

## OKREŚLENIE PARAMETRÓW BIOKINETYCZNEGO MODELU OSADU CZYNNEGO ASDM DLA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW PRACUJĄCEJ W TECHNOLOGII SEKWENCYJNO-PRZEPLYWOWEJ

Dariusz Zdebik<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Zakład Ochrony Wód, Główny Instytut Górnictwa, Pl. Gwarków 1, 40-166 Katowice, e-mail: dzdebik@gig.eu

### STRESZCZENIE

W artykule przedstawiono sposób wykonania kalibracji biokinetycznego modelu osadu czynnego przy użyciu programu komputerowego BioWin. Schemat komputerowy został opracowany na podstawie oczyszczalni ścieków pracującej w technologii sekwencyjno – przepływowej. Do kalibracji biokinetycznego modelu osadu czynnego wykorzystano wyniki badań ścieków dopływających i oczyszczonych pochodzących z istniejącego obiektu. Wynikiem przeprowadzonych analiz były zmiany w biokinetycznym modelu w zakresie parametrów kinetycznych oraz pracy urządzeń oczyszczalni.

Przedstawiony sposób badania wpływu wybranych parametrów biokinetycznego modelu osadu czynnego (m.in. maksymalna szybkość wzrostu autotrofów, udział zawiesiny organicznej w zawieszynie ogólnej, skuteczność pracy osadników wtórnych) może być wykorzystany podczas prowadzenia badań symulacyjnych innych oczyszczalni ścieków.

**Słowa kluczowe:** biokinetyczny model osadu czynnego, kalibracja, parametry kinetyczne modelu.

### DETERMINATION OF ACTIVATED SLUDGE MODEL ASDM PARAMETERS FOR WASTE WATER TREATMENT PLANT OPERATING IN THE SEQUENTIAL-FLOW TECHNOLOGY

#### ABSTRACT

This paper presents a method for calibration of activated sludge model with the use of computer program BioWin. Computer scheme has been developed on the basis of waste water treatment plant operating in the sequential – flow technology. For calibration of the activated sludge model data of influent and treated effluent from the existing object were used. As a result of conducted analysis was a change in biokinetic model and kinetic parameters parameters of wastewater treatment facilities.

The presented method of study of the selected parameters impact on the activated sludge biokinetic model (including autotrophs maximum growth rate, the share of organic slurry in suspension general operational, efficiency secondary settling tanks) can be used for conducting simulation studies of other treatment plants.

**Keywords:** activated sludge model, calibration, kinetic parameters of the model.

#### WSTĘP

Modelowanie matematyczne osadu czynnego stało się powszechnie akceptowalnym narzędziem pomocnym w optymalizacji i modernizacji istniejących oraz projektowaniu nowych oczyszczalni ścieków [11, 14, 13].

Wykorzystanie biokinetycznych modeli komputerowych w optymalizacji pracy oczyszczalni ścieków jest narzędziem ułatwiającym wyznacze-

nie warunków pracy poszczególnych urządzeń. W czasie modelowania poprzez wprowadzanie zmian parametrów ścieków dopływających oraz zmian w układzie sterowania pracą poszczególnych urządzeń można formułować zalecenia dla eksploatatora w zakresie zmian jakie może wprowadzić w swoim obiekcie.

Niekorzystny wynik modelowania nie będzie negatywnie oddziaływał na pracę rzeczywistej oczyszczalni, przez co będzie on cennym

doświadczeniem, które charakteryzuje warunki brzegowe pracy instalacji.

Wykorzystany do modelowania komputerowego program BioWin wersja 2.2, poza wbudowanym ogólnym biokinetycznym modelem osadu czynnego (nazwanego w BioWin, tj.: model osadu czynnego i fermentacji / stabilizacji beztlenowej; Activated Sludge – Digestion Model, ASDM) [3] zawiera międzynarodowe modele ASM1 [10], ASM2d [12] i ASM3 [9] opracowane przez zespół z International Water Association (IWA).

## METODYKA KALIBRACJI KOMPUTEROWEGO MODELU OCZYSZCZALNI

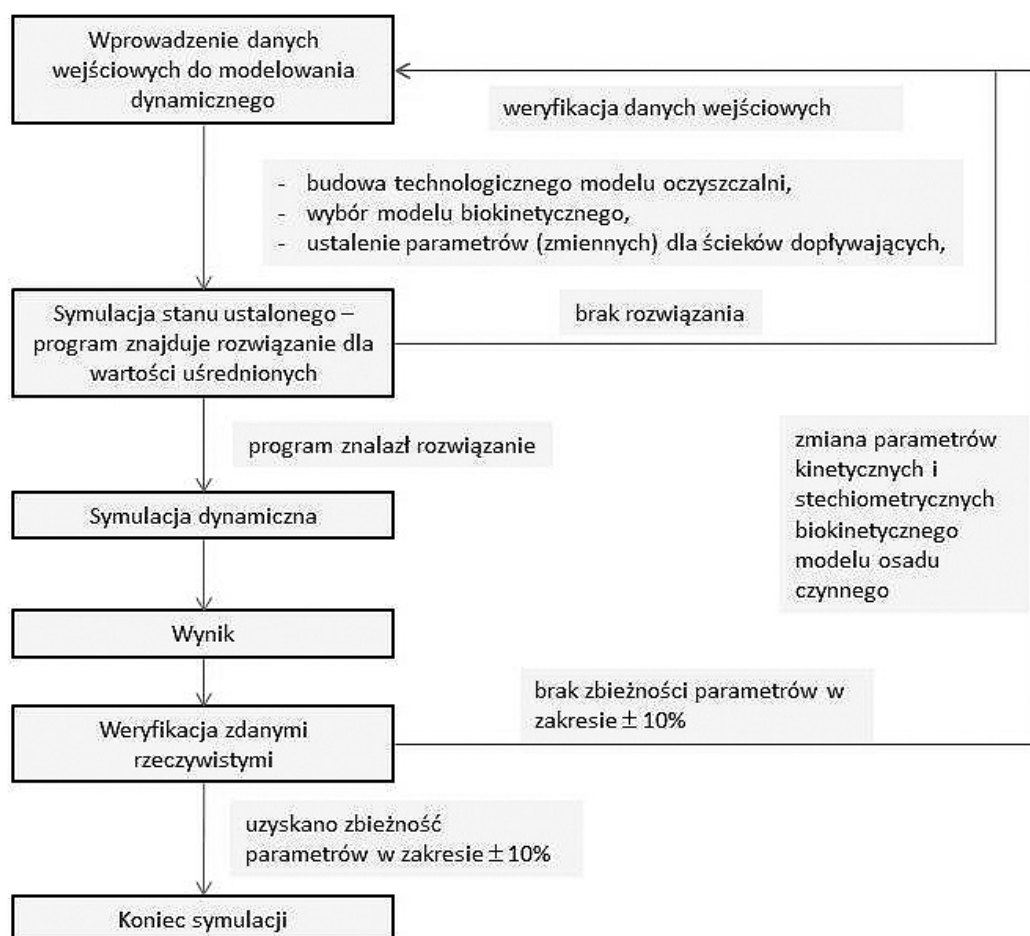
Według Bever'a [2] „Wartość symulacji nie leży w absolutnej dokładności rezultatów, lecz w pogłębionym spojrzeniu na zachowanie się zaprojektowanej oczyszczalni. Z jednej strony nie

