

**ZOFIA SADECKA, EWELINA PŁUCIENNIK-KOROPCZUK,*
ALEKSANDRA SIECIECHOWICZ****

MODELE BIOKINETYCZNE ASM

Streszczenie

W pracy przedstawiono ogólną charakterystykę modeli biokinetycznych typu ASM. W modelach uwzględnia się frakcje zanieczyszczeń biodegradowalnych i niebiodegradowalnych oraz rozpuszczonych i zawartych w zawieszynie. Podano charakterystykę frakcji ChZT oraz zakładane w modelach stężenia poszczególnych frakcji i ich procentowe udziały w ChZT całkowitym.

Słowa kluczowe: modele ASM, frakcje ChZT

WPROWADZENIE

Zgodnie z najnowszymi światowymi trendami modelowanie matematyczne staje się nieodłącznym elementem projektowania i eksploatacji systemów oczyszczania ścieków, zwłaszcza systemów z osadem czynnym [Szetela i Dymaczewski 2002].

W projektowaniu, modelowaniu, a przede wszystkim w dobrym rozpoznaniu procesów jednostkowych zachodzących w biologicznym oczyszczaniu ścieków metodą osadu czynnego, kluczowe znaczenie ma właściwe scharakteryzowanie składu substratów uwzględniające formy występowania, podatność oraz szybkości rozkładu związków w procesach biologicznych.

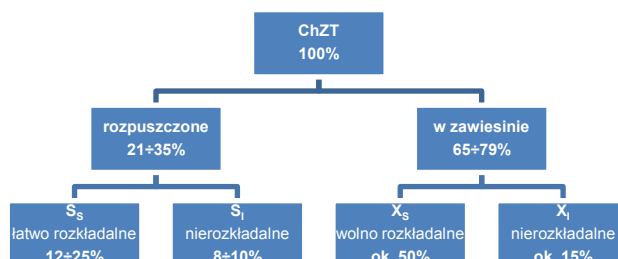
Podstawowy podział całkowitego ChZT [Melcer i in. 2003, Sadecka 2010] w ściekach surowych na frakcje stosowany w projektowaniu i modelowaniu systemów oczyszczania ścieków przedstawiono na rys. 1. Podział ten uwzględnia frakcje biodegradowalne i niebiodegradowalne, rozpuszczone i w zawieszynie.

Procentowy udział frakcji zawieszinowej, w całkowitym ChZT surowych ścieków bytowo-gospodarczych wynosi 65÷79%, a rozpuszczonej 21÷35%

* Wydział Inżynierii Łądowej i Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski, ul. Szafrana 15, 65-516 Zielona Góra

** studentka studiów doktoranckich, Instytut Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski

(rys. 1). Przyjmuje się również, że procentowy udział zawiesin w ściekach bytowo-gospodarczych wynosi około 57% ChZT, a koloidów i substancji rozpuszczonych łącznie około 43% [Sadecka 2010].



Rys.1 Frakcje ChZT
Fig. 1 COD fractions

STĘŻENIA FRAKCJI CHZT W MODELACH BIOKINETYCZNYCH ASM

Warunkiem praktycznego wykorzystania modeli jest poprawne przewidywanie rzeczywistości, dlatego zbudowanie dobrego modelu biokinetycznego polega na:

- zdefiniowaniu procesów jednostkowych i opisanu ich za pomocą równań,
- określeniu rodzaju substratów podlegających przemianom,
- opisanu innych składników mogących mieć wpływ na proces oczyszczania,
- zastosowanie jednolitego zapisu dla wszystkich elementów modelu [Klimiuk i Łebkowska 2008, Henze i in. 2007, Sadecka 2010].

W 1982 roku powołano zespół roboczy IAWPRC (*International Association on Water Pollution Research and Control*), obecnie *International Water Association* (IWA), w celu opracowania uniwersalnego modelu matematycznego służącego do projektowania procesu osadu czynnego z usuwaniem związków azotu i fosforu [Vanrolleghem i in., 1999, Kalinowska, Oleszkiewicz 2001, Henze i in.2007].

Wstępna wersja modelu nazwanego ASM1 (*Activated Sludge Model No.1*) została opublikowana w 1987 r. [Vanrolleghem i in. 1999, Kalinowska i Oleszkiewicz 2001].

