

A07h

114/2001

RB/36/2001

Raport Badawczy

Research Report

**Modelowanie matematyczne,
symulacja komputerowa
i identyfikacja procesów
dynamicznych i biologicznych
w miejskiej oczyszczalni ścieków**

J. Studziński, L. Bogdan

**Instytut Badań Systemowych
Polska Akademia Nauk**

**Systems Research Institute
Polish Academy of Sciences**



POLSKA AKADEMIA NAUK

Instytut Badań Systemowych

ul. Newelska 6

01-447 Warszawa

tel.: (+48) (22) 8373578

fax: (+48) (22) 8372772

Pracę zgłosił: prof. dr hab. inż. Zbigniew Nahorski

Warszawa 2001

W Raporcie przedstawiono cztery artykuły zawierające wyniki badań w zakresie modelowania, symulacji komputerowej, identyfikacji i sterowania procesów technicznych i technologicznych zachodzących w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków. Badania były prowadzone w ramach projektu badawczego KBN pn. Optymalizacja i sterowanie procesu technologicznego w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków na podstawie modeli matematycznych.

Artykuły te, zgłoszone i przyjęte do publikacji w 2002 r., są następujące:.

- 1. Von der Modellierung dynamischer Prozesse in Kläranlagen (autorstwa J. Studzińskiego, L. Bogdan i Z. Nahorskiego), prezentowany na konferencji pn. Workshop zur Theorie und Modellierung von Oekosystemen, w Koelpinsee w Niemczech w br., i publikowany w książce pt. Theorie und Modellierung von Oekosystemen, w serii Umweltinformatik, wydawanej przez Shaker-Verlag w Aachen pod redakcją A. Gnaucka*
- 2. Entwicklung eines Computersystems zur Modellierung, Simulation und Optimierung von Kläerprozessen in Kläranlagen (autorstwa J. Studzińskiego, J. Łomotowskiego, L. Bogdan, Z. Nahorskiego i R. Szeteli), publikowany w książce pt. Theorie und Modellierung von Oekosystemen, w serii Umweltinformatik, wydawanej przez Shaker-Verlag w Aachen pod redakcją A. Gnaucka*
- 3. Wastewater treatment plant maintenance using the plant mathematical models (autorstwa J. Studzińskiego), przyjęty do prezentacji i publikacji w materiałach konferencji pn. Quality, Reliability and Maintenance – QRM'2002, w Oxfordzie w Anglii w 2002 r.*
- 4. Modelowanie matematyczne, identyfikacja i sterowanie mechaniczno-biologiczną oczyszczalnią ścieków (autorstwa L. Bogdan, J. Łomotowskiego, Z. Nahorskiego, J. Studzińskiego i R. Szeteli), zgłoszony i przyjęty do publikacji w książce wydawanej w 2002 r. przez IBS PAN pod redakcją J. Gutenbauma.*

Spis treści

1.	Von der Modellierung dynamischer Prozesse in Kläranlagen (<i>J. Studziński, L. Bogdan, Z. Nahorski</i>).....	1
2.	Entwicklung eines Computersystems zur Modellierung, Simulation und Optimierung von Kläerprozessen in Kläranlagen (<i>J. Studziński, J. Łomotowski, L. Bogdan, Z. Nahorski, R. Szetela</i>).....	21
3.	Wastewater treatment plant maintenance using the plant mathematical models (<i>J. Studziński</i>).....	37
4.	Modelowanie matematyczne, identyfikacja i sterowanie mechaniczno-biologiczną oczyszczalnią ścieków (<i>L. Bogdan, J. Łomotowski, Z. Nahorski, J. Studziński, R. Szetela</i>).....	41

Modelowanie matematyczne i identyfikacja oczyszczalni ścieków

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

† Instytut Badań Systemowych, Polska Akademia Nauk, Newelska 6, 01-447 Warszawa
(bogdan, studzins, nahorski)@ibspan.waw.pl

‡ Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Instytut Budownictwa i Architektury Krajobrazu, Dicksteina 3, 51-617 Wrocław

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

Streszczenie. W pracy przedstawiono model matematyczny procesu biologicznego oczyszczania ścieków opracowany dla miejskiej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Model składa się z modułów opisujących zbiorniki oczyszczalni, w których zachodzą zróżnicowane procesy oczyszczania. Te zbiorniki, to: osadniki wstępne, komory napowietrzania i osadniki wtórne, połączone ze sobą szeregowo i częściowo pracujące w pętli, co znajduje odbicie w równaniach opisujących zachodzące w nich procesy fizyczne i biochemiczne. Estymację parametrów modelu przeprowadza się w dwóch krokach. W pierwszym kroku estymuje się objętości czynne zbiorników na podstawie eksperymentu przeprowadzonego na obiekcie. W drugim kroku dokonuje się 'ręcznej' kalibracji pozostałych parametrów, dopasowując je do pomiarów zdjętych z obiektu podczas jego normalnej pracy. Przedstawiono również wyniki modelowania oczyszczalni ścieków za pomocą równań różnicowych i sieci neuronowych. W ten sposób tworzy się modele operacyjne procesu wykorzystywane następnie do celów prognozowania i sterowania.

Słowa kluczowe. Oczyszczalnia ścieków, procesy biochemiczne, modelowanie, estymacja parametrów, sieci neronowe

1. WPROWADZENIE

Automatyka konwencjonalna z regulatorami PID jest od dawna stosowana w oczyszczalniach ścieków. Jest ona użyteczna do stabilizacji pojedynczych procesów, jednak niewystarczająca w przypadkach gwałtownie zmieniających się warunków pracy oczyszczalni, co jest spowodowane np. niestacjonarnym dopływem ścieków do obiektu.

Znając równania matematyczne opisujące procesy cząstkowe zachodzące w oczyszczalni, można sformułować model matematyczny całego procesu oczyszczania. Modele tego rodzaju były już tworzone, ale ich praktyczne wykorzystanie do sterowania obiektami jest dotychczas skromne z powodu ich dużej złożoności i trudności z identyfikacją. Są to modele oparte na fizycznych, chemicznych i biologicznych zasadach zachowania i obecnie są one głównie wykorzystywane dla lepszego poznania procesu oczyszczania i dla oszacowań jakościowych. Jednak należy zwrócić uwagę na bardziej zaawansowane zastosowania tych modeli. Jednym z tych zastosowań jest wspomaganie ręcznego sterowania procesem, na przykład jako element systemu ekspertowego lub komputerowego systemu wspomaganie decyzji.