można z absolutną dokładnością do kilku procent scharakteryzować eksploatacji nowej oczyszczalni, z drugiej strony symulacja pozwala przebadać w krótkim czasie znaczenie różnych parametrów modelowych istotnych dla rozwiązania problemu, które – wypracowane na bazie dużej liczby symulowanych parametrów obciążeń – dają nadzieję na wybór prawidłowego rozwiązania.”

Rysunek 1 prezentuje schemat jaki zastosowano podczas kalibracji i weryfikacji modelu z danymi rzeczywistymi.

Przedstawiony algorytm wykorzystano podczas prac z programem komputerowym BioWin, który wykorzystano do kalibracji oczyszczalni ścieków pracującej w technologii sekwencyjno – przepływowej.

Na etapie przygotowania danych do kalibracji modelu równoległe prowadzony był pobór próbek ścieków surowych i oczyszczonych oraz rejestrowano zmiany stężeń azotu amonowego i azotu azotanowego w komorach osadu czynnego.



Rys. 1. Algorytm zastosowany podczas kalibracji komputerowego modelu oczyszczalni ścieków [opracowanie własne na podst. 19]

Fig. 1. Algorithm used during calibration of the waste water treatment plant computer model

## MODEL KOMPUTEROWY

W celu określenia wpływu wybranych parametrów biokinetycznego modelu osadu czynnego ASDM warunkujących poprawność uzyskanych wyników podczas kalibracji, przygotowano model komputerowy oczyszczalni, który odzwierciedla istniejące obiekty oraz połączenia oczyszczalni ścieków pracującej w technologii sekwencyjno – przepływowej (rys. 2). Do budowy modelu wykorzystano elementy dostępne w programie BioWin, tj.: piaskownik, idealny osadnik radialny, komory biologiczne, mieszacze ścieków (łączenie ścieków z osadników), rozdzielacze ścieków (rozdziel ścieków do osadników, komór biologicznych), dozowanie metali (PIX'u), zagęszczacz grawitacyjny, zagęszczacz mechaniczny, wydzielone komory fermentacyjne oraz prasa taśmowa. Poszczególne elementy zostały opisane zgodnie z ich funkcjami w układzie technologicznym oraz właściwościami. Elementy są charakteryzowane danymi fizycznymi (pojemność, powierzchnia itp.) oraz eksploatacyjnymi (% usunięcia, czas zatrzymania, średnie stężenie tlenu, itp.).

Dane wejściowe tj. parametry ścieków surowych zostały wprowadzone do elementu „Do-

plyw”, natomiast wyniki prowadzonych symulacji były analizowane w elemencie „Wylot”.

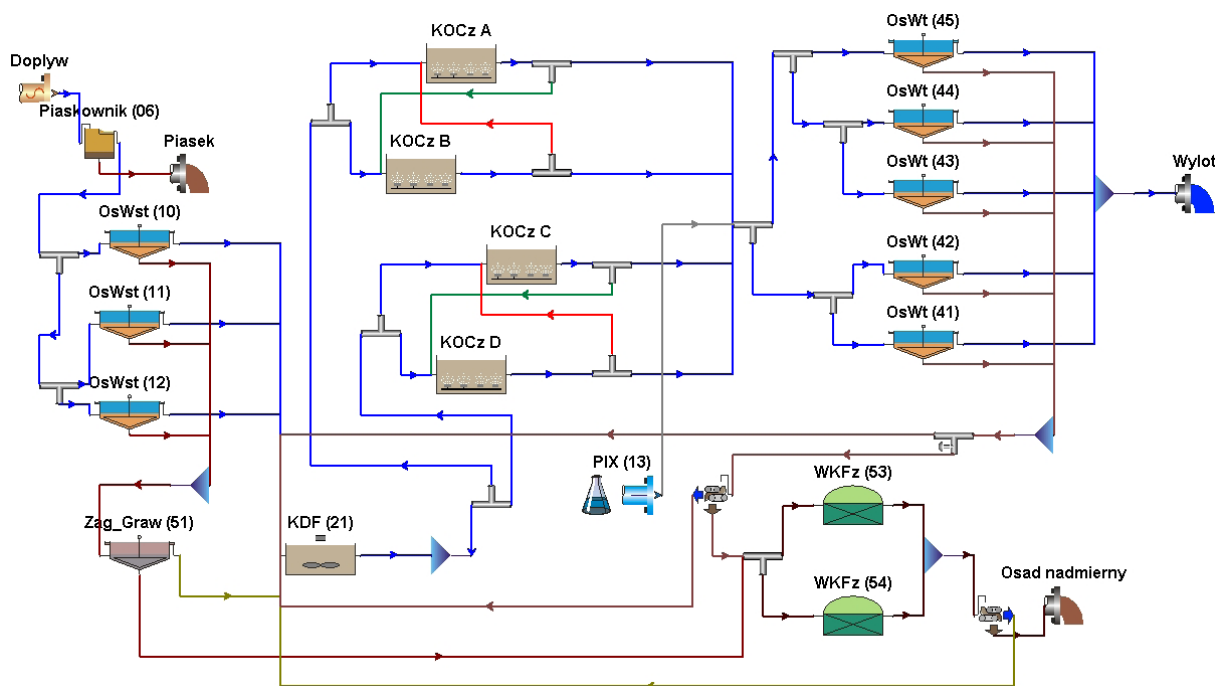
Przed rozpoczęciem symulacji model komputerowy, odwzorowujący istniejący układ technologiczny, został zweryfikowany w zakresie sprawdzenia przepływów pomiędzy poszczególnymi elementami.

W technologii sekwencyjno – przepływowej czas trwania cyklu, jak i ilość faz w nim może być dowolnie zmieniana, tak aby uzyskać zakładany stopień oczyszczenia ścieków.

Rysunek 3 przedstawia fazy, które można wprowadzić do cyklu w technologii sekwencyjno – przepływowej.

