

Dariusz Zdebik, Krzysztof Korczak*, Marcin Głodniok**

MODELOWANIE USUWANIA BIOGENÓW W PROCESIE BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W TECHNOLOGII SEKWENCYJNO-PRZEPLYWOWEJ

Streszczenie

W artykule opisano wyniki symulacji komputerowych technologii sekwencyjno-przeptywowej zastosowanej w oczyszczalni Rybnik-Orzepowice. Symulację wykonano w ramach projektu celowego nr 6 ZR7 2008C/07051 „Zwiększenie redukcji biogenów przez optymalizację procesu biologicznego oczyszczania ścieków w oczyszczalni ścieków Rybnik-Orzepowice”.

Przedstawiono charakterystykę biologicznego oczyszczania ścieków w technologii sekwencyjno-przeptywowej (BIODENITRO, BIODENIPHO). Dla istniejącej oczyszczalni ścieków w Rybniku-Orzepowicach opracowano model komputerowy w programie BioWin, który następnie został poddany symulacji dynamicznej. W czasie badań symulacyjnych obserwowano zmiany stężenia azotu i fosforu w komorach biologicznych oraz w ściekach oczyszczonych. Symulacja była prowadzona podczas pracy komór biologicznych w czterofazowym cyklu, przy stężeniu tlenu rozpuszczonego, w czasie nityfikacji, wynoszącym 1 oraz 2 mg/l. Wykonano również symulację porównawczą układu sekwencyjno-przeptywowego, pracującego w cyklu cztero- i sześćofazowym. Uzyskane wyniki symulacji dynamicznej zostały wykorzystane w sterowaniu procesem technologicznym w warunkach rzeczywistych.

Modelling of biogene removal in the process of biological wastewater treatment in the sequential-flow technology

Abstract

The article describes the results of computer simulations of the sequential-flow technology applied at the Rybnik-Orzepowice treatment plant. The simulation was carried out in the framework of the targeted project No 6 ZR7 2008C/07051 „Biogene reduction increase through the optimisation of the biological wastewater treatment process at the Rybnik-Orzepowice” wastewater treatment plant.

The characteristics of the biological wastewater treatment in the sequential-flow technology (BIODENITRO, BIODENIPHO) was presented. For the existing wastewater treatment plant in Rybnik-Orzepowice a computer model in the BioWin programme was developed, which next was subjected to dynamic simulation. During simulation tests the changes of nitrogen and phosphorus concentrations in biological chambers and treated wastewaters were observed. The simulation was conducted during the work of biological chambers in the four-phase cycle, in conditions of dissolved oxygen concentrations, during nitrification, amounting to 1 mg/l and 2 mg/l. Also a comparative simulation of the sequential-flow system working in the four- and six-phase cycle was carried out. The obtained results of the dynamic simulation were used for the steering of the technological process in real conditions.

WPROWADZENIE

W związku z obowiązującymi przepisami, usuwanie biogenów, a szczególnie usuwanie azotu wymaga zagwarantowania odpowiednich i powtarzalnych warunków

* Główny Instytut Górnictwa

przewodzenia procesu technologicznego, przy zmiennych warunkach dopływu ładunku zanieczyszczeń (Imhoff K., Imhoff K.R. 1996).

W modelowaniu usuwania azotu w oczyszczalni pracującej w technologii sekwencyjno-przepływowej, muszą być uwzględniane parametry technologiczne układu oraz rozkład ładunku zanieczyszczeń, jaki jest kierowany do komór biologicznych. Przygotowanie modelu komputerowego do symulacji zmian w układzie, pozwala na określenie możliwości zintensyfikowania procesów biologicznego usuwania azotu podczas prowadzenia nityfikacji i denityfikacji. Intensyfikacja usuwania azotu pozwala na wyznaczanie parametrów krytycznych, które mają wpływ na prawidłowy przebieg procesów biologicznych w komorach osadu czynnego (Zdebik i in. 2009).

Rozpoznanie warunków przemian azotu zachodzących w technologii sekwencyjno-przepływowej, ze względu na unikalne stosowanie takich rozwiązań w oczyszczalniach ścieków obsługujących duże aglomeracje miejskie oraz określenie ich zależności w okresach zimowych, letnich oraz przejściowych, jest pomocne przy opracowywaniu modelu sterowania pracą oczyszczalni (Heidrich, Witkowski 2005).

Na podstawie opracowanego modelu komputerowego wykonano symulację pracy oczyszczalni, wprowadzając jej zmienne warunki, spowodowane obciążeniem hydraulicznym lub ładunkiem zanieczyszczeń. Symulacje takie umożliwią ocenę efektywności oczyszczania ścieków w warunkach rzeczywistych, z uwzględnieniem wpływu zmiany temperatury lub dozowania reagentów.

Przeprowadzenie symulacji przy zmiennych warunkach obciążenia oczyszczalni i wariantach prowadzenia technologii biologicznego usuwania biogenów, stanowi ważny etap poprzedzający zmodyfikowanie rzeczywistego układu technologicznego (Zdebik i in. 2008).

Model komputerowy został opracowany w programie BioWin, zakupionym z dotacji Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Katowicach (Zdebik i in. 2009).

1. TECHNOLOGIA SEKWENCYJNO-PRZEPŁYWOWA

Technologia sekwencyjno-przepływowa BIODENITRO, BIOBENIPHO została opracowana w duńskiej firmie Krüger; polega ona na przemiennej pracy pary komór, w których zachodzi usuwanie azotu.

W technologii BIODENITRO, w systemie czterofazowym, dopływ ścieków w fazie 1 następuje do komory A (denityfikacja). W tym samym czasie w komorze B następuje nityfikacja. Po upływie zadanego czasu w systemie sterowania rozpoczyna się faza 2, podczas której następuje przepływ ścieków z komory A (denityfikacja) do komory B (nityfikacja). Proces ten jest uzależniony od czasu nastawy. Faza 3 jest odwrotnością fazy 1, tzn. dopływ ścieków następuje do komory B (denityfikacja), a w komorze A zachodzi nityfikacja. W fazie 4 następuje przepływ ścieków z komory B do komory A.

W systemie sześciofazowym, w komorach A i B zachodzi dodatkowa podwójna nityfikacja, mająca na celu zmniejszenie ilości azotu amonowego w ściekach (Henze i in. 2000a; Klimiuk, Łebkowska 2004; Zdebik i in. 2008).

Technologia BIODENIPHO jest to technologia BIODENITRO uzupełniona o komorę beztlenową, w której zachodzą procesy defosfatacji, zlokalizowaną przed komorami osadu czynnego.

Do komory beztlenowej oraz do reaktorów osad jest doprowadzany z osadników wtórnych przez pompownię osadu recykulowanego.

2. CHARAKTERYSTYKA TECHNOLOGII BIODENIPHO ZASTOSOWANEJ W OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W RYBNIKU-ORZEPOWICACH

Oczyszczalnia ścieków jest zlokalizowana w północno-zachodniej części Rybnika w dzielnicy Orzepowice i jest główną oczyszczalnią w aglomeracji rybnickiej. Teren oczyszczalni jest ograniczony od północy rzeką Rudą, a od zachodu rzeką Nacyną. W odległości około 0,9 km na północny zachód od oczyszczalni znajduje się Zbiornik Rybnicki na rzece Ruda.