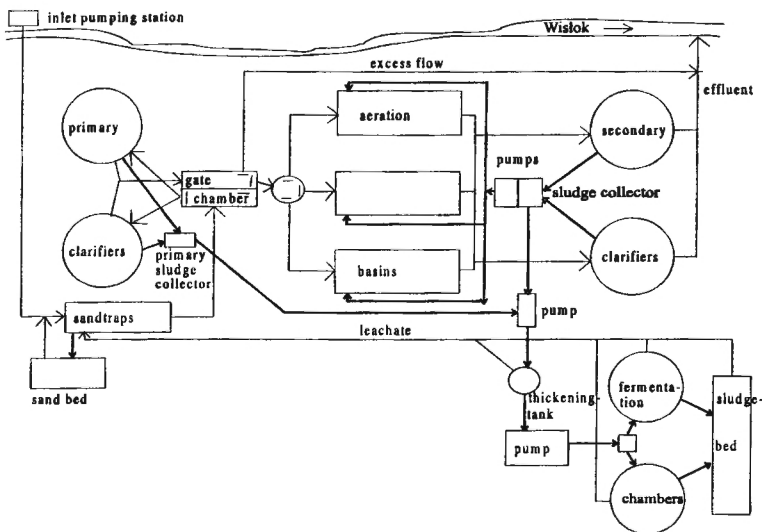
Model przedstawiony w pracy został opracowany właśnie tym celu. Opisuje on miejską oczyszczalnię ścieków w Rzeszowie a jego kalibracji dokonano na podstawie pomiarów zebranych podczas zrealizowanego w oczyszczalni eksperymentu czynnego. Model jest oparty na modelu standardowym znanym w literaturze pn. *Activated Sludge Model No. 1* [7]. Opisuje on procesy oczyszczania z degradacją biologiczną składników organicznych i azotowych. Równania prezentowane w pracy pochodzą z ogólniejszego modelu przedstawionego w [4], przy czym zostały one dopasowane 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. Dlatego oprócz dokładnego modelu fizycznego opracowano również modele operacyjne procesu, prostsze w opisie matematycznym i mniej dokładne, za to znacznie szybsze w obliczeniach. Modele te są przeznaczone do prognozowania dopływu ścieków surowych do oczyszczalni oraz prognozowania stanu ścieków oczyszczonych na wyjściu oczyszczalni. Modele operacyjne są formułowane w postaci równań różnicowych i sieci neuronowych.

2. OCZYSZCZALNIA ŚCIEKÓW W RZESZOWIE

Oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie ma wydajność 75.000 m³ ścieków/dzień. Miejski system ścieków jest częściowo typu mieszanego, gdyż w starej części miasta jest połączony z układem kanalizacji deszczowej. Oprócz komunalnych ścieków sanitarnych do oczyszczalni dopływają także ścieki przemysłowe pochodzące z zakładów farmaceutycznych, spożywczych oraz dużych zakładów metalowych. Oczyszczalnia składa się z następujących obiektów: pompownia wejściowa, komory krat na wejściu, dwóch osadniki wstępne, trzy równoległe komory napowietrzania i dwa osadniki wtórne (por. rys. 1).



Rys. 1. Oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie.

Działanie oczyszczalni jest następujące: Po usunięciu zgrubnych zanieczyszczeń w komorach krat ścieki wpływają do osadników wstępnych, w których następuje sedymentacja zanieczyszczeń stałych. Następnie ścieki przepływają 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 recykulacji do wejścia komór

napowietrzania (*recykulacja zewnętrzna*), podczas gdy osad nadmierny jest usuwany z procesu.

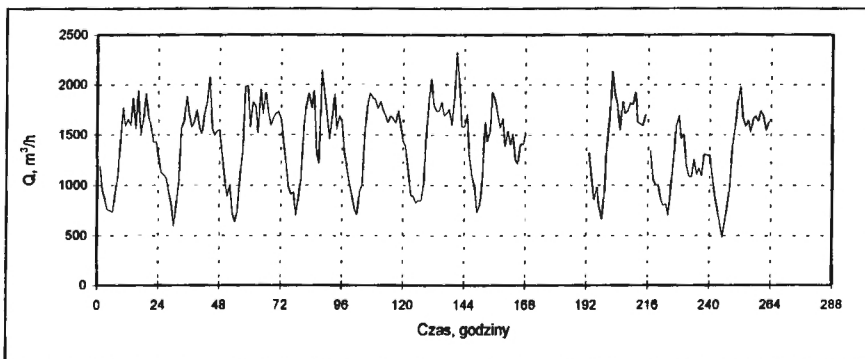
W tabelicy 1 pokazano charakterystyki dopływu ścieków surowych do oczyszczalni. Obiekt jest zakwalifikowany do oczyszczalni średnio obciążonych, przy czym zanieczyszczenia azotowe i fosforowe są skoncentrowane głównie w materii organicznej (*wysokie wartości COD – chemical oxygen demand i BOD₅ – the five day biochemical oxygen demand*).

Tabela 1. Parametry dopływu ścieków surowych do oczyszczalni w Rzeszowie

	Jednostka	min.	średnio	max.
Przepływ	m ³ /d		35 000	
Zawiesina	g/m ³	84.0	309.2	349.1
BOD ₅	gO ₂ /m ³	80.0	416.8	770.0
COD	gO ₂ /m ³	325.0	507.6	753.0
Azot amonowy	gN/m ³	14.0	28.3	40.0
Azot całkowity	gN/m ³	29.0	52.9	81.0
Fosfor całkowity	gP/m ³		15.1	
Siarka całkowita	gS/m ³		94.2	

3. MODEL HYDROLOGICZNY

Model hydrologiczny oczyszczalni składa się z podmodeli jej zbiorników traktowanych jako zbiorniki z idealnym mieszaniem. W każdym podmodelu jedynym nieznanym parametrem jest objętość czynna zbiornika. Jest to ta część jego objętości geometrycznej, która czynnie uczestniczy w dynamice przepływu. W praktyce objętość czynna zbiornika może się znacznie różnić od jego objętości geometrycznej. Główna trudność estymacji objętości czynnej zbiorników jest spowodowana zmiennym dopływem ścieków do oczyszczalni (*por. rys. 2*).



Rys.2. Dopływ ścieków surowych do oczyszczalni.

Dlatego do opisu dynamiki przepływu ścieków w zbiorniku stosujemy model matematyczny ze zmiennym parametrem, w postaci równania bilansowego

$$V \frac{dc(t)}{dt} = Q(t)[c_m(t) - c(t)] \quad (1)$$

gdzie V jest objętością czynną, $c(t)$ jest koncentracją znacznika w zbiorniku, $c_m(t)$ jest koncentracją znacznika w dopływie i $Q(t)$ jest natężeniem dopływu. Jest to równanie różniczkowe zwyczajne pierwszego rzędu ze zmiennym parametrem.

