



Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

AUTOMATYKA STEROWANIE ZARZĄDZANIE

Książka jubileuszowa
z okazji
70-lecia urodzin

PROFESORA KAZIMIERZA MAŃCZAKA

pod redakcją
Jakuba Gutenbauma



Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

AUTOMATYKA STEROWANIE ZARZĄDZANIE

**Książka jubileuszowa
z okazji
70-lecia urodzin**

PROFESORA KAZIMIERZA MAŃCZAKA

**pod redakcją
Jakuba Gutenbauma**

Warszawa 2002

Książka jubileuszowa z okazji
70-lecia urodzin
Profesora Kazimierza MAŃCZAKA

Redaktor
prof. dr hab. inż. Jakub Gutenbaum

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN

Warszawa 2002

ISBN 83-85847-78-2

Wydawca: Instytut Badań Systemowych PAN
ul. Newelska 6 01-447 Warszawa
<http://www.ibspan.waw.pl>

Opracowanie składowania: Anna Gostyńska, Jadwiga Hartman

Druk: KOMO-GRAF, Warszawa
nakład 200 egz., 34 ark. wyd., 31 ark. druk.

MODELOWANIE MATEMATYCZNE I IDENTYFIKACJA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

**Lucyna Bogdan†, Janusz Łomotowski‡, Zbigniew Nahorski†,
Jan Studziński†, Ryszard Szetela§**

† Instytut Badań Systemowych PAN, Newelska 6, 01-447 Warszawa,
<(bogdan, studzins, nahorski)@ibspan.waw.pl>

‡ Akademia Rolnicza we Wrocławiu,

Instytut Budownictwa i Architektury Krajobrazu

pl. Grunwaldzki 24, 50-363 Wrocław, <lomot@ozi.ar.wroc.pl>

§ Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska
Pl. Grunwaldzki 9, 50-377 Wrocław, <szetela@iios.pwr.wroc.pl>

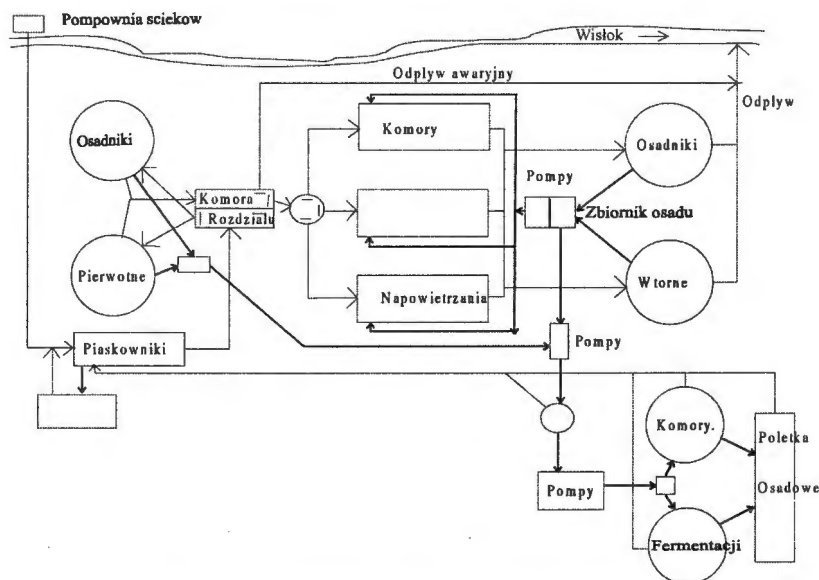
Abstract: *The paper presents the model of biological sewage purification process of wastewater treatment plant located in Rzeszów. The model is composed of the submodels of the primary clarifiers, the aeration basins and the secondary clarifiers which are connected and partly looped. The submodels consist of equations describing the physical and biological processes like e.g. sedimentation processes occurring in the clarifiers or the biological processes changing the chemical composition of the influent sewage. Estimation of model parameters was done in two steps. First, the active volumes of the basins were estimated on the basis of the measurements taken during the experiment performed in the plant. Then the rest of the parameters was calibrated with values taken from the literature.*

Keywords: *wastewater treatment plant, biochemical processes, mathematical models, parameter estimation.*

1. Wprowadzenie

Model przedstawiony w pracy opisuje miejską oczyszczalnię ścieków w Rzeszowie, a jego kalibracji dokonano na podstawie pomiarów zebranych podczas zrealizowanego w oczyszczalni eksperymentu biernego. Model jest oparty na modelu standardowym znanym w literaturze pod nazwą *Activated Sludge Model No. 1* (Henze i in. 1987). Opisuje on procesy oczyszczania ścieków z degradacją biologiczną składników organicznych i azotowych.