Bezpośrednim „odbiorcą” ścieków oczyszczonych jest rzeka Nacyna. Kanał odprowadzający te ścieki jest zakończony wylotem zlokalizowanym powyżej jazu piętrzącego na rzece Nacynie. Wody Nacyny łącznie z oczyszczonymi ściekami są przepompowywane do rzeki Rudy w m. Stodoły, poniżej Zbiornika Rybnickiego. Oczyszczalnia Rybnik-Orzepowice została zaprojektowana do przyjmowania ładunków zanieczyszczeń odpowiadających: maksymalnie 150 000 RLM, średnio 127 500 RLM.

W 2009 roku Równoważna Liczba Mieszkańców, jaką obsługiwała oczyszczalnia, wyniosła około 70 000 RLM (wartość średnioroczna). Przekroczenie liczby 100 000 RLM może nastąpić po wybudowaniu systemu kanalizacyjnego, na podstawie projektu współfinansowanego z Funduszu ISPA/Spójności oraz po przełączeniu do oczyszczalni istniejących zlewni lokalnych oczyszczalni ścieków, planowanym na lata 2013–2015.

W oczyszczalni ścieków w Rybniku, w stopniu biologicznego oczyszczania zastosowano przepływowo-sekwencyjny proces osadu czynnego BIODENIPHO, ze wstępną komorą beztlenową i sekwencją faz w reaktorach, dostosowaną do biologicznego usuwania azotu i fosforu. Część biologiczna oczyszczalni może pracować w układzie cztero- i sześciofazowym.

Czas czterofazowego cyklu wynosi w przypadku:

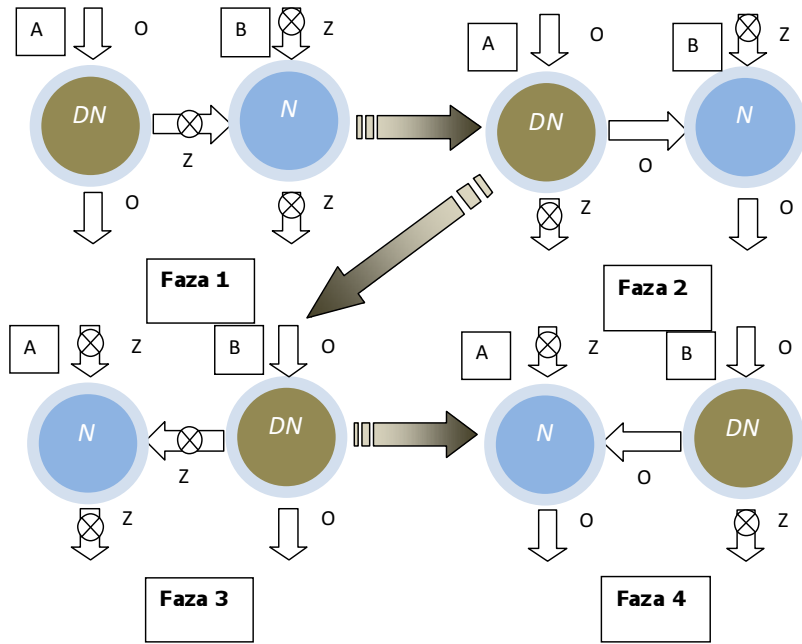
- fazy od 1 i 3 – 30 min (maks. 90 min),
- fazy od 2 i 4 – 60 min (maks. 120 min).

Czas sześciofazowego cyklu wynosi w przypadku:

- fazy od 1 i 4 – 30 min (maks. 90 min),
- fazy od 2 i 5 – 120 min (maks. 120 min),
- fazy od 3 i 6 – 30 min (maks. 120 min).

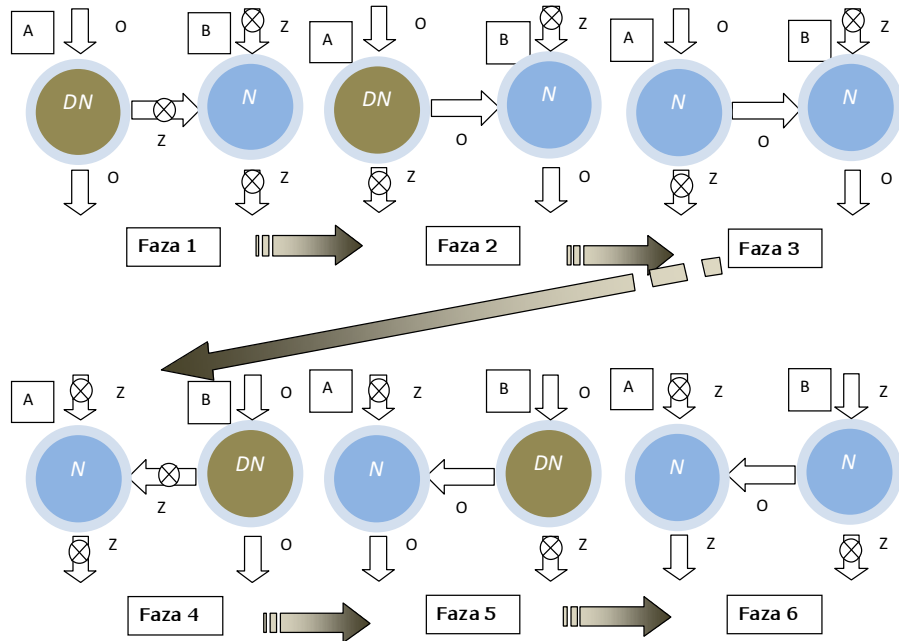
Czas ten podano dla rzeczywistych warunków pracy, jednak mogą one być wydłużone do czasu maksymalnego, na jaki pozwala układ technologiczny.

Schemat działania technologii BIODENITRO w układzie cztero- i sześciofazowym, z pominięciem komory beztlenowej, która jest częścią technologii BIODENIPHO, przedstawiono na rysunku 1 i 2.



Rys. 1. Schemat działania technologii BIODENITRO® w układzie czterofazowym: A, B – komory osadu czynnego, o – zasuwka otwarta, z – zasuwka zamknięta, N – nityfikacja, DN – denityfikacja

Fig. 1. Scheme of acting of the BIODENITRO® technology in the four-phase system: A, B – activated sludge chambers, o – open valve, z – closed valve, N – nitrification, DN – denitrification



Rys. 2. Schemat działania technologii BIODENITRO® w układzie sześćofazowym; oznaczenia jak na rysunku 1

Fig. 2. Scheme of acting of the BIODENITRO® technology in the six-phase system, denotations as in Fig. 1

3. MODELOWANIE KOMPUTEROWE

Zgodnie z najnowszymi światowymi tendencjami, modelowanie matematyczne staje się nieodłącznym elementem projektowania i eksploatacji systemów oczyszczania ścieków, zwłaszcza z wykorzystaniem osadu czynnego (Henze i in. 1987). Zastosowanie modeli matematycznych pozwala na analizę, w krótkim czasie i przy niskim nakładzie finansowym, wielu rozwiązań technologicznych oraz na symulację zdarzeń w warunkach typowych dla układu rzeczywistego (Henze i in. 2000a, 2002).