Wprowadzamy nową zmienną [1]

$$\xi(t) = \int_0^t Q(\tau) d\tau$$

oznaczającą ilość ścieków przepływających przez zbiornik od początku okresu obserwacji. Ponieważ $Q(t) > 0$, więc istnieje różniczkowalna funkcja odwrotna $t = g(\xi)$. Podstawiając ją do (1), otrzymujemy

$$V \frac{dc(\xi)}{d\xi} \frac{d\xi}{dt} = Q(\xi)[c_m(\xi) - c(\xi)]$$

gdzie $c(\xi) = c(g(\xi))$, i tak samo dla $c_m(\xi)$ i dla $Q(\xi)$. Dla uproszczenia rozważań będziemy używać tej samej notacji dla funkcji $c(t)$ oraz dla superpozycji funkcji $c(g(\xi))$. Ponieważ zachodzi $d\xi/dt = Q(t)$, więc

$$V \frac{dc(\xi)}{d\xi} = c_m(\xi) - c(\xi) \quad (2)$$

Jeżeli upływ czasu będzie mierzony nie w jednostce czasu a w jednostce oznaczającej ilość cieczy przepływającej przez zbiornik, to wówczas z opisu zbiornika (1) otrzymamy opis (2) w postaci równania ze stałym parametrem.

Dla wyznaczenia modeli hydraulicznych oczyszczalni przeprowadzono eksperyment czynny, polegający na podaniu na wejście oczyszczalni pewnego znacznika w postaci sygnału wymuszającego. Ze względów technologicznych sygnał wymuszający powinien być odcinkami stały, tzn. $c_m(\xi) = c_m(\xi_{n-1})$ dla $t_{n-1} \leq t < t_n$, gdzie $\xi_{n-1} = \xi(t_{n-1})$ i t_{n-1} , t_n są odpowiednio $(n-1)$ -ym and n -tym momentem obserwacji. Wtedy równanie (2) można przekształcić do postaci

$$c(\xi_n) = \frac{1}{V} \int_0^{\xi_n} e^{-\frac{\xi_n - \tau}{V}} c_m(\tau) d\tau = e^{-\frac{\Delta_n}{V}} c(\xi_{n-1}) + (1 - e^{-\frac{\Delta_n}{V}}) c_m(\xi_{n-1}) \quad (3)$$

gdzie $\Delta_n = \xi_n - \xi_{n-1}$ jest krokiem obserwacji.

Dane wykorzystane do estymacji objętości czynnej V zostały zebrane podczas eksperymentu, w którym jako znacznika użyto jonów chloru. Osiągnięto to przez dodanie soli ($NaCl$) do dopływu ścieków surowych. Przyjęto, że optymalny, odcinkami stały sygnał wymuszający,

dla stałego kroku obserwacji Δ , jest okresowy z długością okresu zawartą między 4V i 6V (zależnie od wartości Δ). Optymalny krok obserwacji zawiera się między V a 1.5V [2].

Jeżeli stężenie znacznika w ściekach mierzy się z dostatecznie dobrą dokładnością, wtedy objętość V może być estymowana na podstawie wyrażenia

$$\frac{c(\xi_n) - c_{in}(\xi_{n-1})}{c(\xi_{n-1}) - c_{in}(\xi_{n-1})} = e^{-\frac{\Delta_n}{V}}, n = 1, 2, \dots, N \quad (4)$$

przy czym do estymacji można zastosować metodę najmniejszych kwadratów.

Ze względów technicznych nie było możliwe mierzenie stężeń jonów chloru oddzielnie na wejściu i wyjściu każdego zbiornika oczyszczalni i dlatego dokonano pomiarów dla grup zbiorników: dwóch osadników wstępnych, trzech komór napowietrzania i dwóch osadników wtórnych. Zastosowano dwie metody estymacji: (i) liniową metodę najmniejszych kwadratów (LS) przy użyciu równania (3) oraz (ii) nieliniową metodę najmniejszych kwadratów (NL) przy użyciu równania (4). Aby zastosować metodę LS, zastosowano interpolację sygnałów $c(\xi_n)$ i $c_{in}(\xi_n)$, otrzymując stałą wartość $\Delta_n = \xi_n - \xi_{n-1} = \Delta$. W ten sposób równanie (3) może być przekształcone do postaci $c(\xi_n) = ac(\xi_{n-1}) + bc_{in}(\xi_{n-1})$, gdzie $b = 1 - a$ i $a = \exp(-\Delta/V)$ są stałymi parametrami. W tabelicy 2 przedstawiono przykładowe wyniki obliczeń [3].

Tabela 2. Estymatory objętości czynnych V zbiorników oczyszczalni, w [m³].

	Osadniki wstępne	Komory napowietrzania	Osadnik wtórne	
			górnym	dolnym
LS	5676	11246	4723	6303
NL	6283	12087	4612	6514
Średnia obu wartości	5980	11667	4668	6408
Objętości geometryczne	7820	13500	11060	
Średnia [%]	76,5	86,4	~ 100	
Geometryczna				

W osadnikach wtórnych stężenia znacznika były mierzone niezależnie w części górnej i dolnej zbiorników (w części górnej zbierają się ścieki oczyszczone, natomiast w części dolnej zbiera się osad). Dokonano estymacji obu części osadników wtórnych a otrzymane wyniki obliczeń są umieszczone w prawej części tabelicy 2. W przypadku obu metod estymacji suma obu objętości jest bardzo zbliżona do objętości geometrycznej osadników. W osadnikach wstępnych mierzono stężenie znacznika tylko w wypływającym strumieniu ścieków, ponieważ gromadzenie się osadu w tych zbiornikach jest znacznie mniejsze i jego objętość można pominąć. Estymowana objętość czynna osadników wstępnych jest mniejsza niż ich objętość geometryczna. Istnieją czynniki, które powodują, że również estymowana objętość czynna komór napowietrzania jest mniejsza niż ich objętość geometryczna. Za najbardziej prawdopodobne uważa się, że odpowiadają za to objętości pęcherzyków powietrza wprowadzanego do komór napowietrzania.

4. PROCESY BIOLOGICZNE

Procesy biologiczne redukcji zanieczyszczeń zachodzą w komorach napowietrzania i 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 [4].

4.1. 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 powoli 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 powoli biodegradowalnego substratu organicznego (*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 i k_x jest wielkością stałą. Stała k zależy od stężenia tlenu i azotanów w ściekach.

4.2 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*), 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.