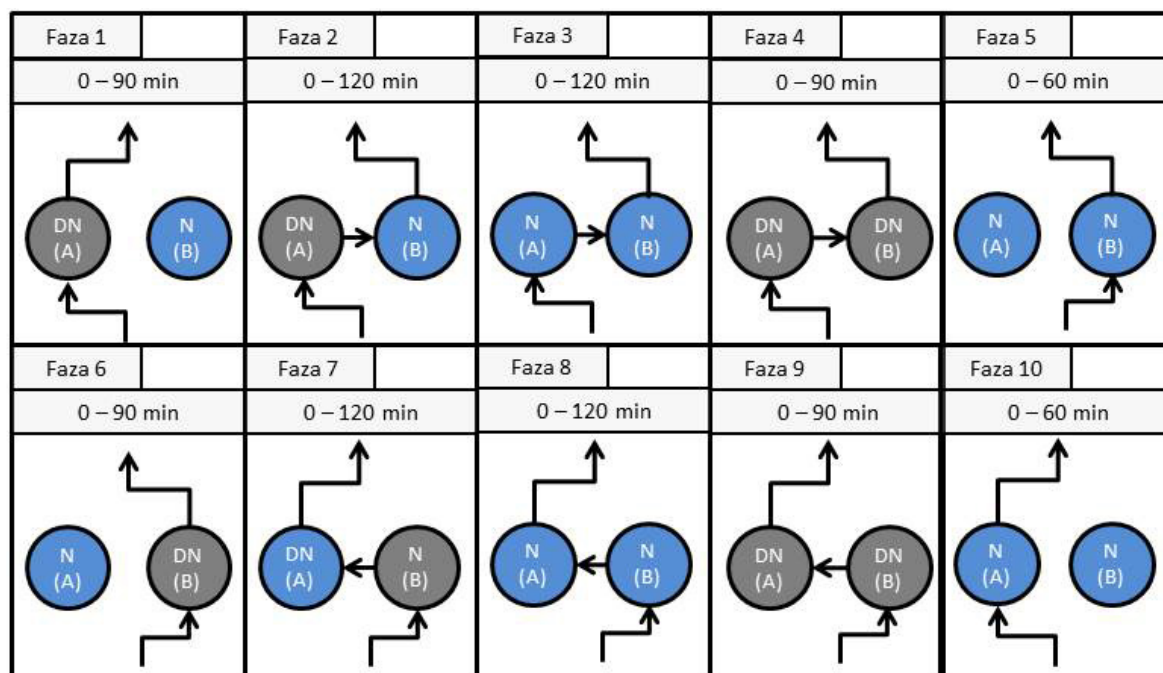
Czas przebywania ścieków w komorach osadu czynnego, równy jest długości czasu trwania poszczególnych faz składających się na jeden cykl pracy w technologii sekwencyjno – przepływowej.

Najczęściej w technologii sekwencyjno – przepływowej, stosowany jest cykl 6-fazowy z wprowadzoną podwójną nityfikacją lub 4-fazowy. Badania wykonane w ramach prac własnych [15], potwierdziły, że cykl 4-fazowy charakteryzuje się większą stabilnością usuwania azotu niż ma to miejsce w cyklu 6-fazowym.



**Rys. 2.** Komputerowy model symulacyjny oczyszczalni ścieków pracującej w technologii sekwencyjno – przepływowej: OsWst (10, 11, 12) – osadniki wstępne, Zag\_Graw (51) – zagęszczacz grawitacyjny, KDF (21) – komora defosfatacji, KOCz (A, B, C, D) – komory osadu czynnego, OsWst (41, 42, 43, 44, 45) – osadniki wtórne, WKFz (53, 54) – wydzielone komory fermentacyjne, PIX (13) – dozowanie koagulantu żelazowego, R – rozdziel ścieków, M – łączenie ścieków [opracowanie własne na podst. 19]

**Fig. 2.** A computer simulatory model of a waste water treatment plant operating in a sequential-flow technology



Rys. 3. Procesy biologicznego usuwania biogenów zachodzące w komorach osadu czynnego w zależności od fazy ustalonej w cyklu: N – nityfikacja; DN – denityfikacja; (A), (B) – komory osadu czynnego, [oprac. własne na podst. 1, 3, 4, 6, 7, 8, 16, 19, 20]

Fig. 3. Biological processes of biogene purification, which occur in the activated sludge chambers, depending on a phase set in a cycle

## DANE WEJŚCIOWE WPROWADZONE DO MODELU

Do przygotowanego modelu komputerowego wprowadzono:

a) Wyniki badań fizykochemicznych ścieków dopływających oraz dobowy pomiar dopływu ścieków do oczyszczalni.

Próbki ścieków pobierano, przy użyciu automatycznych próbobiorników (samplerów) co godzinę, przez 24 godziny, a następnie dokonano uśrednienia z dwóch próbek, z których zostały oznaczone podstawowe parametry fizykochemiczne.

Ścieki były pobierane:

- na dopływie – ścieki surowe – „Dopływ”,
- na odpływie – ścieki oczyszczone – „Wylot”.

Pobór próbek i oznaczenie parametrów fizykochemicznych było wykonane dla okresu o przepływach typowych, tj. zbliżonych do wartości średniorocznych.

Dodatkowo wykonano badania frakcji ChZT, w podziale na:

- rozpuszczone związki organiczne biologicznie nierozkładalne ( $S_1$ ),
- zawieszinę organiczną biologicznie nierozkładalną ( $X_1$ ),

- rozpuszczone związki organiczne biologicznie łatwo rozkładalne ( $S_2$ ),
- zawieszinę organiczną wolno rozkładalną ( $X_2$ ).

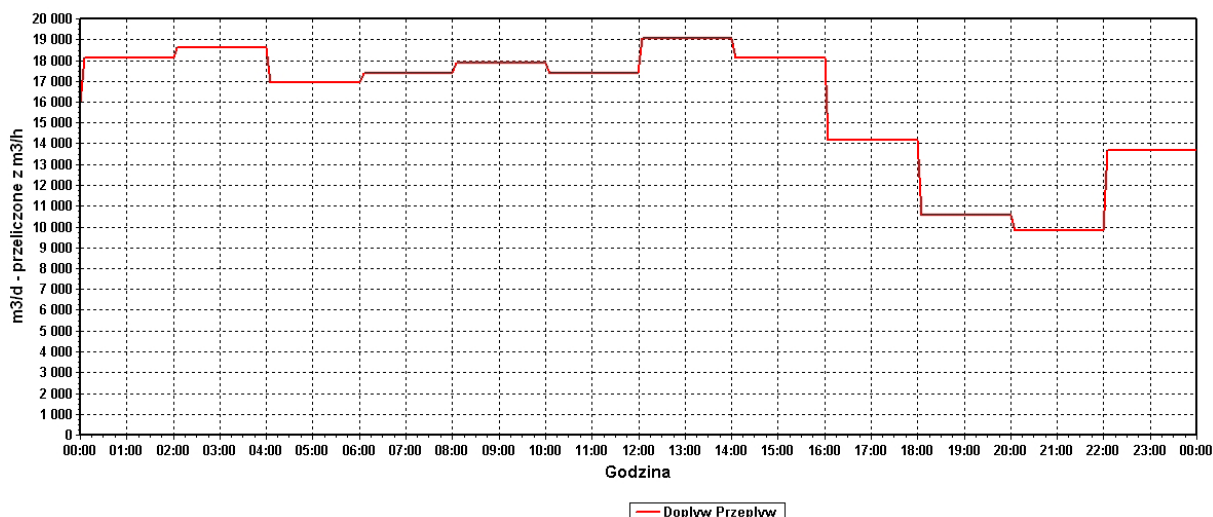
Znajomość frakcji ChZT jest niezbędna podczas wykorzystywania modeli biokinetycznych osadu czynnego.