Równania prezentowane w pracy pochodzą z ogólniejszego modelu przedstawionego w (Szetela 1990), przy czym zostały one dostosowane do warunków oczyszczalni w Rzeszowie. Model opracowano na podstawie klasycznych zasad zachowania i ze względu na swoją dokładność i interpretowalność fizyczną parametrów nadaje się on dobrze do pojedynczych obliczeń symulacji procesu oczyszczania ścieków. Nie jest jednak odpowiedni do celów optymalizacji i sterowania ze względu na długie czasy obliczeń symulacyjnych. Stąd, dla celów sterowania oczyszczalnią, opracowano również tzw. *modele operacyjne* procesu, prostsze w opisie matematycznym i mniej dokładne, za to znacznie szybsze w obliczeniach (Bogdan i in. 2000). Modele te, łącznie z przedstawionym tutaj tzw. *modelem fizycznym*, są elementami tworzonego systemu komputerowego wspomaganie decyzji technologicznych w miejskiej oczyszczalni ścieków.



Rys.1. Oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie.

Modelowana oczyszczalnia składa się z następujących obiektów: pompownia wejściowa, komory krat na wejściu, dwa osadniki wstępne, trzy równoległe komory napowietrzania i dwa osadniki wtórne (por. rys. 1). Działanie oczyszczalni jest następujące. Po usunięciu zgrubnych zanieczyszczeń w komorach krat ścieki wpływają do osadników wstępnych, w których następuje sydentacja zanieczyszczeń stałych. Następnie przepływają one do komór z osadem czynnym, wyposażonych w system

napowietrzania. Tam zanieczyszczenia organiczne ścieków podlegają biologicznej dekompozycji w warunkach aerobowych. Z komór napowietrzania ścieki przepływają do osadników wtórnych, gdzie następuje grawitacyjna sedymentacja osadu czynnego i zanieczyszczeń (*klarowanie*). Część osadu podlega recyrkulacji do wejścia komór napowietrzania (*recyrkulacja zewnętrzna*), podczas gdy osad nadmierny jest usuwany z procesu.

2. Procesy biologiczne

Procesy biologiczne redukcji zanieczyszczeń zachodzą w komorach napowietrzania. Biorą w nich udział różnorodne mikroorganizmy, w tym przede wszystkim bakterie. Zintegrowany model procesów biochemicznych zachodzących w ściekach jest bardzo złożony i w dalszej części pracy będą dyskutowane jedynie jego podstawowe elementy. Szczegółowe informacje na ten temat można znaleźć w (Szetela 1990).

2.1. Hydroliza

Aby rozwijać się, bakterie potrzebują energii. Większość bakterii tworzących osad czynny, to bakterie heterotroficzne, które do swego rozwoju wykorzystują związki organiczne (*związki węgla*). Przy tym węgiel jako źródło energii musi być składnikiem biodegradowalnych molekuł organicznych, takich jak kwas octowy, alkohol metylowy, alkohol etylowy, glukoza itp. Duże molekuly organiczne (*substraty biodegradowalne powoli*) są przetwarzane na mniejsze w procesie zwanym hydrolizą. Ten proces przebiega dosyć wolno i zaczyna się już w sieci kanalizacyjnej. Proces hydrolizy jest opisywany często równaniem kinetyki pierwszego rzędu

$$\frac{dx_s}{dt} = -k_h x_s$$

gdzie x_s oznacza stężenie substratu organicznego biodegradowalnego powoli (*wyrażone w równoważniku COD*) i k_h jest wielkością stałą. Jednak gdy mikroorganizmy adsorbują molekułę substratu na powierzchni, to wtedy stosuje się równanie kinetyki typu Monoda

$$\frac{dx_s}{dt} = -k \frac{x_s / x_{bk}}{k_x + x_s / x_{bk}} x_{bk}$$

gdzie x_{bk} jest stężeniem substratu adsorbowanego przez heterotrofy (*bakterie heterotroficzne*) i k_x jest wielkością stałą. Stała k zależy od stężenia tlenu i azotanów w ściekach.

2.2. Wzrost i rozpad biomasy

Wzrost biomasy (*rozwój mikroorganizmów*) jest ograniczony dostępnością substancji odżywczych. Wpływ stężenia pojedynczej substancji odżywczej lub stężenia substratu na prędkość wzrostu biomasy może być opisany również równaniem kinetyki typu Monoda

$$\frac{dx_b}{dt} = \mu \frac{s_n}{k_s + s_n} x_b$$

gdzie x_b jest stężeniem czynnej biomasy (*wyrażonym w równoważniku COD=Chemical Oxygen Demand*), s_n jest stężeniem składnika odżywczego lub substratu, μ jest maksymalną prędkością wzrostu biomasy i k_s jest wielkością stałą.