Biochemiczny model matematyczny ASM (*Activated Sludge Model*) opisuje przemiany związków organicznych i azotowych (Batstone i in. 2002). W pierwotnej postaci został zaprezentowany w raporcie z działalności grupy roboczej IAWPRC (*International Association on Water Pollution Research and Control*), pracującej nad praktycznym zastosowaniem modeli w projektowaniu i eksploatacji systemów biologicznego oczyszczania ścieków (Henze i in. 1987). Podstawą modelu są wcześniej opracowane koncepcje (Henze i in. 1987). W pierwotnej postaci składał się on z ośmiu równań opisujących kinetykę przemian z wykorzystaniem 13 zmiennych stanu, z zastosowaniem zalecanej przez IAWPRC nomenklatury. Do opisu matematycznego wykorzystano zapis macierzowy, umożliwiający czytelne powiązanie kinetyki procesów z szybkością zmian stężenia frakcji modelowych. Model bazuje na równaniach bilansu masy oraz zależnościach stechiometrycznych i kinetycznych. Równanie kinetyczne bazuje na założeniach kinetyki Monoda (1949).

W kolejnych latach model ten ulegał modyfikacjom i rozbudowie (Henze 1992). Od pierwotnej postaci różni się przede wszystkim uwzględnieniem denitryfikacji asymilacyjnej oraz bardziej złożoną formą równań kinetyki (Henze i in. 2002; Germaey i in. 2004). Dołączona została również niereaktywna frakcja X_{MIN} , przede wszystkim ze względu na możliwości dokładniejszego łączenia go z modelami innych procesów (Henze i in. 2000b).

4. MODEL KOMPUTEROWY OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W RYBNIKU

Wskaźniki wykorzystane do wykonywania obliczeń, przy zastosowaniu modelu ASM w programie BioWin 2.1 (2008), podano w tablicy 1. Podstawę większości omawianych wyników stanowią typowe wskaźniki, jednakże w przypadku bardziej złożonych problemów konieczne jest odwołanie się do zmiennych, które można modyfikować w modelu. Właściwe przygotowanie danych wejściowych polega na wykorzystaniu parametrów eksploatacyjnych istniejącego układu technologicznego oraz warunków występujących w czasie pracy oczyszczalni.

W programie BioWin, użytkownik może określić i przeanalizować pracę najbardziej skomplikowanego schematu oczyszczalni z jednym lub wieloma wlotami ścieków. Podstawę programu BioWin stanowi model procesu biologicznego. Program BioWin jest wyjątkowy dzięki połączeniu biologicznych procesów zachodzących w osadzie czynnym oraz beztlenowych procesów biologicznych. Ponadto, program ten integruje zmiany parametrów (np. pH, warunki poboru tlenu itp.) oraz procesy chemicznego strącania fosforu (BioWin 2.1).

Tablica 1. Wskaźniki jakości ścieków i osadów

Symbol	Znaczenie	Jednostka	Przeliczenie
ChZ _{T_R}	Chemiczne zapotrzebowanie tlenu związków rozpuszczonych	g ChZT/m ³	S _S +S _i
ChZ _{T_Z}	Chemiczne zapotrzebowanie tlenu związków w zawiesinie	g ChZT/m ³	X _S +X _I +X _{BH} +X _{BA} +X _P
ChZT	Chemiczne zapotrzebowanie tlenu	g ChZT/m ³	ChZ _{T_R} +ChZ _{T_Z}
BZ _{T_R}	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu związków rozpuszczonych	g BZT/m ³	S _S
BZ _{T_Z}	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu związków w zawiesinie	g BZT/m ³	X _S +X _{BH} +X _{BA}
BZT	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	g BZT/m ³	BZ _{T_R} +BZ _{T_Z}
BZ _{T_{5R}}	Pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu związków rozpuszczonych	g BZT ₅ /m ³	0,66*BZ _{T_R}
BZ _{T_{5Z}}	Pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu związków w zawiesinie	g BZT ₅ /m ³	0,66*BZ _{T_Z}
BZ _{T₅}	Pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	g BZT ₅ /m ³	0,66*BZT
TKN _R	Azot Kjeldahla związków rozpuszczonych	g N/m ³	S _{NH} +S _{ND}
TKN _Z	Azot Kjeldahla związków w zawiesinie	g N/m ³	X _{ND} +i _{XB} *(X _{BH} +X _{BA})+i _{XP} *X _P
TKN	Całkowity azot Kjeldahla	g N/m ³	TKN _R +TKN _Z
N _{ORG}	Azot organiczny	g N/m ³	TKN-S _{NH}
N _{OG}	Azot ogólny	g N/m ³	TKN+S _{NO}
X _{ORG}	Zawiesina organiczna	g SM/m ³	(X _S +X _I +X _P)/f _{CZ} +(X _{BH} +X _{BA})/f _{CB}
X	Zawiesina całkowita	g SM/m ³	X _{ORG} +X _{MIN}

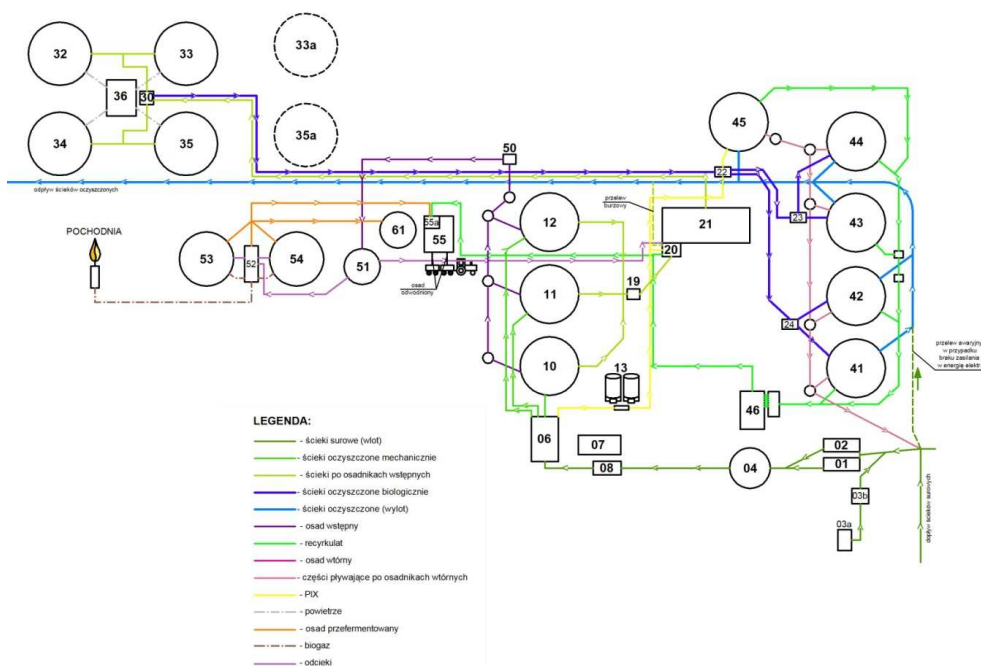
Program BioWin zawiera dwa moduły:

- stanu ustalonego do analizy systemów, których podstawę stanowią stałe wartości dopływu i/lub średnich ważonych przepływu w czasie; ten moduł jest bardzo użytecznym narzędziem do bilansowania masy w skomplikowanych oczyszczalniach ścieków,
- dynamiczny, za pomocą którego można obserwować i zmieniać proces oczyszczania podczas symulacji; ten moduł jest dobrym narzędziem do analizy odpowiedzi systemu oczyszczania w momencie zadania zmieniających się w czasie danych lub zmianie sposobu eksploatacji oczyszczalni.