Na rysunkach przedstawiono dobowy rozkład dopływu ścieków (rys. 4) oraz dobowy rozkład ładunku zanieczyszczeń (rys. 5).

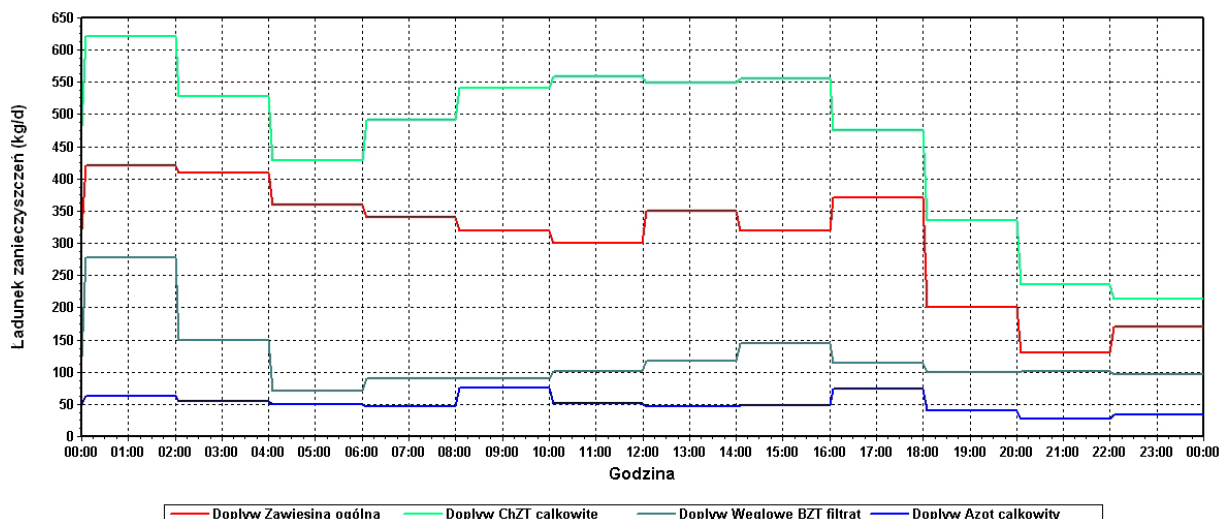
W tabeli 1 przedstawiono średniodobowe stężenia parametrów ścieków, które były porównywane z wynikami kalibracji modelu.

b) Pojemności poszczególnych urządzeń technologicznych.

Każde urządzenie umieszczone w modelu, zostało opisane poprzez parametry takie jak: głębokość, wysokość, szerokość lub pojemność. W modelu wprowadzono rzeczywistą ilość urządzeń, które pracują w istniejącej oczyszczalni. Zasadniczą różnicą pomiędzy modelem a obiektem rzeczywistym jest przepływ ścieków. W modelu przepływ ścieków jest grawitacyjny, natomiast w rzeczywistości ścieki są podnoszone przez pompownie na początku, oraz do komór biologicznych. W modelu wprowadzono rurociągi odbierające osady z osadników wstępnych, wtórnych



Rys. 4. Dobowy rozkład ilości dopływających ścieków do oczyszczalni – dane do kalibracji modelu  
 Fig. 4. Daily distribution of incoming sewage – data for model calibration



Rys. 5. Dobowy rozkład ładunku zanieczyszczeń ścieków dopływających – dane do kalibracji modelu  
 Fig. 5. Daily distribution of pollutants load in the incoming sewage – data for model calibration

Tabela 1. Średniodobowe parametry ścieków surowych i oczyszczonych użyte do kalibracji modelu [oprac. własne na podst. 7]

Table 1. The average daily parameters of raw and treated sewage used for model calibration

Wyszczególnienie	Jednostka	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone
Przepływ	m <sup>3</sup> /d	15 980	
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	215,83	2,23
ChZT <sub>(Cr)</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	590,67	34,43
ChZT <sub>(Cr)śącz</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	55,76	27,94
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup> N	47,72	2,81
azot azotanowy	mg/dm <sup>3</sup> N	0,26	11,32
azot ogólny	mg/dm <sup>3</sup> N	50,42	14,67
Zawiesiny ogólne	mg/dm <sup>3</sup>	307,5	5,62
Fosfor ogólny	mg/dm <sup>3</sup>	6,34	0,29



oraz rurociągi wprowadzające do układu odcieki po kolejnych procesach przeróbki osadów.

c) Skuteczność pracy piaskowników, osadników wstępnych i osadników wtórnych.

Proces sedymentacji części mineralnych, drobnych zawiesin oraz osadu czynnego w warunkach rzeczywistych przebiega z różną skutecznością, zależną od przepływu ścieków lub kondycji osadu czynnego. W modelu są przyjęte stałe wartości skuteczności usuwania substancji w poszczególnych urządzeniach, które można zmieniać w celu uzyskania zbieżności z wynikami uzyskiwanymi w rzeczywistości. Zmniejszenie skuteczności sedymentacji osadu czynnego w osadnikach wtórnych powoduje wzrost parametrów ścieków oczyszczonych, zwłaszcza zawiesiny ogólnej, BZT<sub>5</sub>, i fosforu.

d) Czasy zmiany dopływu ścieków do komór biologicznych.

W modelu odwzorowano zmiany kierunków dopływu ścieków do komór biologicznych, jakie są realizowane w rzeczywistości.

e) Czasy trwania fazy nityfikacji i denityfikacji.