Modyfikacje ASM1 doprowadziły do powstania kolejnych wersji modelu: ASM2, ASM2d i ASM3. Tym samym model ASM1 opisujący usuwanie tylko związków organicznych i związków azotu został rozbudowany do wersji obejmujących zaawansowane procesy usuwania fosforu.

Model ASM1 umożliwia symulację procesów usuwania ze ścieków związków organicznych oraz związków azotu z uwzględnieniem procesów jednostkowych, które zachodzą zarówno w ściekach jak i w osadzie czynnym [Vanrolleghem i in. 1999, Klimiuk i in. 1995]. Model opisuje osiem procesów jednostkowych, które podzielono na 3 grupy:

- procesy hydrolizy uwzględniające:
 - hydrolizę związków organicznych w warunkach tlenowych,
 - hydrolizę związków organicznych w warunkach beztlenowych,
 - hydrolizę azotu organicznego,
- procesy rozkładu substancji organicznych zachodzące przy udziale bakterii heterotroficznych (X_H):
 - wzrost biomasy heterotroficznej w warunkach tlenowych,
 - wzrost biomasy heterotroficznej w warunkach anoksycznych,
 - rozkład biomasy heterotroficznej,
- procesy z udziałem bakterii autotroficznych (nityfikantów) (X_A):
 - wzrost biomasy autotroficznej w warunkach tlenowych,
 - rozkład biomasy autotroficznej.

Elementy składowe ChZT całkowitego wg modelu ASM1 przedstawia równanie:

$$ChZT_{cal.} = S_S + S_I + X_S + X_I + X_H + X_A + X_P, \quad gO_2/m^3$$

gdzie:

S_I – rozpuszczone substraty organiczne niebiodegradowalne, gO_2/dm^3

S_S – rozpuszczone substraty organiczne łatwo biodegradowalne, gO_2/dm^3

X_I – niebiodegradowalne substraty organiczne w zawieszynie, gO_2/dm^3

X_S – substraty organiczne w zawieszynie wolno biodegradowalne, gO_2/dm^3

X_H – frakcje biomasy heterotroficznej, gO_2/dm^3

X_A – frakcje biomasy autotroficznej, gO_2/dm^3

X_P – produkty rozkładu biomasy, gO_2/dm^3 .

Nowością w modelu ASM2 jest wyodrębnienie z grupy mikroorganizmów osadu czynnego organizmów zdolnych do akumulacji fosforanów które nazwano PAOs. Pod nazwą tą należy rozumieć różne mikroorganizmy zdolne do akumulacji fosforu przez magazynowanie polifosforanów [Klimiuk i Łebkowska 2008, Vanrolleghem i in. 1999, Gujer i in. 1995, Henze i in. 2007].

Podział substancji organicznych w modelu ASM2 jest o wiele bardziej złożony niż w wersji ASM1. Model ASM2 uwzględnia 19 składników służących do charakterystyki ścieków oraz osadu czynnego. Dziesięć z nich dotyczy składowych nierozpuszczonych, a dziewięć rozpuszczonych [Henze i in. 2007]. Elementy składowe ChZT całkowitego wg modelu ASM2 przedstawia równanie [Gujer i in. 1995, Henze i in. 2007]:

$$ChZT_{cal.} = S_A + S_F + S_I + X_S + X_I + X_H + X_{PAO} + X_{PHA} + X_A, \quad gO_2/m^3$$

gdzie:

S_A – produkty fermentacji, lotne kwasy tłuszczowe (octany) ($2 \div 10$ %ChZT_{cał}),

S_F – substraty łatwo biodegradowalne ulegające fermentacji ($10 \div 20$ %ChZT_{cał}),

S_I – rozpuszczone substraty organiczne biologicznie nierozkładalne ($5 \div 10$ %ChZT_{cał}),

X_I – niebiodegradowalne substraty organiczne w zawiesinie ($10 \div 15$ %ChZT_{cał}),

X_S – substraty wolno biodegradowalne w zawiesinie ($30 \div 60$ %ChZT_{cał}),

X_H – frakcja biomasy heterotroficznej ($5 \div 15$ %ChZT_{cał}),

X_{PAO} – organizmy kumulujące fosfor PAO ($0 \div 1$ %ChZT_{cał}),

X_{PHA} – zmagazynowane polihydroksymaśłany ($0 \div 1$ %ChZT_{cał}),

X_A – frakcja biomasy autotroficznej ($0 \div 1$ %ChZT_{cał}).