W programie można zadać zmienne w następujących elementach:

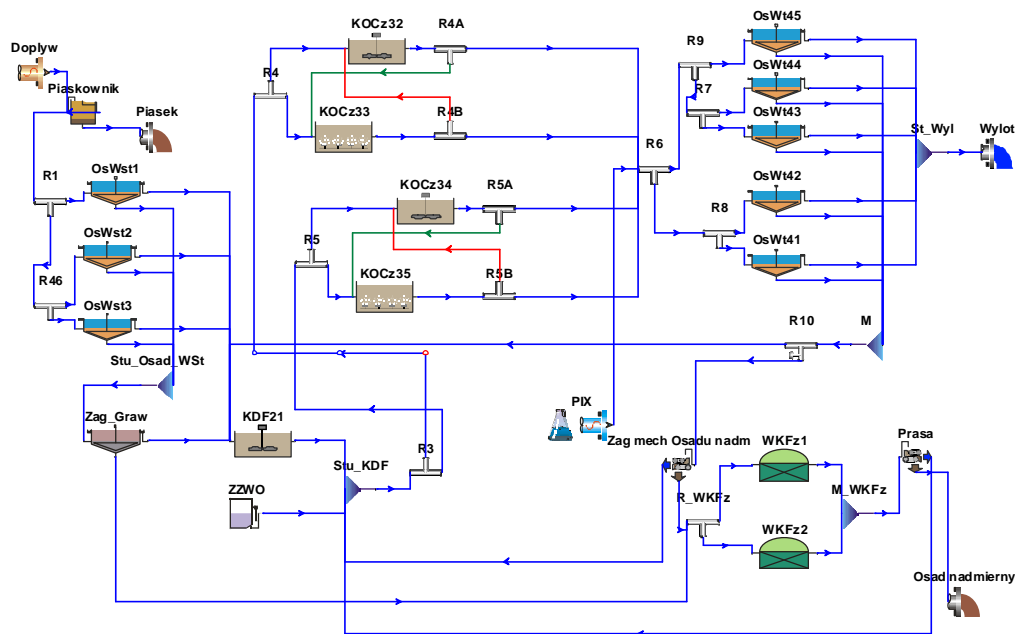
- parametrach kinetycznych temperatury w indywidualnych jednostkach,
- symulacji reakcji biologicznych w osadniku wtórnym,
- rozkładzie różnych parametrów eksploatacyjnych, takich jak: temperatura, stężenie tlenu rozpuszczonego, przepływ powietrza, rozdział przepływu (BioWin 2.1).

Na rysunku 3 przedstawiono schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Rybniku-Orzepowicach. Taki schemat technologiczny został wykorzystany przy tworzeniu modelu w programie BioWin. Model, który został zastosowany podczas prowadzenia dynamicznych symulacji komputerowych, przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 3. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Rybniku-Orzepowicach: 01, 02 – kraty mechaniczne, 03a, 03b – stacja zlewna ścieków dowożonych, 04 – pompownia główna, 06 – piaskownik, 07 – separator piasku, 08 – koryto pomiarowe, 10, 11, 12 – osadniki wstępne, 13 – stacja dozowania PIX-u, 19, 20 – dystrybutor, 21 – komora beztlenowa, 22, 23, 24 – dystrybutory, 30 – pompownia osadów i odcieków, 32, 33, 34, 35 – komory osadu czynnego, 33a, 35a – nieczynne komory osadu czynnego, 36 – stacja dmuchaw, 41, 42, 43, 44, 45 – osadniki wtórne, 46 – pompownia recyrkulatu, 50 – pompownia osadu wstępnego, 51 – zagęszczacz grawitacyjny, 52 – budynek operacyjny, kotłownia, 53, 54 – wydzielone komory fermentacyjne (WKF), 55a – zagęszczacz mechaniczny, 55 – stacja odwadniania osadu, 61 – zbiornik magazynowania osadu

Fig. 3. Technological scheme of the wastewater treatment plant in Rybnik-Orzepowice: 01, 02 – mechanical bar screens, 03a, 03b – tank station of delivered wastewaters, 04 – main pumping station, 06 – sand trap, 07 – sand separator, 08 – measuring trough, 10, 11, 12 – preliminary sedimentation tank, 13 – PIX proportioning station, 19, 20 – separation chamber, 21 – anoxic chamber, 22, 23, 24 – aeration chambers (distributors), 30 – pumping station of sludges and effluents, 32, 33, 34, 35 – activated sludge chambers, 33a, 35a – unactive activated sludge chambers, 36 – blower station, 41, 42, 43, 44, 45 – secondary sedimentation tank, 46 – recirculate pumping station, 50 – initial sludge pumping station, 51 – gravitational thickener, 52 – operational building, boiler-house, 53, 54 – separated fermentation chambers, 55a – mechanical thickener, 55 – sludge dewatering station, 61 – sludge storage tank



Rys. 4. Komputerowy model symulacyjny oczyszczalni ścieków w Rybniku: OsWst – osadniki wstępne, Zag_Graw – zagęszczacz grawitacyjny, KDF21 – komora defosfatacji, KOCz – komory osadu czynnego, OsWt – osadniki wtórne, WKfz – wydzielone komory fermentacyjne, R – rozdział ścieków, M – łączenie ścieków

Fig. 4. Computer simulation model of the wastewater treatment plant in Rybnik: OsWst – preliminary sedimentation tank, Zag_Graw – gravitational thickener, KDF21 – dephosphatation chamber, KOCz – activated sludge chambers, OsWt – secondary sedimentation tank, WKfz – separated fermentation chambers, R – wastewater separation, M – wastewater joining

Dane charakteryzujące oczyszczalnię ścieków, to rozkład dopływu ścieków wraz z ich stężeniem w okresie co najmniej tygodnia – dla obiektu istniejącego (Sadecka 2010). Wielkości te można uzyskać z bieżącego monitoringu dopływu ścieków do oczyszczalni oraz przez wykonanie poboru prób godzinowych w ciągu tygodnia. Taki zakres danych przed wprowadzeniem do modelu musi być przeanalizowany pod kątem stwierdzenia poprawności otrzymanych wyników pomiarowych, jak i wyeliminowania ewentualnych błędów pomiarowych urządzeń zainstalowanych w oczyszczalni (głównie dotyczy to pomiaru przepływu ścieków).