Gdy wprowadzimy podstawienie

$$Y = -\frac{\Delta x_b}{\Delta s_n}$$

to prędkość zużycia składnika odżywczego lub substratu można zapisać w postaci równania

$$\frac{ds_n}{dt} = -\frac{\mu}{Y} \frac{s_n}{k_s + s_n} x_b$$

Biomasa w ściekach rozwija się i jednocześnie ulega rozpadowi w wyniku metabolizmu endogenicznego i naturalnej śmierci mikroorganizmów. Rozpad biomasy można opisać równaniem pierwszego rzędu

$$\frac{dx_b}{dt} = -bx_b$$

gdzie b jest stałą czasową rozpadu. Pełne równanie opisujące zmianę ilości biomasy w ściekach (*z jednoczesnym uwzględnieniem jej rozwoju i rozpadu*) ma postać

$$\frac{dx_b}{dt} = \mu \frac{s_n}{k_s + s_n} x_b - bx_b$$

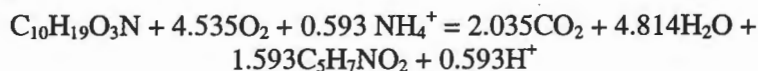
Rozważa się rozpad dwóch rodzajów bakterii: heterotroficznych b_h i autotroficznych b_a . Model rozpadu biomasy zawiera składnik inercyjny (*frakcję*) f_p . Pozostałe frakcje rozpadającej się biomasy dodają się do

organicznego węgla lub azotu, w tym drugim przypadku jako frakcja i_{xp} biomasy.

2.3. Aerobowe usuwanie węgla organicznego

Warunki wzrostu biomasy zależą od stężeń tlenu rozpuszczonego i azotanów. Jeżeli stężenie tlenu s_o jest wysokie (np. $s_o > 0.5$ mg O₂/l), wtedy takie warunki nazywamy aerobowymi. Jeżeli stężenie tlenu jest niskie, natomiast jest wysokie stężenie azotanów s_{NO} (np. $s_{NO} > 0.5$ mg N/l), wtedy warunki nazywamy anoksycznymi. Jeżeli oba stężenia są małe, wtedy warunki nazywamy anaerobowymi. W zależności od istniejących warunków w ściekach dominują różne rodzaje bakterii.

W warunkach aerobowych utworzenie typowego składnika biomasy C₅H₇NO₂ z typowego składu substratu C₁₀H₁₉O₃N przebiega zgodnie z następującą reakcją



Prędkość całego procesu zależy od dostępności substratu s_s , tlenu s_o i reszty amonowej s_{NH} . Wtedy rozwój heterotrofów może być opisany równaniem

$$\frac{dx_{bh}}{dt} = \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_o}{k_{ob} + s_o} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} x_{bh}$$

natomiast eliminację z biomasy szybko biodegradowalnego substratu opisuje się równaniem

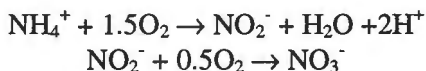
$$\frac{ds_s}{dt} = -\frac{\mu_h}{Y_h} \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_o}{k_{ob} + s_o} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} x_{bh}$$

W obu procesach (rozwoju i rozpadu biomasy) jest wykorzystywany tlen, więc całkowita prędkość jego redukcji jest równa sumie obu wymienionych wyżej prędkości (obie prędkości są wyrażone w równoważniku COD)

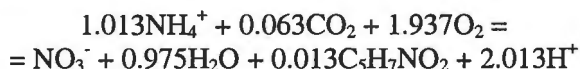
$$\frac{ds_o}{dt} = -\left(\frac{1}{Y_h} - 1\right) \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_o}{k_{oh} + s_o} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} x_{bh}$$

2.4. Proces nitryfikacji

Nitryfikacja jest procesem dwustopniowym, w którym azot amonowy jest przekształcany najpierw do postaci azotynów a następnie azotanów:



Również ta reakcja ma miejsce w warunkach aerobowych. Współczynnik wagowy procesu dla bakterii nitryfikacyjnych (*autotroficznych*) jest znacząco mniejszy w porównaniu ze współczynnikiem wagowym dla bakterii heterotroficznych. Biorąc pod uwagę proces asymilacji (*wbudowywanie azotu w strukturę biomasy*) oraz oba współczynniki wagowe, otrzymuje się następujące równanie dla obu faz nitryfikacji



Wszystkie składniki po lewej stronie równania ograniczają prędkość procesu, ale praktycznie tylko stężenia azotu amonowego i tlenu mają istotny wpływ ograniczający. Wobec tego prędkość wzrostu bakterii nitryfikacyjnych jest opisana równaniem

$$\frac{dx_{ba}}{dt} = \mu_a \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} \frac{s_o}{k_{oa} + s_o} x_{ba}$$

gdzie x_{ba} jest stężeniem bakterii autotroficznych. Równoczesne wydzielanie azotanu zachodzące w trakcie nitryfikacji można opisać równaniem

$$\frac{ds_{NO}}{dt} = \frac{\mu_a}{Y_a} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} \frac{s_o}{k_{oa} + s_o} x_{ba}$$

Oba procesy wpływają na proces redukcji azotu amonowego w biomacie, który można zapisać równaniem

$$\frac{ds_{NH}}{dt} = -\left(\frac{1}{Y_a} + i_{xb} \right) \frac{dx_{ba}}{dt}$$

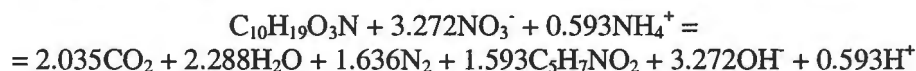
gdzie i_{xb} jest względną zawartością azotu w biomacie.