W modelu czasy trwania fazy nityfikacji i denityfikacji wprowadzono dla cyklu 4-fazowego (rys. 3: fazy 1-2-6-7), przy następujących czasach ich trwania:

- Faza 1: DN ↑ | N : 30 min;
- Faza 2: DN → N →: 60 min;
- Faza 6: N | DN ↑: 30 min;
- Faza 7: ← N ← DN ↑: 60 min.

Cykl dla wszystkich faz wynosi 3 godziny.

f) Stężenie tlenu rozpuszczonego w komorach podczas nityfikacji.

W warunkach rzeczywistych stężenie tlenu jest utrzymywane na poziomie ok. 2 mg/dm<sup>3</sup>. Monitorowane stężenie tlenu za pomocą sond tlenu rozpuszczonego wskazuje na jego wahania, które można opisać za pomocą sinusoidy o amplitudzie 2 mg/dm<sup>3</sup> (± 0,2 mg/dm<sup>3</sup>). Zmienność ta wynika z bezwładności układu napowietrzającego.

W modelu natomiast stężenie tlenu jest utrzymywane na stałym poziomie (linia prosta) wynoszącym 2 mg/dm<sup>3</sup>, w związku z czym wyniki otrzymane w modelu mogą być korzystniejsze niż w rzeczywistości (większa prędkość nityfikacji).

g) Temperatura ścieków.

W rzeczywistości temperatura ulega zmianie w ciągu doby, natomiast w modelu wprowadzono

stałą temperaturę przez całą dobę. Temperatura ścieków w komorze osadu czynnego, w czasie poboru próbek wynosiła 14 °C. Wartość ta została wprowadzona do modelu i w tej temperaturze prowadzona symulacje komputerowe.

h) Wiek osadu w układzie technologicznym.

W warunkach rzeczywistych, osad nadmierny jest odprowadzany okresowo tj. jeden raz na dobę przez określony czas, natomiast w modelu, jest on odprowadzany ciągle.

W czasie poboru próbek, wiek osadu w układzie technologicznym wynosił 22 dni, w związku z czym do modelowania przyjęto rzeczywisty wiek osadu wynoszący 22 dni.

i) Ilość dozowanego koagulanta (sole żelaza dwuwartościowe) w celu usuwania fosforu.

Zanieczyszczeniem, które można usuwać ze ścieków na drodze chemicznej jest fosfor, dlatego w oczyszczalniach stosuje się strącanie tego pierwiastka poprzez dozowanie koagulanta, najczęściej soli żelaza dwuwartościowego. Wprowadzenie do modelu koagulanta miało na celu uzyskanie stężeń fosforu ogólnego na poziomie poniżej 1 mg/dm<sup>3</sup> w ściekach oczyszczonych.

Mając do dyspozycji dane dla rozkładu dobowego (stężenia zanieczyszczeń, przepływ ścieków) można przeprowadzić szczegółową analizę pracy komór biologicznych pracujących zwłaszcza w technologii sekwencyjno – przepływowej. Zmiany faz (procesu) wpływają na zakresy stężeń azotu amonowego, azotanowego w komorach osadu czynnego. Znajomość dobowego rozkładu zanieczyszczeń oraz pracy komór biologicznych pozwoliło na wskazanie istotnych parametrów, które omawiano w dalszej części artykułu.

## WYNIKI SYMULACJI DYNAMICZNEJ

Wyniki uzyskane podczas prowadzenia symulacji dynamicznej porównano ze średnimi parametrami ścieków oczyszczonych oznaczonymi dla próbek ścieków pobranych w oczyszczalni (tab. 1).

Przygotowane dane wejściowe zostały podane symulacji dynamicznej, w pierwszej serii symulacji uzyskano wyniki, których ocenę przedstawiono w poniższej tabeli (tab. 2).

Uzyskane wyniki symulacji dynamicznej w zakresie parametrów ścieków oczyszczonych z znacząco odbiegały od wyników analiz fizy-

**Tabela 2.** Porównanie wyników pierwszej symulacji dynamicznej z wynikami rzeczywistymi [oprac. własne, 19]  
**Table 2.** Comparison of results of the first dynamic simulation with actual results

Wyszczególnienie	Jednostka	Parametry ścieków oczyszczonych		Różnica procentowa %	Uwagi
		model komputerowy	parametry rzeczywiste		
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1,52	2,23	31,84	rozbieżność duża, parametr istotny, wymaga korekty
ChZT <sub>(Cr)</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	27,96	34,43	18,79	rozbieżność duża, parametr istotny, wymaga korekty
Azot amonowy	mg N/dm <sup>3</sup>	0,87	2,81	69,04	rozbieżność duża, parametr istotny, wymaga korekty
Azot azotanowy	mg N/dm <sup>3</sup>	11,46	11,32	-1,24	rozbieżność mała, parametr istotny, nie wymaga korekty
Azot ogólny	mg N/dm <sup>3</sup>	14,43	14,67	1,64	rozbieżność mała, parametr istotny, nie wymaga korekty
Zawiesiny ogólne	mg/dm <sup>3</sup>	2,35	5,62	58,19	rozbieżność duża, parametr istotny, wymaga korekty
Fosfor ogólny	mg P/dm <sup>3</sup>	0,23	0,29	20,69	rozbieżność duża, parametr mało istotny, wynik akceptowalny

kochemicznych wykonanych z próbek ścieków oczyszczonych. Różnice te były podstawą do poszukiwania zmian parametrów pracy urządzeń oraz parametrów kinetycznych i stechiometrycznych opisu przemian związków azotu jakie są wprowadzone do modelu sedymentacji zawiesin (zawiesina ogólna) oraz w biokinetycznym modelu osadu czynnego (związki organiczne, azot fosfor).

### KOREKTY ZMIAN PARAMETRÓW BIOKINETYCZNEGO MODELU OSADU CZYNNEGO

Uzyskane wyniki pierwszej symulacji dynamicznej doprowadziły do korekt w zakresie:

- udziału zawiesiny organicznej w zawiesinie ogólnej ścieków dopływających,
- maksymalnej właściwej szybkości wzrostu autotrofów ( $\mu_A$ ) [1/d],
- skuteczności sedymentacji w osadnikach wtórnych.

a) Udział zawiesiny organicznej w zawiesinie ogólnej ścieków dopływających.

Istotnym parametrem mającym wpływ na wynik modelowania okazała się zawiesina organiczna, która nie została oznaczona w czasie wykonywania badań laboratoryjnych. Na podstawie wyników badań wykonanych na potrzeby weryfikacji modelu, określono, że udział procentowy zawiesiny organicznej w zawiesinie ogólnej wynosi 53,7% i taką wartość przyjęto do modelu podczas jego kalibracji.

b) Maksymalna właściwa szybkość wzrostu autotrofów.