Podział substancji organicznych na frakcje wg. modeli ASM1 i ASM2 przedstawiono na rys. 2 [Gujer i in. 1995, Henze i in. 2007].

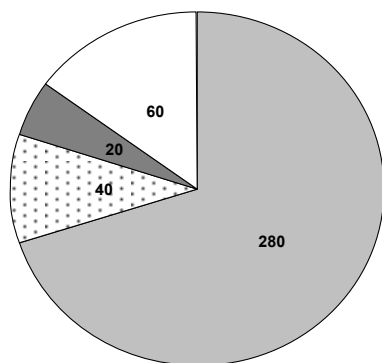
Założone do modelowania procentowe udziały poszczególnych frakcji w ChZT całkowitym wynoszą, więc w modelu ASM1:

$X_S = 70\%$, $S_S = 15\%$, $X_I = 10\%$, $S_I = 5\%$,

natomiast w modelu ASM2 :

$X_S = 35-75\%$, $S_S = 12-30\%$, $X_I = 10-15\%$, $S_I = 5-10\%$.

ASM1



ChZT = 400 mgO₂/dm³

280 mgO₂/dm³ – substancje nierozpuszczone wolno ulegające biodegradacji (X_S)

60 mgO₂/dm³ – substancje rozpuszczone łatwo ulegające biodegradacji (S_S)

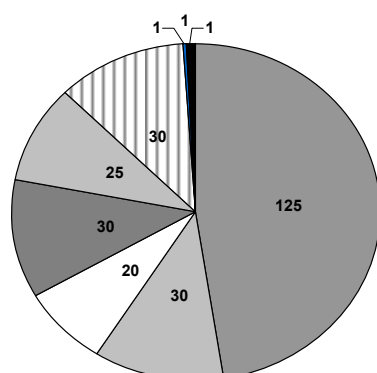
40 mgO₂/dm³ – substancje nierozpuszczone odporne na biodegradację (X_I)

20 mgO₂/dm³ – substancje rozpuszczone nie ulegające biodegradacji (S_I)

Rys. 2a. Stężenia frakcji ChZT w modelu biokinetycznym ASM1

Fig. 2a. COD fractions concentrations in biokinetic model ASM1

ASM2



ChZT = 263 mgO₂/dm³

- 125 mgO₂/dm³ – substancje nierozpuszczone wolno ulegające biodegradacji (X_S)
- 30 mgO₂/dm³ – substancje rozpuszczone łatwo ulegające biodegradacji (S_S)
- 25 mgO₂/dm³ – substancje nierozpuszczone odporne na biodegradację (X_I)
- 30 mgO₂/dm³ – substancje rozpuszczone nie ulegające biodegradacji (S_I)
- 20 mgO₂/dm³ – lotne kwasy (S_A)
- 30 mgO₂/dm³ – bakterie heterotroficzne (X_H)
- 1 mgO₂/dm³ – bakterie autotroficzne (X_A)
- 1 mgO₂/dm³ – bakterie akumulujące polifosforany (X_{PAO})
- 1 mgO₂/dm³ – frakcja PHB w biomase (X_{PHB})

Rys. 2b. Stężenia frakcji ChZT w modelu biokinetycznym ASM2
Fig. 2b. COD fractions concentrations in biokinetic model ASM2

FRAKCJE CHZT UWZGLĘDNIAJĄCE KRYTERIUM ROZPUSZCZALNOŚCI SUBSTRATÓW

Substancje organiczne dopływające ze ściekami mogą występować w postaci rozpuszczonej lub w zawiesinie [Henze i in. 2002, 2007]. Do substancji organicznych rozpuszczonych zalicza się zanieczyszczenie organiczne w ściekach surowych oraz metabolity przemian substratów w procesach biochemicznych. Natomiast do substancji organicznych nierozpuszczalnych należą zawiesiny zawarte w ściekach surowych oraz w ściekach oczyszczonych, dające się wyodrębnić w procesie sedymentacji [Kalinowska i Oleszkiewicz 2001]. Zgodnie z nomenklaturą IAWQ (*International Association on Water Quality*) składniki występujące w formie rozpuszczonej oznacza się symbolem S, a w formie nierozpuszczonej symbolem X [Henze i in. 2002, 2007]. Zatem w zależności od formy występowania związków, całkowite ChZT będzie sumą:

$$ChZT_{cal} = S_{ChZT} + X_{ChZT}, \quad gO_2/m^3$$

gdzie:

S_{ChZT} – suma rozpuszczonych substancji organicznych, mgO₂/dm³

X_{ChZT} – suma substancji organicznych zawartych w zawiesinie, mgO₂/dm³.