2.5. Proces denitryfikacji

Podczas procesu denitryfikacji bakterie heterotroficzne dokonują dekompozycji materii organicznej oraz przekształcają azotany w azot gazowy. Przekształcenie to dokonuje się w warunkach anoksycznych, gdy stężenie azotanów w ściekach jest wysokie przy jednoczesnym braku tlenu. Dla typowego składu ścieków reakcja ma postać



Biorąc pod uwagę syntezę biomasy, otrzymuje się następujące równanie



Bakterie heterotroficzne zużywają do wzrostu małej ilości azotu amonowego a w przypadku jego braku mogą zużywać azotany. Stąd w odnośnej reakcji kinetycznej występują dwa stężenia

$$\frac{dx_{bh}}{dt} = \eta_g \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{k_{oh}}{k_{oh} + s_o} x_{bh}$$

gdzie współczynnik $\eta_g < 1$ wskazuje, że wydajność procesu denitryfikacji jest mniejsza niż aerobowe usuwanie węgla organicznego. Prędkość usuwania składników organicznych można zapisać w postaci

$$\frac{ds_s}{dt} = -\frac{1}{Y_{NO}} \frac{dx_{bh}}{dt}$$

Prędkość usuwania azotanów jest sumą obu powyższych prędkości podzieloną przez współczynnik równowagi między ilością utlenionych substancji organicznych (COD) a ilością zużytego azotu (NO_3^-) (jest on równy 2,86). Odpowiednie równanie ma postać

$$\frac{ds_s}{dt} = -\frac{1}{2.86} \left(1 - \frac{1}{Y_{NO}} \right) \frac{dx_{bh}}{dt}$$

Ponieważ azot amonowy jest asymilowany przez heterotrofy, więc prędkość jego usuwania jest proporcjonalna do wzrostu heterotrofów, tzn.

$$\frac{ds_s}{dt} = -i_{xb} \frac{dx_{bh}}{dt}$$

Omówione wyżej procesy są uwzględnione w modelu.

3. Model oczyszczalni ścieków

Kompleksowy model oczyszczalni składa się z odpowiednio połączonych modeli (podmodeli) poszczególnych zbiorników uczestniczących w procesie: osadników wstępnych, komór napowietrzania i osadników wtórnych (por. rys.1).

3.1. Osadniki wstępne

Skład ścieków wpływających do osadników został w modelu podzielony na następujące frakcje:

- *związki odniesione do wartości COD:*

- związki degradowalne szybko $s_s = 0.1608$ COD
- związki degradowalne powoli $x_s = 0.4384$ COD
- związki rozpuszczone $s_l = 0.0451$ COD
- zawiesina $x_l = 0.3557$ COD

- *związki azotowe odniesione do całkowitej zawartości azotu N_{og} :*

- azot amonowy $s_{NH} = 0.7845 N_{og}$
- rozpuszczony azot organiczny $s_{ND} = 0.0616 N_{og}$
- zawiesina azotu organicznego $x_{ND} = 0.1539 N_{og}$

- *zawiesina cząstek stałych $z_m = 0.2927 Z_{og}$, gdzie Z_{og} jest całkowitą ilością zawiesiny w ściekach.*

Wartości stężeń wymienionych wyżej frakcji były obliczane na podstawie pomiarów wykonanych na obiekcie.

Przyjęto, że frakcje rozpuszczone przepływają przez osadniki wstępne bez strat. Model opisujący zmiany ich stężenia jest modelem zbiornika z idealnym mieszaniami

$$V_p \frac{ds}{dt} = Q(s_{in} - s)$$

gdzie V_p jest objętością czynną osadników, Q jest przepływem ścieków, s_{in} jest stężeniem frakcji rozpuszczonej dopływającej do osadników i s jest stężeniem tej frakcji w osadnikach.

Model dla zawiesin zawiera oprócz opisu zbiornika z idealnym mieszaniami również opis procesu sedymentacji zawiesiny. Współczynnik sedymentacji jest postaci Ax^B , gdzie x oznacza stężenie zawiesiny w ściekach. Estymatory parametrów A i B wyznaczono eksperymentalnie. Model ma postać

$$V_p \frac{dx}{dt} = Q(x_{in} - x) - V_p Ax^B$$

gdzie $x = x_s + x_l + z_m$. W wyniku sedymentacji osadniki wstępne redukują COD i stężenie azotu w ściekach.