5. WYNIKI SYMULACJI DYNAMICZNEJ Z WYKORZYSTANIEM MODELU KOMPUTEROWEGO

W modelowaniu wykorzystano:

- sterowanie stężeniem tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego,
- zmianę cyklu pracy części biologicznej w układzie czterofazowym lub sześćfazowym, które były zmieniane podczas symulacji dynamicznej.

Przeprowadzenie symulacji dla różnych stężeń tlenu rozpuszczonego oraz faz cyklu ma na celu sprawdzenie efektywności usuwania azotu azotanowego podczas fazy nityfikacji (Zdebik i in. 2009).

5.1. Sterowanie stężeniem tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego

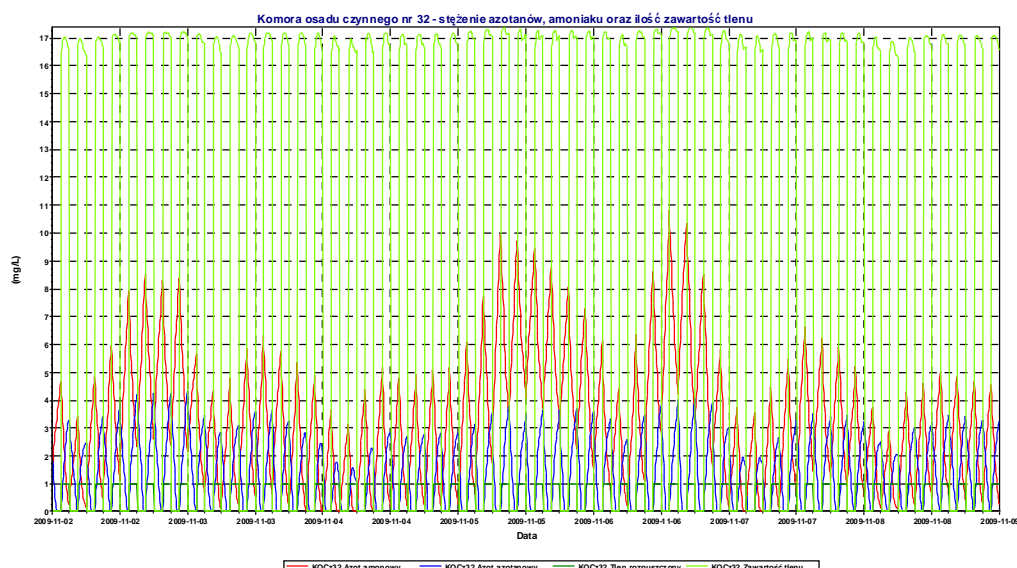
Przy prowadzeniu symulacji komputerowej założono następujące stężenia tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego:

Model I: stężenie tlenu 2 mg/l (odpowiadające wartości obecnie utrzymywanej przez użytkownika).

Model II: stężenie tlenu 1 mg/l (wartość skrajna).

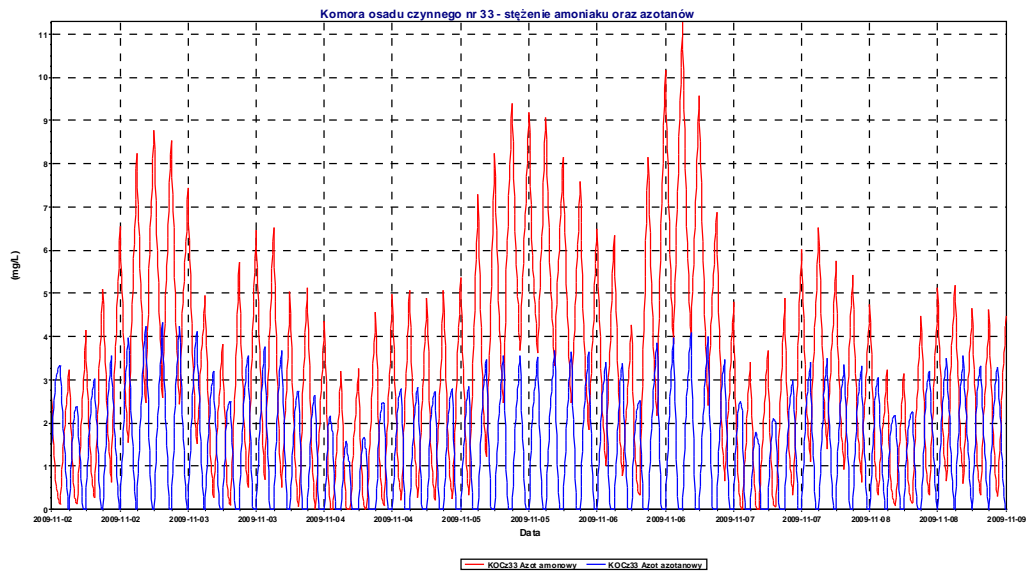
Zawartość tlenu podczas procesu nityfikacji (linia zielona) jest prawidłowa, jeżeli na początku dostawy ma wyraźny szczyt (rys. 5). W przypadku natomiast wznoszenia się linii, w początku dostawy tlenu, można stwierdzić, że w komorze jest zbyt mała ilość tlenu do prowadzenia procesu. Gwałtowne zmniejszenie się ilości tlenu w końcowej części nityfikacji wskazuje, że jest ona mniejsza od wymaganej. Jeżeli w końcowej części nityfikacji następuje stabilizacja lub wznoszenie się linii zawartości tlenu, oznacza to, że można zakończyć nityfikację i rozpocząć denityfikację, oszczędzając ilość dostarczanego tlenu do procesu.

Zmiany stężenia azotu amonowego ($N-NH_4$) i azotu azotanowego ($N-NO_3$) w komorach A i B, w warunkach nityfikacji i denityfikacji odpowiednio dla stężenia tlenu rozpuszczonego 1 i 2 mg/l przedstawiono na rysunkach 5 i 6 oraz 7 i 8.

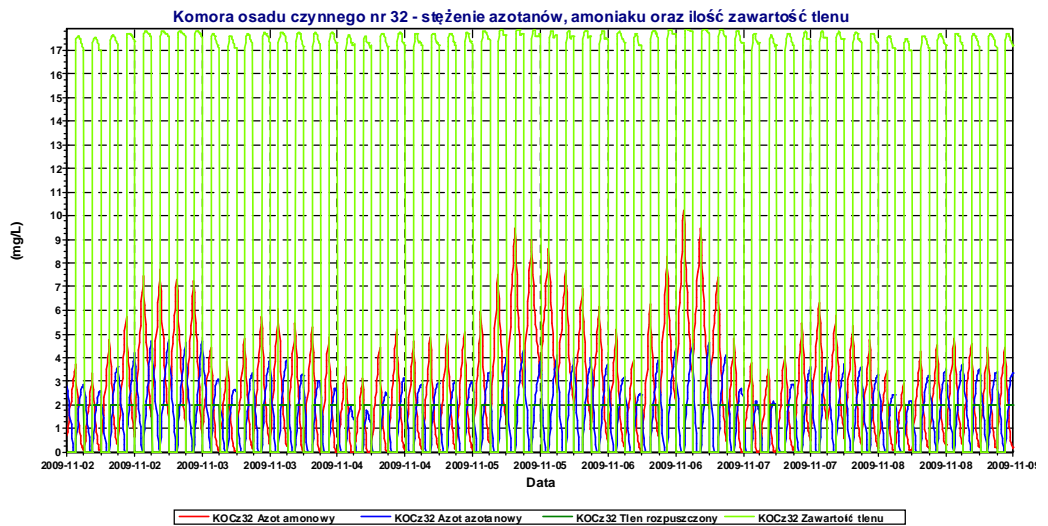


Rys. 5. Zmiany stężenia azotanów, amoniaku oraz zawartości tlenu w komorze A przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 1 mg/l