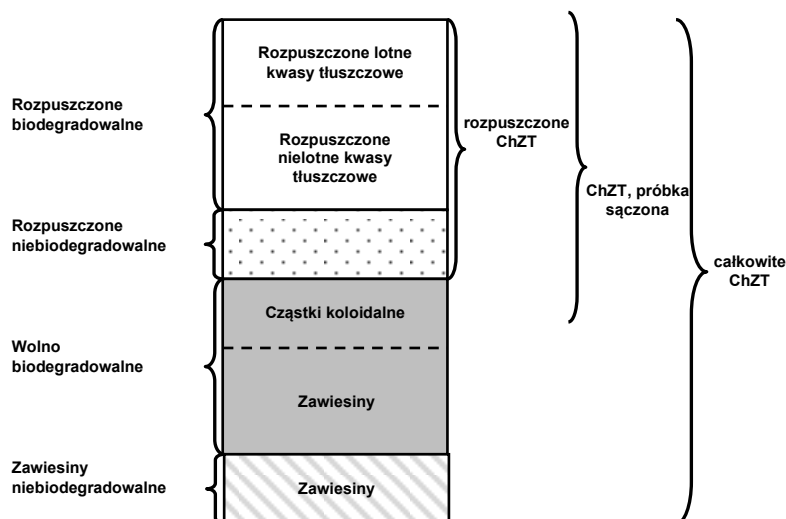
Podstawą klasyfikacji związków ze względu na rozpuszczalność jest średnica cząstek [Bever i in.1997]. Nie ma jednak jednoznacznej definicji jakie cząst-

ki należą do zawiesin, a jakie do substancji rozpuszczonych. Brak tego podziału jest powodem, że w różnych krajach rozdziału frakcji dokonuje się metodą filtracji przez sączki o różnych wielkościach porów: 1,6; 1,2; 1,0; 0,45 i 0,10 μm [Henze i in. 2002]. Klimiuk [2008] i in. definiują zawiesiny jako cząstki o średnicy $>1\mu\text{m}$, substancje koloidalne $1-10^{-3}\mu\text{m}$ ($1\text{nm}-1\mu\text{m}$), natomiast substancje rozpuszczone $<10^{-3}\mu\text{m}$ ($<1\text{nm}$). Inni autorzy rozszerzyli powyższą klasyfikację wyodrębniając substancje suprakoloidalne jako cząstki o średnicy 10^3-10^5nm ($1-100\mu\text{m}$), a zawiesiny jako cząstki o średnicy $>10^5\text{nm}$ ($>100\mu\text{m}$).

W celu wyznaczenia stężeń frakcji ChZT ścieków, analizy laboratoryjne wykonuje się zarówno w próbkach ścieków sączonych oraz niesączonych, zatem zdefiniowanie terminu „rozpuszczone” ma duże znaczenie.

W najpopularniejszych modelach matematycznych procesu osadu czynnego, w celu rozdzielenia substancji rozpuszczonych i zawiesin zalecana jest filtracja przez sączek o wielkości porów $0,45\mu\text{m}$ [Henze i in. 2007].

Składowe ChZT w ściekach surowych niesączonych oraz w ściekach sączonych przez sączek $0,45\mu\text{m}$ przedstawiono na rys. 3 [Henze i in. 2007].