3.2. Komory napowietrzania

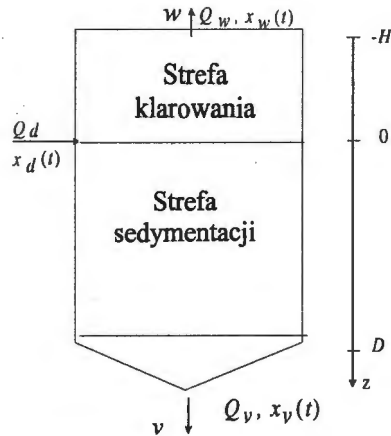
Komory napowietrzania były modelowane również jako zbiorniki z idealnym mieszaniem. W modelu uwzględniono wszystkie procesy biochemiczne opisane w poprzednim rozdziale a także zmianę stężenia tlenu i zasadowości ścieków. Dopływ ścieków z osadników wstępnych i dopływ recykulowanego osadu czynnego z osadników wtórnych tworzą razem wejście do komór.

Model komór napowietrzania opisuje następujące procesy:

- aerobowy wzrost heterotrofów z asymilacją azotu z NH_4^+
- aerobowy wzrost heterotrofów z asymilacją azotu z NO_3^-
- anoksydacyjny wzrost heterotrofów z asymilacją azotu z NH_4^+
- anoksydacyjny wzrost heterotrofów z asymilacją azotu z NO_3^-
- aerobowy wzrost autotrofów
- rozpad heterotrofów
- rozpad autotrofów
- amonifikacja rozpuszczonego azotu organicznego
- hydroliza

oraz przemiany dotyczące następujących składników względnie parametrów ścieków:

- składniki organiczne szybko biodegradowalne,
- składniki organiczne powoli biodegradowalne,
- składniki organiczne zawarte w zawiesinie,
- składniki organiczne pochodzące z rozpadu mikroorganizmów,
- rozpuszczone składniki organiczne,
- rozpuszczony azot organiczny,
- rozpuszczony tlen,
- azot amonowy,
- azotany,
- zasadowość,
- biomasa heterotroficzna,
- biomasa autotroficzna,
- minerały zawarte w zawiesinie.



Rys.2. Osadnik wtórny.

3.3. Osadniki wtórne

Ścieki dopływające do osadników wtórnych z komór napowietrzania składają się głównie ze zbitych w kłaczkii bakterii i z wody. Najważniejszym zjawiskiem zachodzącym w osadnikach wtórnych jest rozdzielenie tych dwóch komponentów w procesie sedymentacji. W modelu osadników wtórnych uwzględnia się tylko ten proces. Osadnik wtórny składa się z dwóch stref (por. rys. 2): górnej (*klarowania*) i dolnej (*sedymentacji*). Ścieki oczyszczone wypływają z osadnika przelewając się przez górną krawędź zbiornika, podczas gdy osad (*mieszanka bakterii i zanieczyszczeń*) wypływa przez otwór w dnie zbiornika. Z tymi wypływami są związane dwa prądy tworzące się w osadniku: prąd o prędkości w , przeważający w strefie klarowania, i prąd o prędkości v , przeważający w strefie sedymentacji. Dodatkowo na cząstki zawiesiny w ściekach działa siła grawitacji, która powoduje ich ruch ku dołowi. Jej prędkość u zależy wykładniczo od stężenia tych cząstek w zawieszinie x (Kynch 1952)

$$u(x) = u_0 e^{-bx}$$

przy czym x jest funkcją wysokości osadnika z i czasu t . Strumień $q(x)$ cząstek osadu jest opisany następującą funkcją

$$q(x) = \begin{cases} x[u(x) + v] & \text{dla } 0 < z \leq D \\ x[u(x) - w] & \text{dla } -H \leq z < 0 \end{cases}$$

Odpowiednie równanie ciągłości ma postać

$$\frac{\partial x}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial z} = 0$$