Maksymalna szybkość właściwa wzrostu autotrofów w modelu biokinetycznym ASAD użytym w programie BioWin określa maksymalną osiągalną szybkość ich wzrostu, gdy nie występuje ograniczenie substratem lub tlenem rozpuszczonym. Parametr ten jest bardzo wrażliwy i określa maksymalną wydajność nityfikacji [3]. W programie BioWin ma wartość domyślną wynoszącą 0,9 d<sup>-1</sup> [3], w czasie prowadzenia symulacji, obniżono wydajność nityfikacji zmieniając wartość parametru na 0,8 d<sup>-1</sup>. Efektem tej zmiany był wzrost azotu amonowego w ściekach oczyszczonych i zbliżenie do stężeń oznaczonych w ściekach rzeczywistych.

Wprowadzone zmiany opisane w punktach a) i b) miały na celu obniżenie wydajności procesu nityfikacji i uzyskanie podwyższonych stężeń azotu amonowego w ściekach oczyszczonych. Zmiany te nie miały znaczącego wpływu na pozostałe parametry ścieków oczyszczonych.

c) Skuteczność sedymentacji w osadnikach wtórnych.

Praca osadników wtórnych ma głównie wpływ na stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych [5]. Użyty w modelu element „osadnik idealny wtórny” domyślną wartość usunięcia zawiesiny ma określoną na poziomie 99,90% [3], w czasie prowadzenia symulacji dynamicznych wartość tą ustalono na poziomie 99,65%. Używane parametry w zakresie zawiesiny ogólnej były bardzo zbliżone z wartościami badań próbek rzeczywistych ścieków oczyszczonych.

Kalibrację modelu rozpoczęto od zmiany skuteczności sedymentacji w osadnikach wtórnych, gdzie wykonano symulacje dla 5 zmian skuteczności usuwania zawiesiny w zakresie od 99,9% do 99,5%. Następnie w modelu dokonano zmian w zakresie udziału zawiesiny organicznej w zawieszynie ogólnej, a w końcowym etapie do modelu wprowadzono zmiany w zakresie maksymalnej szybkości wzrostu autotrofów.

## WYNIKI WERYFIKACJI SKALIBROWANEGO MODELU

Wprowadzone zmiany w modelu skutkowały osiągnięciem poprawnych wartości uzyskanych podczas kolejnych symulacji, w stosunku do parametrów ścieków oczyszczonych, jakie zostały określone na podstawie analiz fizykochemicznych.

Poprzez weryfikację przyjętych stałych kinetycznych, stechiometrycznych, warunków pracy poszczególnych urządzeń (np. kierowanie przepływem ścieków, regulacja wiekiem osadu, skuteczność usuwania zanieczyszczeń, itd.) otrzy-

mano wyniki symulacji dynamicznych w zakresie parametrów ścieków oczyszczonych, które porównywano w wynikami rzeczywistych badań fizykochemicznych.

W badaniach zmiany skuteczności usuwania zawiesiny w osadnikach wtórnych uzyskano wyniki przedstawione w tabeli 3.

Uzyskane na skutek wprowadzonych zmian parametry ścieków oczyszczonych porównano do stężeń zanieczyszczeń w ściekach rzeczywistych. Tabela 4 prezentuje różnice uzyskane w poszczególnych seriach kalibracji w stosunku do wartości średniej dobowej ścieków oczyszczonych.

Analizując uzyskane wyniki, odrzucono serię III oraz serię V, ze względu na duże stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych (ponad 15 mg/dm<sup>3</sup>). W pozostałych seriach stężenie azotu ogólnego było poniżej 15 mgN/dm<sup>3</sup>. W wszystkich seriach pomiarowych notowano znaczne różnice w stosunku do wyników badań w zakresie stężenia azotu amonowego. Zmniejszając skuteczność pracy osadników wtórnych uzyskano wzrost stężeń analizowanych parametrów. Przy skuteczności pracy na poziomie 99,65% (IV

**Tabela 3.** Parametry ścieków oczyszczonych uzyskane w wyniku zmiany usunięcia zawiesiny w osadniku wtórnym [oprac. własne, 19]

**Table 3.** Parameters of treated sewage obtained as a result of changes in suspension removal in the secondary sedimentation tank

Parametr	Jednostka	Dane pomiarowe			I seria	II seria	III seria	IV seria	V seria
		min	max	średnia					
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1,80	2,70	2,23	1,40	2,05	2,27	2,51	3,16
ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	25,00	52,90	34,43	31,73	33,45	33,91	34,65	36,25
Zawiesiny ogólne	mg/dm <sup>3</sup>	4,00	9,20	5,62	2,01	4,12	4,88	5,63	7,76
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup>	1,94	3,64	2,81	0,82	1,99	1,69	2,07	2,35
Azot azotanowy	mg N/dm <sup>3</sup>	10,70	12,30	11,32	11,85	10,23	13,35	9,98	12,43
Azot ogólny	mg N/dm <sup>3</sup>	14,00	16,00	14,67	14,76	14,47	17,26	14,40	17,16
Fosfor ogólny	mg P/dm <sup>3</sup>	0,23	0,37	0,29	0,20	0,33	0,38	0,43	0,58

**Tabela 4.** Różnica parametrów uzyskanych w modelu w stosunku do wyników z pomiarów rzeczywistych [oprac. własne, 19]

**Table 4.** Difference in parameters obtained in the model in comparison to the results of actual survey

Parametr	Jednostka	Dane pomiarowe			I seria	II seria	III seria	IV seria	V seria
		min	max	średnia					
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1,80	2,70	2,23	37,22%	8,07%	-1,79%	-12,56%	-41,70%
ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	25,00	52,90	34,43	7,84%	2,85%	1,51%	-0,64%	-5,29%
Zawiesiny ogólne	mg/dm <sup>3</sup>	4,00	9,20	5,62	64,23%	26,69%	13,17%	-0,18%	-38,08%
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup>	1,94	3,64	2,81	70,82%	29,18%	39,86%	26,33%	16,37%
Azot azotanowy	mg N/dm <sup>3</sup>	10,70	12,30	11,32	-4,68%	9,63%	-17,93%	11,84%	-9,81%
Azot ogólny	mg N/dm <sup>3</sup>	14,00	16,00	14,67	-0,61%	1,36%	-17,66%	1,84%	-16,97%
Fosfor ogólny	mg P/dm <sup>3</sup>	0,23	0,37	0,29	31,03%	-13,79%	-31,03%	-48,28%	-100,00%



**Tabela 5.** Podsumowanie wyników symulacji w stosunku do wyników badań rzeczywistych dla ścieków oczyszczonych [oprac. własne, 19]**Table 5.** Summary of simulation results in comparison to the actual research results of treated sewage