4.3. Aerobowe usuwanie węgla organicznego

Warunki wzrostu biomasy zależą od stężeń tlenu rozpuszczonego i azotanów. Jeżeli stężenie tlenu s_o jest wysokie (np. $s_o > 0.5 \text{ mg O}_2/\text{l}$), wtedy takie warunki nazywamy *aerobowymi*. Jeżeli stężenie tlenu jest niskie, natomiast jest wysokie stężenie azotanów s_{NO} (np. $s_{NO} > 0.5 \text{ mg N/l}$), 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 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ z typowego składu substratu $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ przebiega zgodnie z następującą reakcją



Prędkość całego procesu zależy od dostępności substratu s_s , tlenu s_o i amoniaku 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

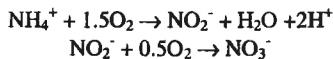
$$\frac{ds_s}{dt} = -\frac{\mu_h}{Y_h} \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_o}{k_{ob} + s_o} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} x_{bh}$$

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*)

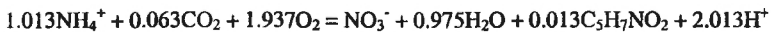
$$\frac{ds_o}{dt} = - \left(\frac{1}{Y_h} - 1 \right) \mu_h \frac{s_s}{k_s + s_s} \frac{s_o}{k_{oh} + s_o} \frac{s_{NH}}{k_{NH} + s_{NH}} x_{bh}$$

4.4. Proces nityfikacji

Nityfikacja jest procesem dwustopniowym, w którym amoniak jest przekształcany najpierw do postaci azotanów a następnie do azotanów:



Również ta reakcja ma miejsce w warunkach aerobowych. Współczynnik wagowy procesu dla bakterii nityfikacyjnych (*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 nityfikacji



Wszystkie składniki po lewej stronie równania ograniczają prędkość procesu, ale praktycznie tylko stężenia amoniaku i tlenu mają istotny wpływ ograniczający. Wobec tego prędkość wzrostu bakterii nityfikacyjnych 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 nityfikacji 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 redukcję amoniaku w biomacie, którą można zapisać równaniem

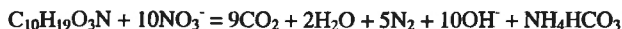
$$\frac{ds_{NH}}{dt} = - \left(\frac{1}{Y_a} + i_{xb} \right) \frac{dx_{ba}}{dt}$$

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

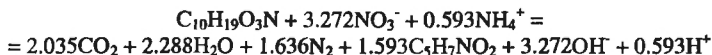
4.5. Proces denityfikacji

Podczas procesu denityfikacji bakterie heterotroficzne dokonują dekompozycji materii organicznej oraz przekształcają azotany w azot gazowy. Przekształcenie to dokonuje się w

warunkach anoksydacyjnych, 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 równanie następujące



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

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

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

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

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

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

Ponieważ amoniak jest asymilowany przez heterotrofy, więc prędkość jego usuwania jest proporcjonalna do ich wzrostu, tzn.

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

Omówione wyżej procesy są uwzględnione w modelu.

5. 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*).

5.1. 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 $s_p = 0.4384$ COD
- związki rozpuszczone $s_f = 0.0451$ COD
- zawiesina $x_f = 0.3557$ COD

- związki azotowe (N_{og}):

- amoniak $s_{NH} = 0.7845$ 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 mieszanym

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

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

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

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

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

5.2. Komory napowietrzania

Komory napowietrzania były modelowane również jako zbiorniki z idealnym mieszanym. 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.

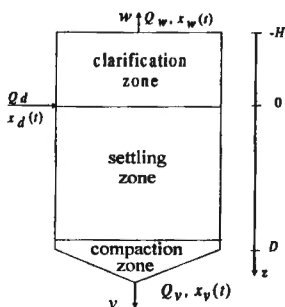
Model komór napowietrzania opisuje następujące procesy:

- 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 zawieszynie
- składniki organiczne pochodzące z rozpadu mikroorganizmów
- rozpuszczone składniki organiczne
- rozpuszczony azot organiczny
- rozpuszczony tlen
- amoniak
- azotany
- zasadowość
- biomasa heterotroficzna
- biomasa autotroficzna
- minerały zawarte w zawieszynie.



Rys. 3. Osadnik wtórny

5.3. Osadniki wtórne

Ścieki dopływające do osadników wtórnych z komór napowietrzania składają się głównie ze zbitych w kłaczki 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. 3): 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 x [5]

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

Należy zauważyć, że x jest funkcją wysokości osadnika z i czasu t . Wyływ $q(x)$ cząstek osadu jest opisany następującą funkcją

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

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

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

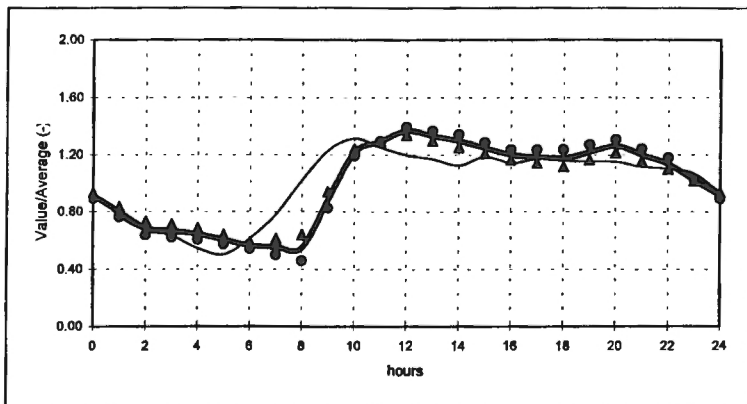
gdzie x_d jest stężeniem cząstek zawiesiny (*osadu*) w dopływie, Q_d jest strumieniem dopływu, P_0 jest przekrojem poprzecznym osadnika dla $z=0$. W celu rozwiązania tych równań podzielono model osadnika na 12 poziomych warstw, przy czym wszystkie parametry w obszarze danej warstwy są stałe.

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

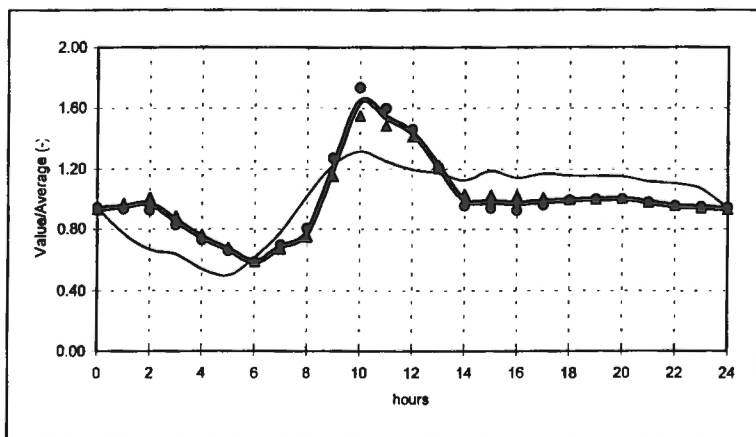
6. KALIBRACJA MODELU

Przy implementacji modelu matematycznego oczyszczalni ścieków w Rzeszowie wykorzystano program symulacji komputerowej WTPD [4]. 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. Dlatego dokonano kalibracji modelu, kierując się doświadczeniem i danymi literaturowymi [11]. Nieznane wartości parametrów zostały wyznaczone w sposób sekwencyjny. Najpierw przyjęto standardowe literaturowe [6,7,8,9] 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.