Rys.3. Składowe ChZT w ściekach sączonych i niesączonych
 Fig. 3. The COD components in filtered and not-filtered wastewater

FRAKCJE ChZT Z UWZGLĘDNIENIEM PODATNOŚCI ZWIĄZKÓW NA BIODEGRADACJĘ

Ze względu na podatność na rozkład biochemiczny, wyróżnia się związki łatwo rozkładalne, trudno rozkładalne i nierozkładalne [Klimiuk i Łebkowska 2008]. Związki łatwo rozkładalne

bardzo często dopływają do oczyszczalni ścieków już w postaci zhydrolizowanej. Związki trudno rozkładalne są bioakumulowane przez mikroorganizmy w systemach nisko obciążonych lub w systemach z utwierdzoną biomasą [Szetała i Dymaczewski 2002]. Związków nie podlegających rozkładowi biologicznemu jest około 19% w składzie ścieków i można je usuwać np. w procesach sorpcji, utlenienia lub strącania.

Biorąc pod uwagę podatność substancji organicznych na biodegradację, całkowite ChZT ścieków można podzielić na frakcje podatne lub niepodatne na rozkład biologiczny [Klimiuk i Łebkowska 2008, Henze i in. 2002, Henze i in. 2007].

Podział ChZT biodegradowalnego na frakcje łatwo rozkładalne (S_S) i wolno rozkładalne (X_S) ma duży wpływ na zachowanie dynamiki procesu np. na zapotrzebowanie tlenu, a także ma kluczowe znaczenie w projektowaniu systemów z biologicznym usuwaniem azotu i fosforu [Melcer i in. 2003]. Po uwzględnieniu kryterium rozpuszczalności oraz podatności substancji organicznych na biodegradację, całkowite ChZT ścieków surowych można wyznaczyć jako sumę frakcji, zgodnie z równaniem [Melcer i in. 2003, ATV-DVWK-A 131 P 2002]:

$$ChZT_{cat.} = S_S + S_I + X_S + X_I, \quad gO_2/m^3$$

gdzie:

S_S – stężenie rozpuszczonych substancji organicznych, biologicznie łatwo rozkładalnych, mgO_2/dm^3

S_I – stężenie rozpuszczonych substancji organicznych, biologicznie nierozkładalnych, mgO_2/dm^3

X_S – stężenie substancji organicznych w zawiesinie, biologicznie wolno rozkładalnych, mgO_2/dm^3

X_I – stężenie substancji organicznych w zawiesinie, biologicznie trudno rozkładalnych, mgO_2/dm^3 .

W ściekach bytowo-gospodarczych zawiesiny stanowią ok. 57% ChZT całkowitego, koloidy i związki rozpuszczone po ok. 21,5%. Charakterystykę udziału związków organicznych w zależności od stanu skupienia i podatności na rozkład biologiczny przedstawiono zgodnie z różnymi modelami na rys. 4.

Udział związków organicznych podatnych na szybki rozkład biochemiczny w stosunku do wszystkich związków organicznych zawartych w ściekach wynosi 19,5%, podczas gdy udział związków organicznych nie ulegających przemianom wynosi ok. 18%. Żywe komórki bakterii stanowią ok. 20% zawartości

substratów organicznych z czego 2% to autotrofy, 70% to heterotrofy mające zdolność prowadzenia procesu denitryfikacji, natomiast 28% to heterotrofy nie wykazujące takiej zdolności [Sadecka 2010].

ChZT	a)	b)	c)	d)
	Związki organiczne		Zawiesiny 57%	Zawiesiny 57%
biomasa, 20%				
Związki rozpuszczone i koloidalne 43%			Koloidy 21,5%	ulegające powolnemu rozkładowi, 23%
				Związki rozpuszczone 21,5%
			szybko ulegające rozkładowi, 19,5%	
				obojętne, 2%
				podlegające bezpośrednio przemianie, 19,5%

Rys. 4. Procentowy udział składników organicznych w ChZT całkowitym surowych ścieków bytowo-gospodarczych [Sadecka 2010] a) model klasyczny, b) model postklasyczny, c) model uwzględniający stan skupienia związków organicznych, d) model uwzględniający podatność związków organicznych na biologiczny rozkład

Fig. 4. Percentage contribution of organic components in total COD of domestic sewage a) classical model, b) postclassical model, c) model considering the state of aggregation of organic compounds, d) model considering bio-degradability of organic compounds

FRAKCJA ROZPUSZCZONA BIOLOGICZNIE ŁATWO ROZKŁADALNA (S_s)

Wysokosprawne procesy oczyszczania ścieków z biologicznym usuwaniem związków fosforu i azotu wymagają dostarczenia mikroorganizmom osadu czynnego łatwo przyswajalnych związków węgla organicznego czyli substratów łatwo rozkładalnych [Vanrolleghem i in. 1999]. Frakcję S_s stanowią łatwobiodegradowalne substancje organiczne tj. lotne kwasy organiczne, alkohole, aminokwasy, cukry proste, które mogą być natychmiast zaabsorbowane przez organizmy heterotroficzne i zużywane w reakcjach syntezy i pozyskiwania energii w procesach katabolizmu [Klimiuk i Łebkowska 2008, Vanrolleghem i in. 1999, Gujer i in. 1995, Klimiuk i in. 1995]. Źródłem substancji określanych jako frakcja S_s w ściekach są [Klimiuk i Łebkowska 2008, Sadecka 2010]:

- produkty fermentacji psychrofilowej zachodzącej już w sieci kanalizacyjnej,
- produkty metabolizmu bakterii fakultatywnych w strefie beztlenowej reaktora,

- zewnętrznie generowane kwasy tłuszczowe w wydzielonych komorach fermentacji kwaśnej, osadnikach wstępnych bądź zagęszczaczach osadu,
- produkty procesu hydrolizy zawiesin wolno biodegradowalnych,
- ścieki przemysłowe np. z przetwórstwa owocowo-warzywnego,
- odcieki ze składowisk odpadów.

Podział ChZT ścieków na frakcję łatwo i wolno biodegradowalną ma kluczowe znaczenie w projektowaniu systemów z biologicznym usuwaniem azotu i fosforu, a pomiaru frakcji S_s dokonuje się w celu:

- określenia zawartości łatwo przyswajalnych źródeł węgla organicznego w ściekach (w szczególności w procesie denitryfikacji i biologicznej defosfatacji),
- określenia udziału poszczególnych frakcji organicznych zawartych w ściekach dla potrzeb matematycznego modelowania procesów oczyszczania,
- wyznaczania parametrów kinetycznych procesów oczyszczania ścieków np. specyficznej szybkość wzrostu organizmów heterotroficznych [Klimiuk i Łebkowska 2008, Melcer i in. 2003, Klimiuk i in. 1995].

W projektowaniu systemów z biologicznym usuwaniem fosforu frakcję S_s dzieli się na dwie składowe S_A i S_F . Frakcja S_A to łatwo biodegradowalne ChZT w formie krótko łańcuchowych lotnych kwasów organicznych, natomiast S_F to łatwo biodegradowalne substraty organiczne ulegające fermentacji [Melcer i in. 2003, Henze i in. 2007]. We wszystkich obliczeniach stechiometrycznych zakłada się, że frakcja S_A jest równa zawartości produktów procesu fermentacji, za które uważa się przede wszystkim octany.

Znajomość frakcji S_s pozwala zatem na dokładniejsze, w porównaniu z ilorazem ChZT/BZT, oszacowanie podatności ścieków na biologiczne oczyszczenie łącznie z usuwaniem związków biogenych [Kalinowska i Oleszkiewicz 2001].

FRAKCJA ZAWIESIN BIOLOGICZNIE WOLNO ROZKŁADALNA (X_S)

Frakcję X_S stanowią substraty zbudowane z dużych cząsteczek (koloidy, zawiesiny), które nie mogą być bezpośrednio wykorzystane przez mikroorganizmy, ponieważ nie mogą przenikać przez ich błony komórkowe [Vanrolleghem i in. 1999, Gujer i in. 1995]. Aby związki mogły dyfundować przez błonę biologiczną mikroorganizmów muszą być rozłożone do związków prostych w procesie hydrolizy katalizowanej przez enzymy zewnątrzkomórkowe [Klimiuk i Łebkowska 2008, Bever i in. 1997].

Zakłada się, że produktami hydrolizy frakcji X_S są substancje rozpuszczone bardzo łatwo biodegradowalne S_S (wg ASM2- S_F) i inertne S_I [Henze i in. 2007, Szetela, Dymaczewski 2002].

Ponieważ szybkość hydrolizy jest mniejsza niż szybkość utleniania frakcji S_s , reakcja respirometryczna X_S jest wolniejsza [Szetela i Dymaczewski 2002].