Fig. 5. Concentration changes of nitrates, ammonia and oxygen content in chamber A in conditions of dissolved oxygen concentration 1 mg/l

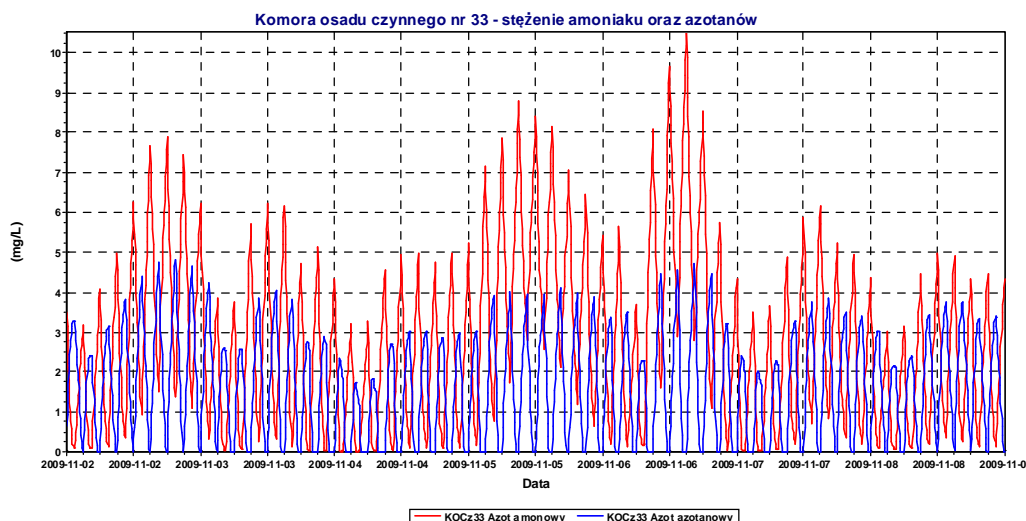


Rys. 6. Zmiany stężenia azotanów, amoniaku w komorze B, przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 1 mg/l
Fig. 6. Concentration changes of nitrates, ammonia in chamber B, in conditions of dissolved oxygen concentration 1 mg/l



Rys. 7. Zmiany stężenia azotanów, amoniaku oraz zawartości tlenu w komorze A, przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 2 mg/l
Fig. 7. Concentration changes of nitrates, ammonia and oxygen content in chamber A, in conditions of dissolved oxygen concentration 2 mg/l

Na podstawie wyników modelowania dynamicznego stwierdzono, że zawartość 2 mg/l rozpuszczonego tlenu w komorach jest prawidłowa w godzinach największego dopływu ładunku zanieczyszczeń. W godzinach, w których następuje zmniejszenie dopływu, można stężenie tlenu zmniejszyć do wartości od 0,5 do 1,5 mg/l.



Rys. 8. Zmiany stężenia azotanów, amoniaku w komorze B, przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 2 mg/l

Fig. 8. Concentration changes of nitrates, ammonia in chamber B, in conditions of dissolved oxygen concentration 2 mg/l

Stężenie tlenu rozpuszczonego, wynoszące 1 mg/l, jest wartością niewystarczającą do prawidłowego prowadzenia procesu nityfikacji przy zwiększonym dopływie ładunku zanieczyszczeń do komór biologicznych. Jest ono natomiast wystarczające do utleniania amoniaku w godzinach pozaszczytowych, tj. o zmniejszonym dopływie ładunku zanieczyszczeń.

5.2. Zmiana cyklu pracy części biologicznej w układzie cztero- lub sześciofazowym

Modelowanie wykonano przy stężeniu tlenu rozpuszczonego wynoszącym 2 mg/l dla następujących cykli:

Model A: cykl czterofazowy,

Model B: cykl sześciofazowy.

Długości dla **Modelu A** (czterofazowego cyklu) przedstawiają się następująco:

- fazy od 1 i 3 – 30 min (maks. 90 min),
 - fazy od 2 i 4 – 60 min (maks. 120 min),
- co przedstawiono w tabelicy 2.

Tabela 2. Czas trwania poszczególnych faz nityfikacji/denitryfikacji w cyklu czterofazowym

Faza	Denitryfikacja	Nityfikacja
1	30 min	–
2	60 min	–
3	–	30 min
4	–	60 min
RAZEM	90 min	90 min

Czas trwania cyklu w **Modelu A** wynosił 180 min, a stosunek denitryfikacji do nityfikacji 50/50% czasu trwania cyklu technologicznego.

Czas w przypadku **Modelu B** (sześciofazowego cyklu) wynosił dla:

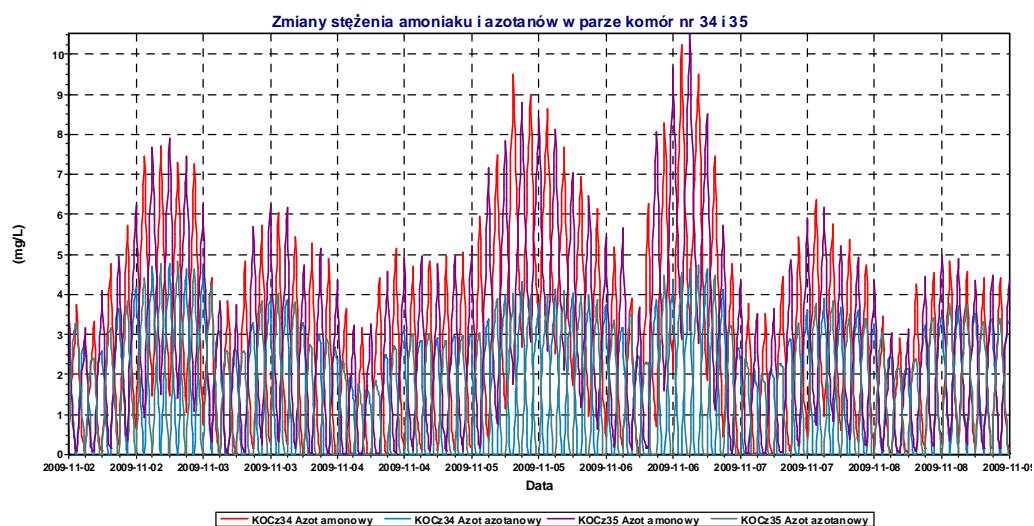
- fazy od 1 i 4 – 30 min (maks. 90 min),
 - fazy od 2 i 5 – 120 min (maks. 120 min),
 - fazy od 3 i 6 – 30 min (maks. 120 min),
- co przedstawiono w tabelicy 3.

Tablica 3. Czas trwania poszczególnych faz nityfikacji/denitryfikacji w cyklu sześciofazowym

Faza	Denitryfikacja	Nityfikacja
1	30 min	–
2	120 min	–
3	–	30 min
4	–	30 min
5	–	120 min
6	–	30 min
RAZEM	150 min	210 min

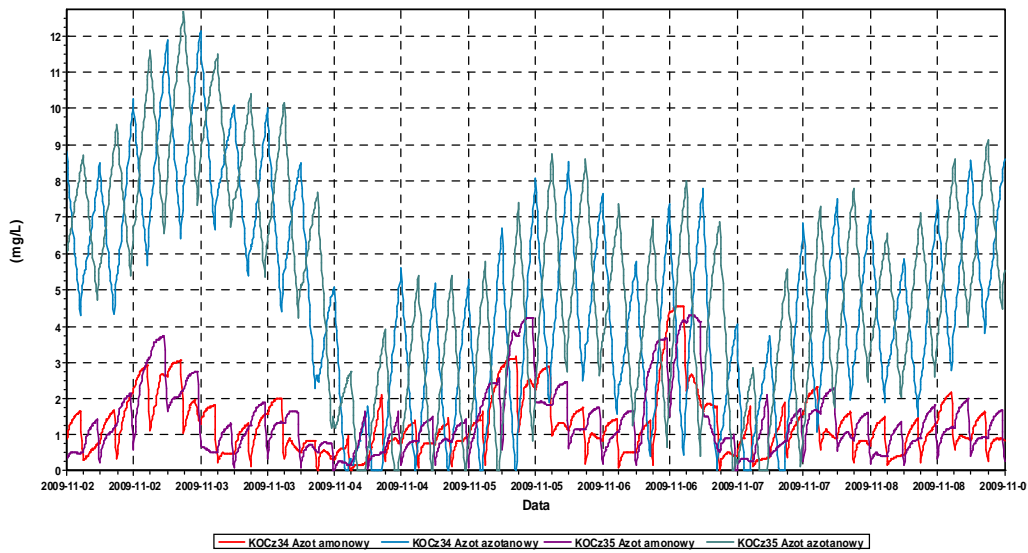
Czas trwania cyklu w Modelu A wynosił 360 min, a stosunek denitryfikacji do nityfikacji 42/58% czasu trwania cyklu technologicznego.

Na rysunkach 9–12 przedstawiono wyniki dla omówionych wyżej modeli sterowania zawartością tlenu rozpuszczonego w komorach osadu czynnego w odniesieniu do usuwanego azotu amonowego i azotu azotanowego.



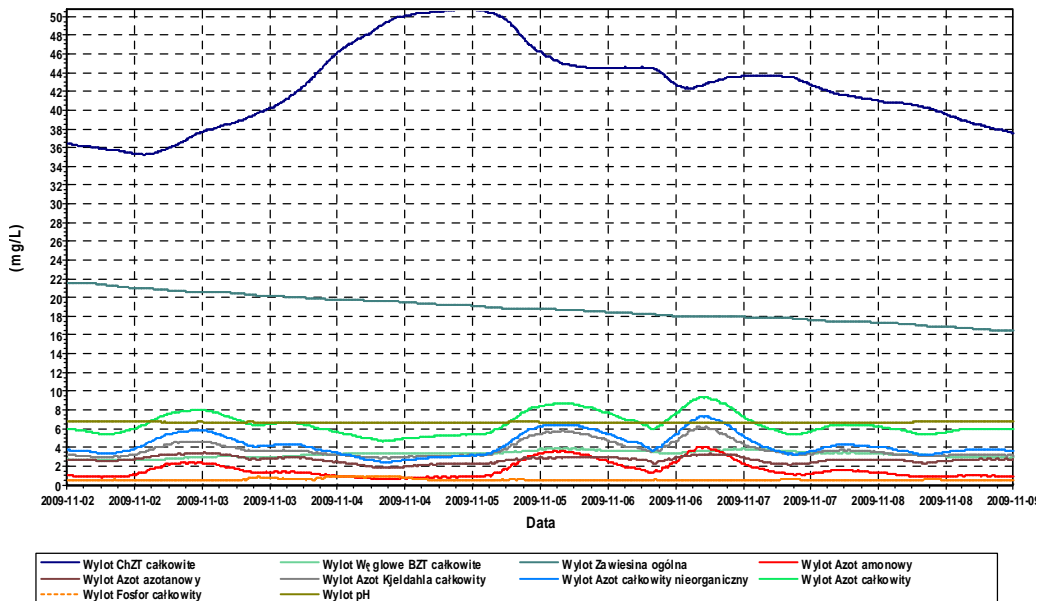
Rys. 9. Zmiany stężenia azotanów i amoniaku w parze współpracujących komór osadu czynnego (A i B), przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 2 mg/l w cyklu czterofazowym

Fig. 9. Concentration changes of nitrates and ammonia in the pair of cooperating activated sludge chambers (A and B), in conditions of dissolved oxygen concentration 2 mg/l in the four-phase cycle



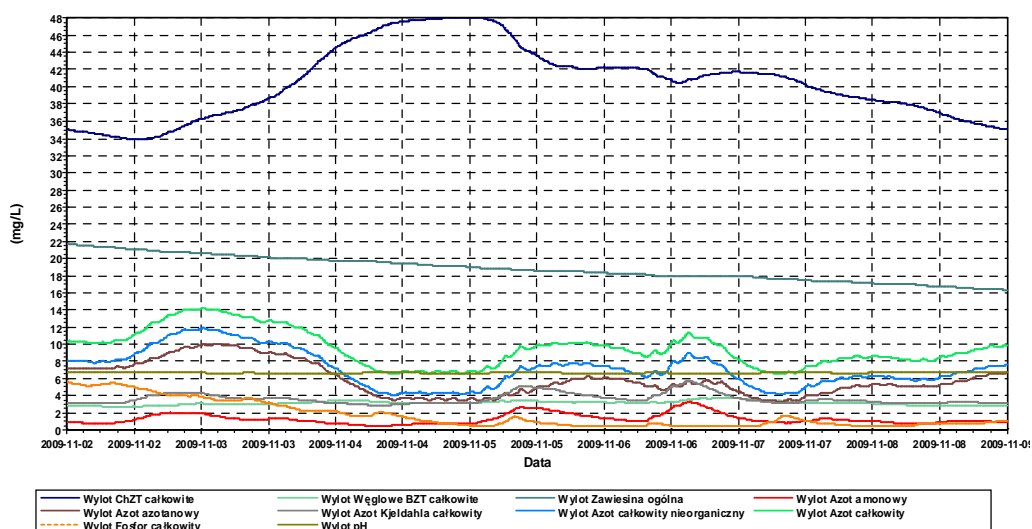
Rys. 10. Zmiany stężenia azotanów i amoniaku w parze współpracujących komór osadu czynnego (A i B) przy stężeniu tlenu rozpuszczonego 2 mg/l w cyklu sześciofazowym

Fig. 10. Concentration changes of nitrates and ammonia in the pair of cooperating activated sludge chambers (A and B) in conditions of dissolved oxygen concentration 2 mg/l in the six-phase cycle



Rys. 11. Parametry ścieków oczyszczonych w cyklu czterofazowym

Fig. 11. Parameters of wastewaters treated in the four-phase cycle



Rys. 12. Parametry ścieków oczyszczonych w cyklu sześciofazowym

Fig. 12. Parameters of wastewaters treated in the six-phase cycle

Wyniki symulacji uzyskane z wykorzystaniem modelu komputerowego były zbliżone do wartości parametrów ścieków oczyszczonych, uzyskiwanych w warunkach eksploatacyjnych, w oczyszczalni ścieków Rybnik-Orzepowice.