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, 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 stężenia składnika organicznego w dopływie ścieków (cienką linią zaznaczone natężenie dopływu).



Rys.5. Wykres stężenia azotu w dopływie ścieków.

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. 4), a stężenie azotu jako wartość średnią stężeń amoniaku i azotu całkowitego (por. rys. 5).

Tablica 3. Wyniki kalibracji i dopasowanie modelu dla osadników wstępnych.

Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura[4]	
A	g/m ³ d	1.2 10 ⁻⁶	1.2 10 ⁻⁶	
B		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

Tablica 4. Wyniki kalibracji dla komór napowietrzania.

Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura [6-8]
μ_h	d ⁻¹	2.20	1.5 - 8
Y_h	g COD /g COD	0.67	0.67
k_x	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

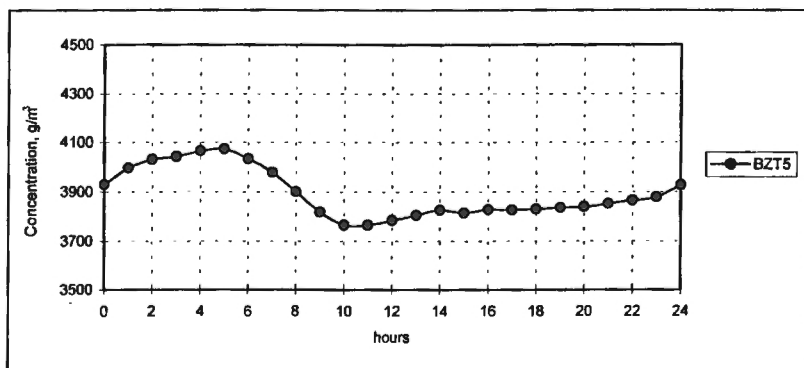
Tablica 5. Dopasowanie modelu dla komór napowietrzania.

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

Tablica 6. Wyniki kalibracji i dopasowanie modelu dla osadników wtórnych.

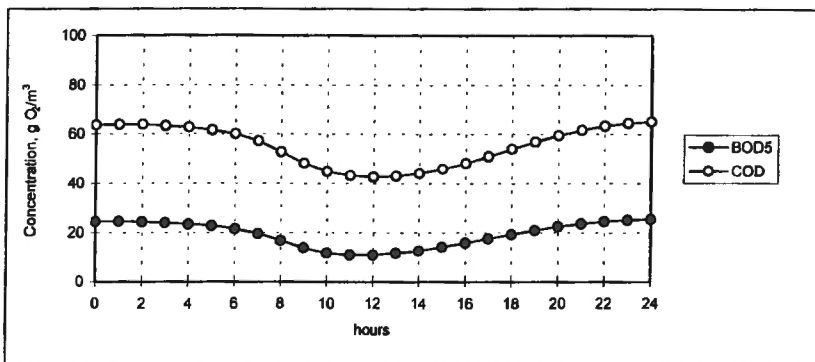
Parametr	Jednostka	Kalibracja	Literatura [9]	
u_0	m/d	187.2	187.2	
b	m^3/g	$6.23 \cdot 10^{-4}$	$6.23 \cdot 10^{-4}$	
p_f		0.00322	0.01088	
Parametr	Jednostka	Pomiary	Model	Błąd [%]
Cząstki stałe w zawiesinie	g/m^3	19	19	0
Minerały w zawiesinie	g/m^3	14	7	50
BOD ₅	$g O_2/m^3$	19	23	21
COD	$g O_2/m^3$	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 recyrkulowany	g/m^3	5719	6090	6

W tablicach 3-6 zamieszczono wyniki kalibracji uzyskane dla modeli, odpowiednio, osadników wstępnych, komór napowietrzania i osadników wtórnych. Z kolei na rysunkach 6 i 7 pokazano przykłady zmian różnych składników ścieków otrzymane w wyniku symulacji modelu. Pełne wyniki kalibracji przedstawiono w [10].



Rys 6. Obliczone stężenie biomasy w komorze napowietrzania.

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 zawiesinie 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.



Rys. 7. Obliczone stężenie składników organicznych w komorze napowietrzania.

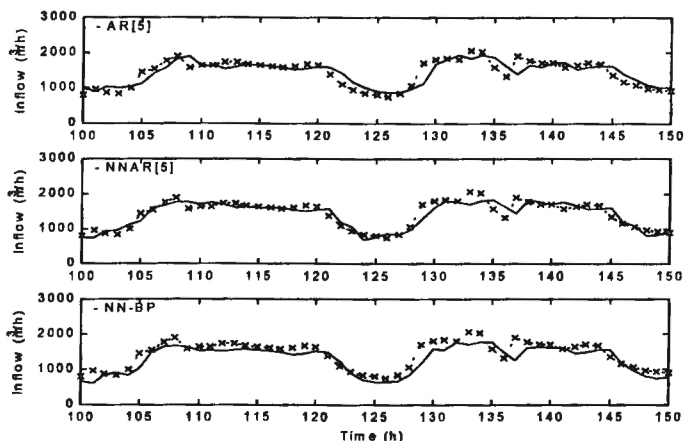
7. MODELE PROGNOZOWANIA DOPŁYWU ŚCIEKÓW SUROWYCH

Modele prognostyczne pozwalają przewidywać przyszłe stany na wejściu obiektu i przygotować z odpowiednim wyprzedzeniem działania eliminujące ewentualne zakłócenia, tzn. wyznaczyć odpowiednie sterowania procesem. Jednym ze sposobów modelowania dopływu ścieków jest wyznaczanie modeli różnicowych typu ARMA (*autoregressive moving average*). W takim modelu każdy bieżący pomiar chwilowy jest traktowany jak funkcja pewnej liczby poprzednich pomiarów z dodanym zakłóceniem oznaczającym błąd pomiaru. Liczba uwzględnionych poprzednich pomiarów oznacza rząd modelu (*równania różnicowego*). Rozważane poniżej modele różnicowe są postaci [12]:

$$y_n = a_1 y_{n-1} + a_2 y_{n-2} + \dots + a_R y_{n-R} + v_n$$

gdzie R jest rzędem modelu, a_i jest parametrem modelu a v_n oznacza błąd pomiaru. Wyznaczenie modelu różnicowego polega na wyznaczeniu jego rzędu oraz wartości parametrów. Służą do tego różne metody głównie najmniejszej sumy kwadratów, polegające w ogólności na minimalizacji kwadratowego wskaźnika jakości względem parametrów modelu. Wskaźnik jakości jest wtedy sumą kwadratów różnic między wyjściem obiektu (*danymi pomiarowymi*) i wyjściem modelu (*wynikami obliczeń*).