Parametr	Jednostka	Wyniki badań rzeczywistych			Wyniki modelu	Różnica
		min	średnia	max		
BZT <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	1,8	2,23	2,7	2,51	-12,81%
Komentarz	Stężenie BZT <sub>5</sub> jest ściśle związane ze stężeniem zawiesiny ogólnej. Wyniki z modelu wskazują na pełne wykorzystywanie związków organicznych (łatwo rozkładalnych) w procesach biochemicznych biokinetycznego modelu osadu czynnego. Uzyskany wynik w modelu jest zbliżony do wartości badań rzeczywistych.					
ChZT	mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	25	34,43	52,9	34,65	-0,63%
Komentarz	Wynik otrzymany w wyniku prowadzenia symulacji dynamicznych nie odbiega znacząco od wartości średnich uzyskanych z poboru próbek.					
Zawiesiny ogólne	mg/dm <sup>3</sup>	4	5,62	9,2	5,63	-0,24%
Komentarz	Model dwuwykładniczy sedimentacji osadu, wyznacza idealne warunki sedimentacji osadu w idealnych osadnikach wtórnych, a w związku z tym ilość zawiesiny ogólnej w odpływie obliczana jest na poziomie minimalnym. Stopień usuwania zawiesiny został określony na poziomie 99,65%. Przyjęte założenia w modelu sedimentacji osadu w osadnikach wtórnych określają maksymalne stężenia zawiesiny w warstwie odpływowej. Uzyskany wynik nie jest parametrem wpływającym na analizowane procesy biologicznego usuwania azotu a ma bezpośredni związek ze stężeniem fosforu ogólnego w odpływie, tj. im większe stężenie zawiesiny, tym wyższe stężenie fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych.					
Azot ogólny	mg/dm <sup>3</sup> N	14	14,67	16	14,4	1,82%
Komentarz	Głównym celem prowadzenia symulacji dynamicznej było uzyskanie zbliżoności stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych z wynikami badań ścieków oczyszczonych (próba średniodobowa) z wynikami modelowania dynamicznego. Uzyskana zbliżoność na poziomie 1,82% wskazuje na poprawnie przyjęte założenia.					
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup> N	1,94	2,81	3,64	2,07	26,20%
Komentarz	Stężenie będące wynikiem symulacji wskazuje na szybsze utlenianie azotu amonowego w modelu biokinetycznym niż w warunkach rzeczywistych w temperaturze 14°C. Różnica może być pochodną wielu czynników, wśród których można wymienić stężenie tlenu rozpuszczonego (idealne w modelu – 2 mg/dm <sup>3</sup> przez cały czas procesu zmienne w warunkach rzeczywistych) zróżnicowanie dopływu ładunku azotu amonowego do komór biologicznych w warunkach rzeczywistych, powtarzalne w warunkach modelu. Prędkości nityfikacji obliczona na podstawie wskazań sond azotu amonowego zamontowanych w komorach osadu czynnego wynosiła ok. 3,7 mgN-NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> /h, i była zbliżona do prędkości w modelu (3,8 mgN-NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> /h). W warunkach rzeczywistych obserwowano różne zakresy zmienności stężenia azotu amonowego w komorach osadu czynnego (co ma związek ze zmiennością dobowego dopływu ładunku do komór), natomiast w modelu dopływ ładunku był wyrównywany poprzez pracę idealnych osadników wstępnych.					
Azot azotanowy	mg/dm <sup>3</sup> N	10,7	11,32	12,3	9,98	11,81%
Komentarz	Uzyskano dużą zbliżoność wyników stężenia azotu azotanowego w modelu w stosunku do wyników badań rzeczywistych. Można uznać, że otrzymany wynik jest zbliżony do oczekiwań stawianych modelowi biokinetycznemu. Wyznaczona prędkość denitryfikacji w warunkach rzeczywistych, na podstawie pomiarów on-line sond azotu azotanowego wynosiła średnio ok. 4 mg N-NO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> /h i była zbliżona do wartości w modelu (3,9 mgN-NO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup> /h). W warunkach rzeczywistych stężenie azotu azotanowego uzależnione jest od dopływu azotu amonowego (do nityfikacji) oraz związków organicznych (do denitryfikacji). Dobowy rozkład ładunku zanieczyszczeń w założeniach modelu jest wyrównywany poprzez pracę idealnych osadników wstępnych w stosunku do obserwowanego rozkładu jaki notowany jest w warunkach rzeczywistych.					
Fosfor ogólny	mg/dm <sup>3</sup>	0,23	0,29	0,37	0,43	-49,13%
Komentarz	Założona w modelu dawka koagulantu powodowała usuwanie fosforu ogólnego tylko w ok. 50% w stosunku do wyników badań uzyskanych w rzeczywistości. Przyczyną podwyższonego stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych jest wzrost stężenia zawiesiny ogólnej w stosunku do wyników modelowania jakie były uzyskiwane podczas pracy osadnika wtórnego ze skutecznością usuwania zawiesiny na poziomie 99,9%, a przedstawionym wynikiem uzyskanym przy skuteczności 99,65%. Otrzymany wynik nie ma wpływu na dalsze badania, które mają na celu zwiększenie skuteczności usuwania związków azotu ze ścieków oczyszczonych.					

seria) uzyskano wyniki pozwalające na stwierdzenie, że przyjęte parametry pozwalają uzyskać w modelowaniu parametry ścieków zbliżone do parametrów ścieków oczyszczonych w obiekcie rzeczywistym.

## DYSKUSJA WYNIKÓW

W tabeli 5 zestawiono wyniki badań ścieków oczyszczonych z wynikami uzyskanymi podczas kalibracji modelu.

Największą zbieżność wyników modelu z parametrami rzeczywistymi uzyskano dla azotu ogólnego.

Stężenie azotu azotanowego w modelu było niższe niż wyniki parametrów rzeczywistych, ale wykazuje dużą zbieżność w ciągu doby.

Najgorszą korelację uzyskano pomiędzy wynikami modelowania dla azotu amonowego a parametrami rzeczywistymi. W modelu stężenie azotu amonowego wynosiło od 1,88 do 2,51 mg/dm<sup>3</sup>, natomiast w rzeczywistości od 1,94 do 3,64 mg/dm<sup>3</sup>.

## PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Elementem wpływającym na uzyskiwane wyniki zwłaszcza podczas prowadzenia modelowania i symulacji pracy rzeczywistego układu technologicznego jest wprowadzenie do modelu dobowego rozkładu stężeń zanieczyszczeń oraz dopływ ścieków.