przy warunkach początkowych

$$x(z,0) = x_0(z), \quad -H \leq z \leq D$$

i warunkach granicznych

$$Q_d x_d(t) = P_0 x(0,t)[2u(x(0,t)) + v - w]$$

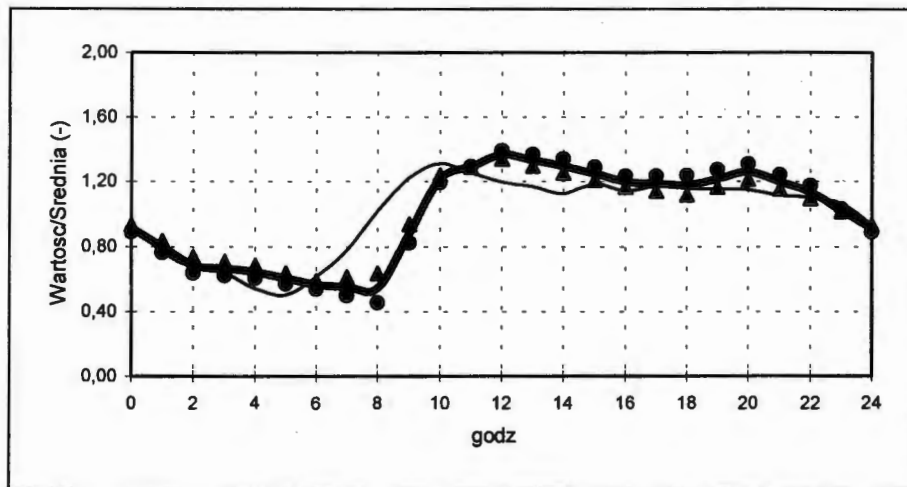
gdzie x_d jest stężeniem cząstek zawiesiny (*osadu*) w dopływie, Q_d jest strumieniem dopływu, P_0 jest przekrojem poprzecznym osadnika dla $z=0$. W celu rozwiązania tych równań podzielono model osadnika na 12 poziomych warstw, przy czym wszystkie parametry w obszarze danej warstwy przyjęto za stałe.

Model dla składników rozpuszczonych (*w strefie ścieków oczyszczonych*) nie ma wypływu osadu $q(x)$ i sprowadza się do modelu zbiornika z idealnym mieszaniem dla każdej warstwy.

4. Kalibracja modelu

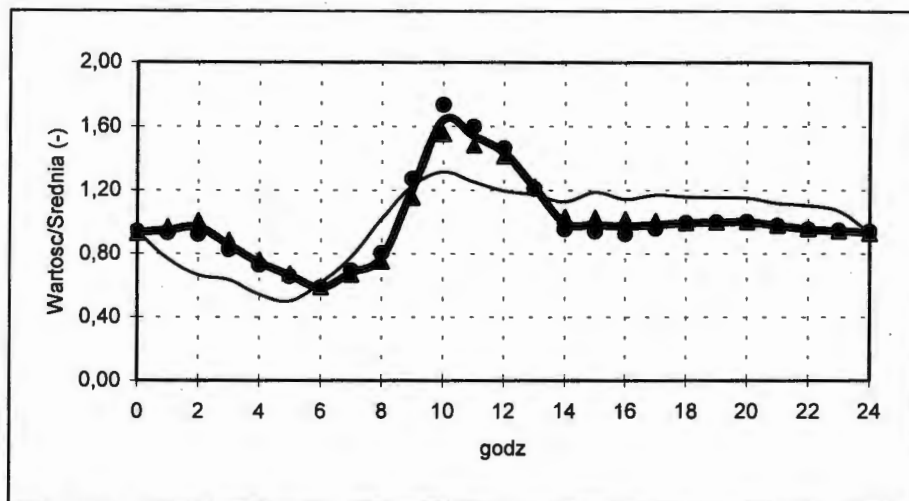
Przy implementacji modelu matematycznego oczyszczalni ścieków w Rzeszowie wykorzystano program symulacji komputerowej WTPD, (Szetela 1990). Prezentowany model jest nadokreślony, tzn. liczba jego parametrów przekracza liczbę mierzonych zmiennych. Dlatego nie można otrzymać jednoznacznych wartości parametrów kinetycznych i stechiometrycznych modelu przy użyciu klasycznych metod identyfikacji, czyli nie można dokonać automatycznego dopasowania modelu do danych pomiarowych.

Między innymi z tego powodu dokonano kalibracji modelu, kierując się doświadczeniem i danymi literaturowymi (Wanner i in. 1991). Nieznane wartości parametrów zostały wyznaczone w sposób sekwencyjny. Najpierw przyjęto standardowe literaturowe (Henze i in. 1987, Ekama i in. 1986, Wentzel i in., 1992, Daigger i in. 1995) wartości parametrów jako pierwsze przybliżenia w obliczeniach symulacyjnych. Następnie różnice między obliczonymi i zmierzonymi wartościami wyjść modelu i obiektu były stopniowo zmniejszane przez ręczną zmianę wartości tych parametrów, zgodnie z wiedzą i doświadczeniem autorów.



Rys.3. Wykres uśrednionego i znormalizowanego dobowego stężenia składnika organicznego w dopływie ścieków (cienką linią zaznaczone natężenie dopływu, ● – BOD₅, ▲ – COD).