Na rysunkach 8 i 9 (*górne wykresy*) przedstawiono przykładowe wyniki modelowania otrzymane dla modelu autoregresji 5. rzędu (*model AR*) o następujących parametrach: $a_1 = -0.7339$, $a_2 = -0.0609$, $a_3 = -0.1751$, $a_4 = 0.7339$, $a_5 = 0.1797$. Obliczenia przeprowadzono dla pomiarów dopływu ścieków wykonanych w oczyszczalni Rzeszów w marcu i maju 1996 r. Pomiarzy dopływu były wykonywane automatycznie co 2 min. Przed modelowaniem uśredniono je dla okresów jednogodzinnych (*tzn. dla kolejnej godziny przyjmowano wartość średnią z 30 pomiarów dwuminutowych*). Wykres na rys. 8 przedstawia częściowe wyniki modelowania (*dla pierwszych 150 godz miesiąca*) otrzymane na podstawie pomiarów z jednego miesiąca (*marca*), natomiast wykres na rys. 9 przedstawia częściowe wyniki prognozowania otrzymane za pomocą wyznaczonego modelu dla pomiarów z drugiego miesiąca (*maja*). Czas prognozowania dopływu wynosi 1 godz.



Rys. 8. Wyniki modelowania dopływu ścieków dla modelu autoregresji (wykres górny) oraz dwóch modeli neuronowych (wykresy środkowy i dolny; linia przerywana oznacza pomiary).

Inny sposób modelowania dopływu polega na zastosowaniu sieci neuronowych [12]. Sieci neuronowe można traktować jako układy równań algebraicznych wynikających z zadanej struktury sieci. Sieć neuronowa jest zbudowana z jednego lub większej liczby neuronów. Każdy neuron generuje wyjście a na podstawie wejścia p oraz współczynnika wagowego w , współczynnika obciążenia b i funkcji przejścia F :

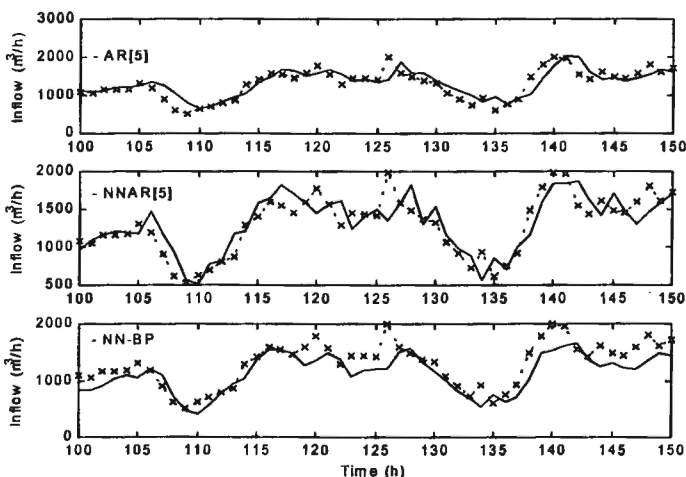
$$a = F(w * p + b)$$

Zarówno w jak i b są nastawialne. Poprzez ustawianie w i b sieć jest trenowana. Trening może się odbywać poprzez zastosowanie różnych metod optymalizacji w zależności od architektury sieci, mocy komputera i charakteru błędu. Architektura sieci może być różna, co wiąże się ze specyficznymi właściwościami modelowanego procesu. Neurony nie połączone ze sobą tworzą warstwę. Sieć składa się z jednej warstwy lub wielu warstw. Powszechnie dla celów modelowania stosuje się modele typu *back propagation* składające się z 3 warstw: wejściowej, ukrytej i wyjściowej. Każdy neuron w warstwie jest połączony poprzez macierz wag $w(i,j)$ z każdym neuronem następnej warstwy. Każdy neuron sumuje odpowiadające mu wejścia i dodaje obciążenie. W zależności od tego, czy funkcja przejścia jest liniowa czy nieliniowa, otrzymujemy liniowe lub nieliniowe modele neuronowe.

Wyznaczenie modelu neuronowego oznacza wobec tego zadanie określonej struktury sieci (tzn. określenie liczby warstw, liczby neuronów dla każdej warstwy oraz określenie połączeń między neuronami z sąsiednich warstw), przyjęcie postaci funkcji przejścia oraz obliczenie wartości współczynników wagowych poprzez przeprowadzenie procesu uczenia sieci. Przy czym to ostatnie oznacza określenie macierzy wag i wektora obciążenia każdej warstwy tak, aby dopasować wyjście sieci do rzeczywistego wyjścia procesu. Porównanie wyjścia sieci i wyjścia procesu dokonuje się poprzez ocenę błędu w postaci sumy resztowej (*Sum-Squared Error*). Do minimalizacji błędu może wykorzystana np. metoda gradientowa optymalizacji. Przy tej metodzie problemem staje się szybkość uczenia. Dla obu typów sieci może wtedy

zdarzyć się powolny i częściowo niestabilny proces uczenia, szczególnie jednak dla sieci nieliniowych. Lepsze wyniki uzyskuje się stosując metodę Gaussa-Newtona (w wersji poprawionej przez Levenberga-Marquardta). Metoda ta wymaga dużej pamięci, ale w pobliżu minimum funkcji błędu jest szybsza i dokładniejsza. Proces uczenia sieci zatrzymuje się po osiągnięciu zdefiniowanej wartości progowej ϵ . U nas wartość ϵ wynosi 0.2.

Na rysunkach 8 i 9 (środkowe i dolne wykresy) przedstawiono przykładowe wyniki modelowania otrzymane dla liniowych modeli neuronowych typu *back propagation* przy użyciu tych samych danych pomiarowych, na podstawie których wyznaczono model autoregresji. Oba modele neuronowe różnią się strukturą wewnętrzną: model NNAR (*neural net autoregressive model*) posiada 5 neuronów na warstwie wejściowej, 7 neuronów na warstwie ukrytej i 1 neuron na warstwie wyjściowej, natomiast model NNBP (*neural netback propagation model*) na identycznych 3 warstwach ma odpowiednio 5, 6 i 1 neuron. Przy wyznaczaniu obu modeli dokonano normowania danych pomiarowych, przy czym dane po unormowaniu w przypadku modelu NNAR miały wartość średnią 0 i wariancję 1, natomiast w przypadku modelu NNBP mieściły się w przedziale $\langle 0,1 \rangle$. Ponadto przy wyznaczaniu modelu NNAR zastosowano algorytm badania istotności połączeń między neuronami i usuwania połączeń nieistotnych (*pruning*). Dane pomiarowych przy tworzeniu modeli i prognozowaniu (faza uczenia i testowania sieci neuronowej) używano w identyczny sposób, jak w modelu różnicowym, tzn. w przesuwającym się oknie pomiarowym o długości 6 pomiarów 5 pierwszych pomiarów dotyczyło zawsze wejść modelu a szósty pomiar dotyczył wyjścia modelu (*aktualna wartość wyjścia była funkcją 5 poprzednich pomiarów*).