Zmienność dobową parametrów ścieków dopływających połączona z przepływem, wpływa na wyniki obliczeń biokinetycznego modelu obliczeniowego (ASDM) zastosowanego podczas symulacji komputerowych. Uwidacznia się to zwłaszcza podczas prowadzenia kalibracji modelu i dostosowywaniu zmiennych w celu uzyskania zbieżności wyników modelowania z wynikami badań rzeczywistych.

Przeprowadzona weryfikacja modelu wskazała, że:

1. Przyjęte na etapie kalibracji zmiany w biokinetycznym modelu osadu czynnego, tj.:
  - maksymalna szybkości wzrostu autotrofów na poziomie 0,9 d<sup>-1</sup>,
  - udział zawiesiny organicznej w zawiesinie ogólnej na poziomie 53,7%,
  - skuteczność pracy osadników wtórnych na poziomie 99,65%,pozwoliły na uzyskanie dobrej zbieżności podczas kalibracji i weryfikacji modelu.
2. W zakresie parametrów istotnych podczas realizacji badań, tj.: azotu amonowego i azotu ogólnego uzyskano zadowalającą zbieżność podczas kalibracji i weryfikacji modelu. Podczas weryfikacji modelu uzyskano wyższy stopień redukcji azotu azotanowego niż na etapie kalibracji. Uzyskany wynik świadczy o poprawnym przyjęciu w modelu biokinetycznym maksymalnej szybkości właściwej wzrostu heterotrofów ( $\mu_{\max,H}$ ), wynoszącej 3,2 d<sup>-1</sup>.

3. Wprowadzona zmiana współczynnika „maksymalna szybkość wzrostu autotrofów”, pozwoliła na uzyskanie dużej zbieżności modelu w zakresie stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych w stosunku do wartości oznaczonej w badaniach.

Wprowadzone zmiany w biokinetycznym modelu osadu czynnego ASDM pozwoliły na uzyskanie zbieżnych wyników modelu z wynikami oznaczeń fizykochemicznych w zakresie ścieków oczyszczonych.

Opracowany model oraz wyznaczone zmienne mogą być wykorzystane przez zespoły zajmujące się optymalizacją pracy oczyszczalni ścieków przy wykorzystaniu programów komputerowych zawierających w swojej strukturze biokinetyczne modele osadu czynnego.

## LITERATURA

1. Berg J., Tymoczko J., Stryer L., 2005. Biochemia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
2. Bever J., Stein A., Reichmann H., 1997. Zaawansowane metody oczyszczania ścieków. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz.
3. EnviroSim 2006. Podręcznik Użytkownika Bio-Win 2.1. Lemtech, Kraków.
4. EPA 2010. Nutrient Control Design Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Ohio.
5. Imhoff K. 1982. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Arkady, Warszawa.
6. IWA 2003. Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modelling. Water Environment Federation.
7. Projekt celowy „Zwiększenie redukcji biogenów przez optymalizację procesu biologicznego oczyszczania ścieków w oczyszczalni ścieków Rybnik – Orzepowice” 04.2009 – 11.2011; Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego PWiK Rybnik Sp. z o.o. Główny Instytut Górnictwa Zakład Ochrony Wód.
8. Bundgaard E., Andersen K., Petersen G. 1989. Bio-Denitro and Bio-Denipho Systems - Experiences and Advanced Model Development: The Danish Systems for Biological N and P Removal. Water Science and Technology, 21, 1721.
9. Gujer W., Henze M., Mino T. and van Loosdrecht M.C.M. 2000. Activated Sludge Model No.3. In Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. edited by M. Henze, et al., IWA Publishing, London, UK.
10. Henze M., Grady C.P.L Jr, Gujer W. Marais G.v.R., Matsuo T. 1987. Activated Sludge Model No. 1.

- London: IWAQ Scientific and Technical Report No. 1.
11. Henze M., Grady C.P.L., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. 2000. Activated Sludge Model No.1. In *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. edited by M. Henze, et al., IWA Publishing, London, UK.
  12. Henze M., Gujer W., Mino T., Matsumo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R., van Loosdrecht M.C.M. 1999. Activated Sludge Model No. 2d. *Water Science and Technology*, 165–182.
  13. Langergraber G., Rieger L., Winkler S., Alex J., Wiese J., Owerdieck C., Ahnert M., Simon J., MAURER M., 2004. A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* 50 (7), 131–138.
  14. Nopens I., Batstone D. J., Copp J.B., Jeppsson U., Volcke E., Alex J., Vanrolleghem P.A., 2009. An ASM/ADM model interface for dynamic plant wide simulation. *Water Res.*, 43, 1913–1923.
  15. Zdebik D., Korczak K., Głodniok M. 2010. Modelowanie usuwania biogenów w procesie biologicznego oczyszczania ścieków w technologii sekwencyjno-przepływowej. *Prace naukowe GIG, Katowice*.
  16. Zdebik D. 2011. Modeling of biogene removal in the process of biological wastewater treatment in the sequential – flow technology, *Architecture Civil Engineering Environment*, 4 (1), 121–133.
  17. Zdebik D., Korczak K., Głodniok M., Bondaruk J. 2011. Możliwości usprawnienia pracy komór napowietrzania osadu czynnego z wykorzystaniem testów respirometrycznych. [W monografii:] B. Więzik (red.) „V Międzynarodowa konferencja naukowo-techniczna Przedsiębiorstwa Wodociągowo-Kanalizacyjne w warunkach zagrożeń naturalnych i cywilizacyjnych”, Bielsko-Biała, 201–210.
  18. Zdebik D. 2011. Kontrola napowietrzania komór biologicznych pracujących w technologii sekwencyjno – przepływowej, *Prace Naukowe GIG Górnictwo i Środowisko, Katowice*, nr 1, 89–98.
  19. Zdebik D. 2012. System sterowania procesem usuwania biogenów w oczyszczalni ścieków pracującej w technologii sekwencyjno – przepływowej. Rozprawa doktorska. Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
  20. Zhao H.W., Freed A.J., DiMassimo R.W., Hong S-N., Bundgaard E., and Thomsen H.A. 2004. Demonstration of phase length control of BIODENIPHOS® process using on-line ammonia and nitrate analyzers at three full-scale wastewater treatment plants. *WEFTEC*.
  21. Zdebik D. i in. 2007. Koncepcja technologiczna miejskiej oczyszczalni ścieków w Rybniku – Orzepowicach, Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
  22. Zdebik D. i in. 2007. Operat wodnoprawny oraz uzyskanie pozwolenia wodnoprawnego dla miejskiej oczyszczalni ścieków w Rybniku – Orzepowicach przy wartości RLM < 99 999. Główny Instytut Górnictwa, Katowice.
  23. Wytyczne ATV-DVWK-A 131P. 2000. Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa.