane obliczenia dopasowania modelu oczyszczalni do rzeczywistego obiektu na podstawie zebranych danych pomiarowych były pierwszą udaną pracą badawczą tego rodzaju w Polsce, wykonaną pod kierunkiem autora i zrealizowaną w ramach projektów badawczych Komitetu Badań Naukowych [Studziński, 1997, 2002d].

Jan Studziński

**IDENTYFIKACJA, SYMULACJA I STEROWANIE
OCZYSZCZALNIAMI ŚCIEKÓW**

Monografia dotyczy problematyki modelowania i sterowania mechaniczno-biologicznymi oczyszczalnymi ścieków. Przedstawione badania obejmują opracowanie modeli matematycznych oczyszczalni, ich identyfikację oraz zastosowanie do celów sterowania. Omówiono aktualny stan badań oraz wskazano pożądane kierunki ich rozwoju. Opisano szczegółowo zagadnienia związane z wykonywaniem eksperymentów pomiarowych, opracowywaniem modeli przepływowych wydzielonych zbiorników oczyszczalni, wyznaczeniem modelu fizycznego oczyszczalni oraz modeli neuronowych. Wszystkie rozważania są ilustrowane wynikami przykładowych badań wykonanych pod kierunkiem autora w miejskiej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie.

ISSN 0208-8029
ISBN 83-85847-88-X