Rys. 9. Wyniki prognozowania dopływu ścieków dla modelu autoregresji 5. rzędu (wykres górny) oraz dla dwóch modeli neuronowych (wykresy środkowy i dolny).

Ocena wyników nie jest jednoznaczna, wydaje się jednak, że wyznaczone modele, tak różnicowy, jak i neuronowe, mają podobne własności i w miarę poprawnie prognozują dopływ ścieków do oczyszczalni. Obliczenia miały na celu udzielenie odpowiedzi na 2 pytania: czy sieci neuronowe nadają się do modelowania dopływu ścieków i czy są

konkurencyjne w stosunku do klasycznych równań różnicowych. Wyniki obliczeń dają pozytywną odpowiedź na oba pytania. Dla lepszego porównania modeli neuronowych i różnicowych wszystkie modele miały podobną strukturę (*model różnicowy 5. rzędu oraz modele neuronowe o 5 wejściach i 1 wyjściu*).

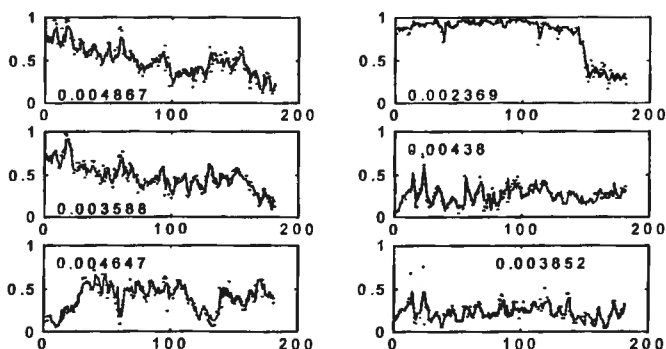
8. MODEL PROGNOZOWANIA STANU ŚCIEKÓW OCZYSZCZONYCH

Do utworzenia modelu neuronowego użyto danych zebranych w 4 punktach pomiarowych obiektu. Są to punkty (*por. rys. 1*): na wejściu obiektu, w komorach napowietrzania, w układzie recykulacji zewnętrznej oraz na wyjściu obiektu. Ponadto mierzono parametry ścieków surowych i oczyszczonych oraz sterowań procesu.

Zebrane pomiary obejmują:

- BOD₅, stężenia azotu, amoniaku i zawiesiny oraz natężenie dopływu ścieków na wejściu obiektu;
- stężenia tlenu i osadu czynnego oraz opadalność osadu w komorach napowietrzania
- natężenie przepływu osadu recykulowanego (*stopień recykulacji*) oraz stężenie osadu w recykulacji
- BOD₅, stężenia azotu, amoniaku i zawiesiny na wyjściu obiektu.

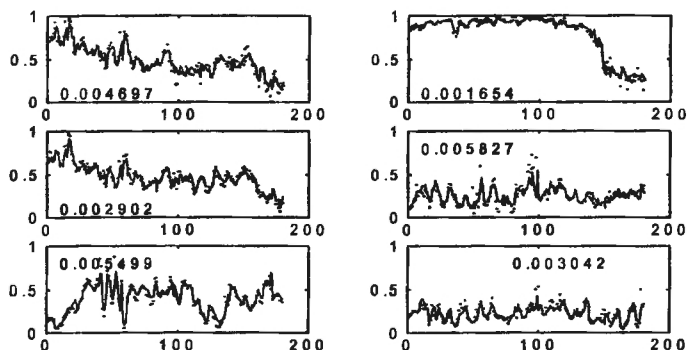
W celu stworzenia modelu neuronowego podzielono całość danych na 3 grupy: danych wejściowych, wyjściowych i sterujących. Parametry ścieków surowych stanowią dane wejściowe, stężenie tlenu i stopień recykulacji stanowią dane sterujące a reszta mierzonych parametrów stanowi dane wyjściowe modelu neuronowego. Należy zwrócić uwagę na to, że w tworzeniu modelu neuronowego konieczna jest informacja o istotności parametrów wejściowych i wyjściowych, w czym mogą być użyteczne bądź metody statystyczne, bądź wiedza na temat samego procesu.



Rys. 10. Uczucie sieci dla sześciu wyjściowych parametrów modelu procesu (*punkty – dane, linia ciągła – sieć*).

Naszym zamiarem jest określenie wyjścia rzeczywistego procesu technologicznego biologicznej oczyszczalni ścieków z wyprzedzeniem jednego kroku czasowego. Proces jest

nieliniowy, więc należy wybrać taką sieć, która poradzi sobie z tymi nieliniowościami. Możliwe to jest w przypadku sieci typu *backpropagation* z nieliniowymi funkcjami przejścia. Wybrano sieć o trzech warstwach (*wejście – warstwa ukryta – wyjście*). Funkcja przejścia dla pierwszej i drugiej warstwy jest funkcją logistyczną postaci $a_j = 1 / (1 + \exp(-p_j - b_j))$. Funkcja ta przekształca wartości od $-\infty$ do $+\infty$ w wartości z zakresu od 0 do 1. Funkcja przejścia trzeciej warstwy ma postać liniową $a_j = p_j + b_j$. W przypadku liniowej funkcji przejścia wyjście może przyjąć każdą wartość. Pomiarzy były zbierane w ciągu pierwszych czterech miesięcy 1997 r. Składają się one z jednego zbioru danych na jedną zmianę, przy czym w ciągu doby są trzy zmiany. W sumie wszystkie dane składają się z 364 zbiorów danych ($D_1 - D_{364}$). Dane zostały wygładzone metodą falek (*wavelet shrinkage method* [14]).



Rys. 11. Testowanie sieci dla tych samych parametrów procesu, co dla rys.10.

Stosując model neuronowy oczyszczalni ścieków dokonuje się identyfikacji procesu w taki sposób, że wejście obiektu w czasie t , dane sterujące w czasie t oraz wyjście obiektu w czasie t stanowią wejścia dla sieci, a wyjście obiektu w czasie $t+T$ stanowi wymagane wyjście sieci. W wyniku otrzymuje się 12 parametrów wejściowych i 6 parametrów wyjściowych modelu. Z obliczeń symulacyjnych wykonanych podczas uczenia sieci wynika, że najlepsze dopasowanie sieci do danych pomiarowych otrzymuje się dla $T=8$ godz oraz dla 6 neuronów umieszczonych na ukrytej warstwie sieci. Ostatecznie stosuje się 12 neuronów na pierwszej warstwie, 6 neuronów na warstwie ukrytej i 6 na warstwie wyjściowej. Wyniki modelowania otrzymane dla fazy uczenia i fazy testowania neuronowego modelu procesu pokazano na rysunkach 10 i 11. Na podstawie wyników można stwierdzić oczekiwaną zgodność pomiędzy danymi pomiarowymi (*obiektem*) a siecią (*modelem*).