Frakcja związana w zawiesinie biologicznie rozkładalnej ma duży wpływ na dynamikę procesu osadu czynnego m.in. na zapotrzebowanie tlenu. Pozostałe, nie rozłożone cząstki zawiesin sorbują się na kłaczkach osadu lub w błonie biologicznej złóż biologicznych i mogą być usunięte wraz z osadem nadmiernym [Klimiuk, Łebkowska 2008, Henze i in. 2002]. Ważnym składnikiem ChZT w zawiesinie jest biomasa organizmów heterotroficznych (frakcja X_H). Wyznaczanie stężenia frakcji X_H , nie wpływa znacząco na proces modelowania, gdyż jest ona uwzględniana we frakcji X_S . W przypadku modelowania wysoko-sprawnych systemów oczyszczania ścieków określenie udziału biomasy może być bardzo ważne [Melcer i in. 2003].

Stężenia frakcji X_S nie można określić na podstawie metod bezpośrednich, takich jak filtracja, ponieważ niemożliwe jest w tym procesie oddzielenie frakcji biodegradowalnej (X_S) od niebiodegradowalnej (X_I).

Najczęściej stężenie frakcji X_S oblicza się jako różnicę między całkowitym ChZT i frakcjami zgodnie ze wzorem:

$$X_S = ChZT_{calc.} - S_S - S_I - X_I, \quad mgO_2/dm^3.$$

FRAKCJA ROZPUSZCZONA BIOLOGICZNIE NIEROZKŁADALNA (S_I)

Za substancje organiczne rozpuszczone trudno rozkładalne uważa się takie, które nie ulegają żadnym zmianom lub ich rozkład biologiczny przebiega tak wolno, że w praktyce można je uznać za niebiodegradowalne [Henze i in. 2002]. Do tej grupy zaliczane są między innymi rozpuszczone kwasy huminowe i fulwowe oraz pochodne ubocznych produktów przemian mikrobiologicznych [Melcer i in. 2003, Henze i in. 2007]. Zakłada się, że frakcja ta znajduje się w ściekach surowych, jak również może powstawać w procesie hydrolizy frakcji X_S . Ponieważ frakcja S_I nie jest podatna na procesy biologicznego rozkładu zachodzące w oczyszczalni ścieków, dlatego też przepływa przez ciąg technologiczny w niezmienionym stanie i w całości opuszcza system wraz ze ściekami oczyszczonymi. W przypadku dużego udziału frakcji S_I w ściekach nie zalecane są metody biologicznego oczyszczania [Melcer i in. 2003, Henze i in. 2002].

Od wielu lat trwają badania mające na celu opracowanie procedur pozwalających na wyznaczenie frakcji S_I .

Najczęściej frakcję S_I określa się w oparciu o analizę biologicznie oczyszczonych ścieków. Przyjmuje się, że stężenie frakcji S_I jest równe wartości ChZT w sączonych ściekach oczyszczonych [Melcer i in. 2003]. Wyznaczenie frakcji S_I czyli rozpuszczonych substancji organicznych biologicznie trudno

rozkładalnych jest trudne, a wręcz niemożliwe w przypadku nowo projektowanych oczyszczalni ścieków [Kalinowska i Oleszkiewicz 2001].

W takich przypadkach można skorzystać z danych laboratoryjnego wyznaczenia wartości tej frakcji. Według Ekama i in. [2007], frakcja S_1 jest równoważna z ChZT oznaczonym w próbce ścieków oczyszczonych sączonych w laboratoryjnym reaktorze osadu czynnego o przepływie ciągłym pracującym w cyklu 10-20 - dobowym. Podobnie frakcję S_1 zdefiniował Henze [2007] z tym, że dziesięciodobowy osad musiał być przed rozpoczęciem oznaczenia napowietrzany przez minimum 24h. Z kolei Mamais [2007] uważa, że frakcję S_1 oznacza się w próbce ścieków po koagulacji i filtracji przez sączek $0,45\mu\text{m}$ w celu usunięcia frakcji koloidalnej, a ścieki napowietrza się z osadem czynnym o WO $>3\text{d}$.

Wentzel [2007] natomiast proponuje do oznaczenia frakcji S_1 metodę respirometryczną. Napowietrzanie prowadzi się do czasu, gdy stwierdzone zostaje nagłe obniżenie szybkości poboru tlenu (SPT), co świadczy o wyczerpaniu substratu łatwo rozkładalnego.