Praca komór w cyklu czterofazowym wpływała na szybszy przebieg procesu nityfikacji i denityfikacji. Stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych jest niższe niż stężenie w procesie sześciofazowym. Proces sześciofazowy działał efektywnie w przypadku zwiększonego dopływu w okresie intensywnych opadów. W cyklu czterofazowym parametry ścieków oczyszczonych były mniejsze od parametrów w cyklu sześciofazowym, co wynikało z efektywniejszego wykorzystania fazy nityfikacji (większej dostępności tlenu). W cyklu sześciofazowym obserwowano zmniejszenie ilości amoniaku w ściekach oczyszczonych, co było spowodowane wydłużeniem strefy nityfikacji w stosunku do cyklu czterofazowego.

PODSUMOWANIE

Opracowanie modelu komputerowego wymaga przeprowadzenia szczegółowej analizy układu technologicznego oczyszczalni wraz z uwzględnieniem zmiennych charakterystycznych dla poszczególnych urządzeń (np. czasu pracy, częstotliwości spustu, kubatury, rozdziału dopływu, rozdziału odbioru ścieków/osadu itd.). Podstawą do analizy układu technologicznego, a następnie do opracowania modelu komputerowego są informacje uzyskane od użytkownika oczyszczalni. Nastawy oraz czas pracy poszczególnych obiektów technologicznych niejednokrotnie odbiegają od wartości przyjętych w instrukcji eksploatacji oczyszczalni ścieków, co wynika ze zmian wprowadzanych podczas prowadzenia procesu oczyszczania ścieków.

Określenie parametrów lokalnych, panujących w poszczególnych obiektach, tj.: komorach osadu czynnego, komorze defosfatacji, osadnikach wstępnych i wtórnych

oraz rozdział przepływu ścieków wymaga wykonania dodatkowych badań laboratoryjnych i pomiarowych w celu zbliżenia modelu komputerowego do warunków, jakie panują w układzie technologicznym. Prawidłowe zdefiniowanie tych parametrów ma duży wpływ na wyniki tarowania modelu.

Przygotowany model komputerowy wraz z wprowadzonymi parametrami lokalnymi (charakterystycznymi dla danego urządzenia) był przedmiotem tarowania, którego efektem są parametry ścieków oczyszczonych, uzyskiwane w obiekcie badanym w odniesieniu do wyników uzyskiwanych z symulacji.

Na podstawie wyników modelowania wyciągnięto następujące wnioski, dotyczące zaleceń eksploatacyjnych oraz kierunków optymalizacji parametrów technologicznych i procesowych:

1. Ilość tlenu 2 mg/l w komorach jest prawidłowa w godzinach największego dopływu ładunku zanieczyszczeń, natomiast w godzinach, w których następuje zmniejszenie dopływu ładunku zanieczyszczeń, ilość tlenu można zmniejszyć do wartości od 0,5 do 1,5 mg/l.
2. Stężenie tlenu rozpuszczonego, wynoszące 1 mg/l, jest wartością niewystarczającą do prawidłowego prowadzenia procesu nityfikacji, przy zwiększonym dopływie ładunku zanieczyszczeń do komór biologicznych. Stężenie to jest wystarczające natomiast do utleniania amoniaku w godzinach poza szczytowych, tj. o zmniejszonym dopływie ładunku zanieczyszczeń.

Reasumując, można stwierdzić, że modelowanie dynamiczne każdej oczyszczalni wymaga odwzorowania istniejącego układu technologiczno-procesowego opisującego warunki i zależności panujące w konkretnym systemie oczyszczania ścieków. Wykonany model pozwala na badanie odpowiedzi układu na zadawane zmienne wartości parametrów technologicznych i procesowych.

Niniejszy artykuł opracowano w ramach projektu celowego nr 6 ZR7 2008C/07051 pn. „Zwiększenie redukcji biogenów przez optymalizację procesu biologicznego oczyszczania ścieków w oczyszczalni ścieków Rybnik-Orzepowice”.

Literatura

1. Batstone D.J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin V.A. (2002): Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). IWA Scientific and Technical Report #13. London, IWA Publishing.
2. BioWin 2.1. (2008): Podręcznik użytkownika. Lemtech.
3. Gernaey K.V., Van Loosdrecht M.C.M., Henze M., Lind M., Jorgensen S.B. (2004): Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software* 19, s. 763–783.
4. Gujer W. (2006): Activated sludge modelling: past, present and future. *Wat. Sci. Tech.*, 53(3), s. 111–119.
5. Heidrich Z., Witkowski A. (2005): Urządzenia do oczyszczania ścieków, projektowanie przykłady obliczeń. Warszawa, Seidel-Przywecki.
6. Henze M. (1992): Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Wat. Sci. Tech.*, 25 (6), s. 1–15.
7. Henze M. i inni (2000a): Oczyszczanie ścieków – procesy biologiczne i chemiczne (tłumaczenie M. Żygadło i B. Bartkiewicz). Kielce, Wydaw. Politechniki Świętokrzyskiej.

8. Henze M., Grady C.P.L., JR., Gujer W., Marais G.V.R., Matsuo T. (1987): Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1. London, IWA Publishing.
9. Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosdrecht M. (2002): Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. London, IWA Publishing.
10. Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosdrecht M. (2000b): Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. IWA Scientific and Technical Report No. 9. London, IWA Publishing.
11. Imhoff K., Imhoff K.R. (1996) Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków – Poradnik. Bydgoszcz, Projprzem-EKO.
12. Klimiuk E., Łebkowska M. (2004): Biotechnologia w ochronie środowiska. Warszawa, PWN.
13. Monod J. (1949): The growth of bacterial cultures. A. Rev. Microbiol. 3, s. 371–394.
14. Sadecka Z. (2010): Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Warszawa, Seidel-Przywecki.
15. Zdebik D., Korczak K., Bondaruk J. (2009): Zasady optymalizacji technologii oczyszczania ścieków z uwzględnieniem rozbudowy systemu kanalizacyjnego. IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, „Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w dobie współczesnych problemów”, Szczyrk.
16. Zdebik D. i inni (2008): Wytoczne programowania modernizacji układów technologicznych oczyszczalni ścieków w aspekcie bilansu energetycznego oczyszczalni. Praca statutowa GIG (niepublikowana).
17. Zdebik D. i inni (2009): Model komputerowy technologii oczyszczania ścieków wraz z wytycznymi wspomagania decyzji. Praca statutowa GIG (niepublikowana).

Recenzent: dr Leszek Drobek