Dane eksperymentalne wykorzystane do kalibracji modelu były zbierane w oczyszczalni w ciągu dwóch tygodni od 23.10.1995 do 06.11.1995. Mierzono stężenia podstawowych składników ścieków (zawiesiny stałe, BOD₅=Biological Oxygen Demand, COD, azot amonowy, azot całkowity, fosfor fosforanowy (PO₄), fosfor całkowity, tlen rozpuszczony) oraz natężenia wszystkich strumieni wpływających do i wypływających z podstawowych zbiorników oczyszczalni (osadników wstępnych, komór napowietrzania i osadników wtórnych). Pomiary stężeń były wykonywane laboratoryjnie co 2 godziny dla punktu pomiarowego na wejściu oczyszczalni (168 próbek) oraz raz dziennie we wszystkich innych punktach pomiarowych (dla próbek uśrednionych). Pomiary natężeń przepływów były wykonywane automatycznie co 2 min.



Rys.4. Wykres uśrednionego i znormalizowanego dobowego stężenia azotu w dopływie ścieków (• – azot amonowy, ▲ - COD).

Tablica 1. Wyniki kalibracji i dopasowanie modelu dla osadników wstępnych.

Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura	
A	$g/m^3 d$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	
B	$g/m^3 d$	3.76	4.05	
Parametr	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd %
Cząstki stałe w zawiesinie	g/m^3	163	162	0.6
Minerały w zawiesinie	g/m^3	60	47	22
BOD ₅	$g O_2/m^3$	186	188	1
COD	$g O_2/m^3$	448	451	0.7
Amoniak	$g N/m^3$	29.3	26.3	10
Azot całkowity N	$g N/m^3$	39.3	32.0	19
Zasadowość	val/m^3	8.3	7.9	5

Pomiary na wejściu oczyszczalni zostały uśrednione (w celu otrzymania średnich dobowych zmian składników) i znormalizowane (przez podzielenie ich przez dobowe wartości średnie). Stężenie składnika organicznego wyznaczono następnie jako wartość średnią z wartości COD i BOD₅ (por. rys. 3), a stężenie azotu jako wartość średnią stężeń amoniaku i azotu całkowitego (por. rys. 4).

W tablicach 1-4 zamieszczono wyniki kalibracji uzyskane dla modeli, odpowiednio, osadników wstępnych, komór napowietrzania i osadników

wtórnych. Z kolei na rysunkach 5 i 6 pokazano przykłady zmian różnych składników ścieków otrzymane w wyniku symulacji modelu. Pełne wyniki kalibracji przedstawiono w (Szetela 1997).

Tablica 2. Wyniki kalibracji dla komór napowietrzania.

Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura
μ_h	d^{-1}	2.20	1.5 - 8
Y_h	g COD /g COD	0.67	0.67
k_s	g COD /m ³	10	5 - 30
k_{oh}	g O ₂ /m ³	0.1	0.1
k_x	g COD /g COD	0.03	0.02 - 0.05
k_h	g COD /g COD d	3.0	0.6 - 2.2
μ_a	d^{-1}	0.5	0.2 - 0.8
Y_a	g COD/ g N	0.15	0.15
k_{NH}	g N/m ³	1.0	1.0
k_{oa}	g O ₂ /m ³	0.5	0.5 - 1.0
f_p	-	0.08	0.08
b_h	d^{-1}	0.62	0.62
b_a	d^{-1}	0.05	0.05
i_{xb}	g N/g COD	0.086	0.086
i_{xp}	g N/g COD	0.06	0.06

Tablica 3. Dopasowanie modelu dla komór napowietrzania.

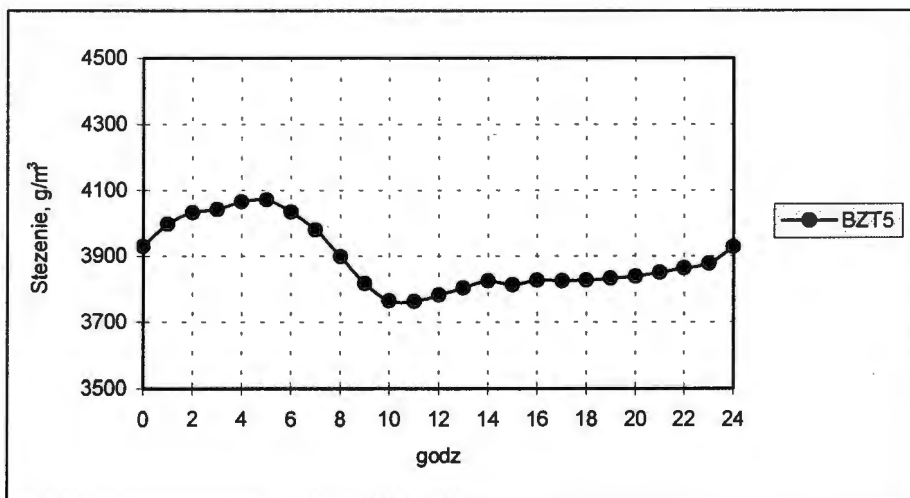
Parametr	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd%
Biomasa	g /m ³	3815	3890	2
Wiek osadu	d	10.2	10.0	2
BOD ₅	g O ₂ /m ³	18	18.3	2
COD	g O ₂ /m ³	53	53.6	1
Amoniak	g N/m ³	26.3	24.2	8
Azot całkowity N	g N/m ³	32.1	26.1	12
Zasadowość	val/m ³	7.9	7.7	3

Dopasowanie modelu do pomiarów z obiektu jest zadowalające, w wielu przypadkach bardzo dobre, a błąd dopasowania wynosi na ogół kilka procent. Tylko w kilku wypadkach błąd jest większy. W przypadku stężeń związków azotu błędy wydają się być spowodowane stwierdzoną niezadowalającą pracą osadników wstępnych w trakcie pomiarów. Najgorsze dopasowania otrzymano dla stężenia minerałów w zawieszinie i stężenia substancji organicznej w osadnikach wtórnych, czego przyczyną mogą być błędy kalibracji lub błędy pomiarowe. Być może można to

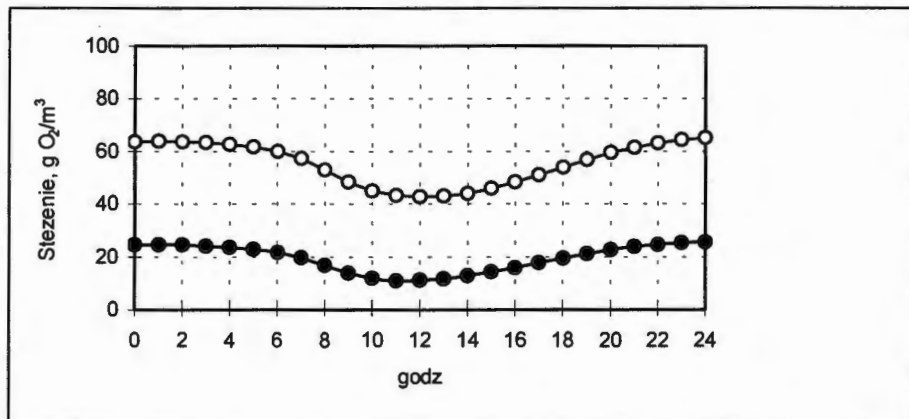
dopasowanie poprawić stosując metody estymacji parametrów oparte na optymalizacji kryterium jakości. Będzie to przedmiotem dalszych prac.

Tablica 4. Wyniki kalibracji i dopasowanie modelu dla osadników wtórnych.

Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura	
u_0	m/d	187.2	187.2	
b	m^3/g	$6.23 \cdot 10^{-4}$	$6.23 \cdot 10^{-4}$	
p_f		0.00322	0.01088	
Parametr	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd [%]
Cząstki stałe w zawiesinie	g/m^3	19	19	0
Minerały w zawiesinie	g/m^3	14	7	50
BOD ₅	$g O_2/m^3$	19	23	21
COD	$g O_2/m^3$	55	81	47
Amoniak	$g N/m^3$	24.9	24.2	3
Azot całkowity N	$g N/m^3$	28.1	26.9	4
Zasadowość	val/m^3	8.1	7.7	5
Osad recykulowany	g/m^3	5719	6090	6



Rys.5. Obliczone stężenie biomasy w komorze napowietrzania.



Ryż.6. Obliczone stężenie składników organicznych w komorze napowietrzania.

Literatura

- Henze M., Grady C. P. L. Jr., Marais G. R., Matsuo T. (1987) Activated sludge model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1*, IAWPRC, London.
- Szetela R. (1990) Model dynamiczny oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. *Prace Naukowe Inst. Inż. Ochrony Środow. Polit. Wrocławskiej 64, Seria: Monografie 32*.
- Bogdan L., Łomotowski J., Nahorski Z., Studziński J., Szetela R. (2000) Modelling and calibration of a municipal wastewater treatment process model. *Systems Science*, **26**, 125-144.
- Kynch G. J. (1952) A theory of sedimentation. *Trans. Faraday Soc.*, **48**, 166-176.
- Ekama G. A., Dold P. L., Marais G. R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. Technol.*, **18**, 91.
- Wentzel M. C., Ekama G. A., Marais G. R. (1992) Processes and modelling of nitrification-denitrification biological excess phosphorus removal systems - A review. *Water Sci. Technol.*, **25**, 59.
- Wanner O., Kapler J., Gujer W. (1991) Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique - A comparison. *Water Sci. Technology*, **25**, 141.

Daigger G. T., Roper R. E. (1995) The relationship between SVI and activated sludge characteristics. *JWPCF*, **57**, 859.

Szetela R. (1997) Wstępna kalibracja modelu symulacyjnego WTPD dla oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. *Raport 22/2/S-17/97*, IBS PAN, Warszawa.

Praca wykonana w ramach grantu KBN 8T 11A 0 1016

ISBN 83-85847-78-2