9. WNIOSKI

W pracy przedstawiono kolejne fazy budowy modelu fizykalnego procesów mechanicznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Te fazy to:

- Sformułowanie równań różniczkowych zwyczajnych modelu na podstawie fizycznych, chemicznych i biologicznych praw zachowania masy dla zbiorników oczyszczalni

- Sformułowanie modeli hydrologicznych opisujących dynamikę przepływu ścieków w zbiornikach
- Przeprowadzenie na obiekcie eksperymentu w celu zebrania pomiarów niezbędnych do estymacji nieznanymi parametrów modelu
- Dopasowanie modeli hydraulicznych i modelu fizycznego do pomiarów w celu otrzymania estymatorów parametrów.

Modelowanymi zbiornikami są: dwa osadniki wstępne (*traktowane jak jeden zbiornik*), trzy komory napowietrzania (*traktowana jak jeden zbiornik*) i dwa osadniki wtórne (*traktowane również jak jeden zbiornik*). Zbiorniki są połączone rurami doprowadzającymi i odprowadzającymi ścieki. Proces oczyszczania realizowany w oczyszczalni dotyczy degradacji związków organicznych i azotu. Dlatego model zawiera równania opisujące przemiany chemiczne i biologiczne związane tylko z tymi procesami.

Estymacja parametrów modelu została przeprowadzona w dwóch krokach. W pierwszym kroku zostały zidentyfikowane objętości czynne zbiorników na podstawie ich modeli hydrologicznych. W tym celu zebrano z obiektu pomiary w trakcie eksperymentu czynnego, w którym jako znacznik zastosowano jony chloru. Estymatory objętości czynnych zostały następnie wprowadzone do równań modelu fizycznego. Drugi krok estymacji parametrów, to kalibracja modelu fizycznego. Początkowe wartości estymowanych parametrów zostały zadane na podstawie literaturze a następnie zmieniane metodą prób i błędów aż do osiągnięcia zadowalającego dopasowania modelu do pomiarów zebranych na obiekcie. Ta część pracy jest dosyć uciążliwa i czasochłonna a ponadto wymaga dobrej intuicji odnośnie wpływu różnych parametrów na wyniki symulacji modelu. Uzyskane zadowalające dopasowanie modelu do pomiarów wskazuje, że opisuje on dobrze procesy zachodzące w badanej oczyszczalni ścieków.

Przedstawiono również wyniki modelowania procesu oczyszczania ścieków za pomocą równań różnicowych i sieci neuronowych. Opracowano w ten sposób tzw. modele operacyjne procesu służące do prognozowania dopływu ścieków do oczyszczalni i stanu ścieków oczyszczonych na wyjściu oczyszczalni. Wyniki obliczeń symulacyjnych stwierdzają przydatność sieci neuronowych do modelowania procesów hydraulicznych i technologicznych zachodzących w oczyszczalniach. Opracowywanie neuronowych modeli operacyjnych jest znacznie prostsze od wyznaczenia modelu fizycznego opisanego równaniami różniczkowymi i również są one znacznie szybsze w obliczeniach. Dlatego modele neuronowe dobrze nadają się do wszelkich zadań o charakterze optymalizacyjnym, gdzie wielokrotnie wykonuje się obliczenia symulacyjne modelu. Natomiast model fizyczny, znacznie wolniejszy w obliczeniach, jest jednocześnie znacznie bardziej dokładny, stąd jego przydatność do badań czysto symulacyjnych, w tym również np. do weryfikacji strategii sterowania oczyszczalnią wyznaczonej na podstawie modeli operacyjnych.

10. LITERATURA

1. Niemi A. J.: Variable parameter model of the continuous flow vessel. Mathl. Comp. Modelling, vol. 11, pp. 32-37
2. Nahorski Z.: Planowanie eksperymentu dla identyfikacji modeli elementów hydraulicznych w oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Raport 19/9/S-10/96. IBS PAN, Warszawa 1994

3. Bogdan L., Nahorski Z., Studziński J.: Estymacja objętości czynnych zbiorników przy zmiennych przepływach. Raport PWSZ 7/96. IBS PAN, Warszawa 1996
4. Szetela R.: Model dynamiczny oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Prace Naukowe Inst. Inż. Ochrony Środow. Polit. Wrocławskiej 64, Seria: Monografie 32, 1990
5. Kynch G. J.: A theory of sedimentation. Trans. Faraday Soc., vol. 48, 1952, pp. 166-176
6. Ekama G. A., Dold P. L., Marais G. R.: Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, Water Sci. Technol., vol. 18, 1986, p. 91
7. Henze M., Grady C. P. L. Jr., Marais G. R., Matsuo T.: Activated sludge model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1, IAWPRC, London 1987
8. Wentzel M. C., Ekama G. A., Marais G. R.: Processes and modelling of nitrification-denitrification biological excess phosphorus removal systems - a review. Water Sci. Technol., vol. 25, 1992, p. 59
9. Daigger G. T., Roper R. E.: The relationship between SVI and activated sludge characteristics. JWPCF, vol. 57, 1995, p. 859
10. Szetela R.: Wstępna kalibracja modelu symulacyjnego WTPD dla oczyszczalni ścieków w Rzeszowie. Raport 22/2/S-17/97. Systems Research Institute, Polish Academy of Sciences, Warsaw 1997
11. Wanner O., Kapler J., Gujer W.: Calibration of an activated sludge model based on human expertise and on a mathematical optimization technique - A comparison. Water Science Technology, vol. 25, 1991, p.141
12. Studzinski J., Tesche T., Łomotowski J.: Modele komputerowe procesów i obiektów oczyszczalni ścieków dla celów symulacji, prognozowania i sterowania. Mat. II Międzyn.Symp.Nauk.-Szkolen. nt. Problemów monitoringu i automatyzacji oczyszczalni ścieków, Ustr.Morskie 13-16.09.1998, red. J. Lemański, J. Łomotowski, S. Zabawa, str.4-17, bibl.6, PZliTS Poznań 1998
13. Studzinski J., Tesche T., Bogdan L.: Control of wastewater treatment plants using neural networks for decision making and forecasting. Proceedings of 10th Europ.Simul.Symp.and Exhibition ESS'98 on Simul.in Industry and Simul.Technology, October 26-28, 1998, Nottingham, eds. A.Bargiela, E.Kerckhoffs, pp.633-637, bibl.5
14. Buckheit J., Donoho, D.: WaveLab Version 0.700, Stanford University 1995.