Według wytycznych [Melcer i in. 2003] STOWA (*Dutch Foundation for Applied Water Research*), stężenie frakcji S_1 można wyznaczyć w zależności od obciążenia reaktora biologicznego korzystając ze wzorów :

dla reaktorów nisko obciążonych $S_1 = 0,9 \cdot \text{ChZT}_{\text{ś.o., sączonych}}$

dla wysoko obciążonych $S_1 = 0,9 \cdot \text{ChZT}_{\text{ś.o., sączonych}} - 1,5 \cdot \text{BZT}_{5,\text{ś.o.}}$

Frakcja S_1 odpowiada w tym przypadku ChZT ścieków oczyszczonych sączonych przez sączek $0,1\mu\text{m}$, co zapewnia usuwanie koloidów i nie ma konieczności stosowania koagulacji.

FRAKCJA ZWIĄZANA W ZAWIESINIE BIOLOGICZNIE NIEROZKŁADALNA (X_1)

Frakcję X_1 stanowią zanieczyszczenia w postaci nie rozpuszczonej, dopływające wraz ze ściekami surowymi lub powstające w wyniku rozkładu biomasy [Klimiuk i Łebkowska 2008, Henze i in. 2002, Henze i in. 2007]. Wartość BZT_5 w ściekach surowych nie obejmuje frakcji X_1 ale wraz ze wzrostem wartości tej frakcji nastąpi wzrost wartości ilorazu ChZT/BZT_5 . Wysokie wartości ilorazu informują o dużej zawartości substancji organicznych trudno rozkładalnych lub też nierozkładalnych na drodze biologicznej.

Stężenie frakcji na poziomie $X_1 > 0,15 \cdot \text{ChZT}_{\text{całk.}}$ wpływa w dużym stopniu na przebieg oczyszczania i decyduje o jakości odpływu. Frakcja ta podobnie jak frakcja X_S łączy się z kłaczkami osadu czynnego lub błoną biologiczną i może być usuwana ze ścieków z osadem nadmiernym. Ten rodzaj eliminacji zanieczyszczeń utrudnia ograniczona możliwość sorpcyjna kłaczek oraz fakt, że nie potrafią one selektywnie wiązać tylko substancji nierozkładalnych [Melcer i in. 2003, Henze i in. 2007]. Wysokie stężenie frakcji X_1 może powodować zakłó-

cenia w utrzymaniu stałego wieku osadu oraz w przebiegu procesu nityfikacji. Zakłada się, że stężenie tej frakcji nie ulega zmianom podczas biologicznego oczyszczania ścieków.

Biorąc pod uwagę bilans masy, frakcja X_1 dopływająca ze ściekami surowymi jest równa sumie frakcji X_1 w ściekach oczyszczonych i frakcji w osadzie nadmiernym [Melcer i in. 2003, Henze i in. 2007]. Metody wyznaczania stężenia zawiesin organicznych niepodatnych na biodegradację oparte są na przyroście biomasy i obliczane z bilansu osadu w układzie.

Henze [2002] zaproponował metodę polegającą na pomiarze szybkości przyrostu osadu przy zmiennym wieku osadu np. 10 i 20 dób. Wówczas ilość zawiesin trudno rozkładalnych można określić na podstawie bilansu masowego, czyli iloczynu masy osadu dopływającej w ciągu doby i wieku osadu. Wynika z tego, że przy długim wieku osadu, frakcja X_1 może stanowić znaczną część suchej masy osadu czynnego. Z kolei Kappeler i Gujer proponują wyznaczenie wartości frakcji X_1 metodą bezpośrednią wagową, a Orhon procedurę polegającą na stałej kontroli stężenia zawiesin w reaktorze [Henze i in. 2007].

LITERATURA

1. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008
2. VANROLLEGHEM P.A., SPANJERS H., PETERSEN B., GINESTET P., TAKACS I.: *Estimating Combination of activated sludge model no.1 parameters and components by respirometry*, Wat. Sci.Tech. pp. 195-214, 1999
3. MELCER H., DOLD P.L., JONES R.M., BYE CH.M., TAKACS I., STENSEL H.D., WILSON A.W., SUN P., BURY S.: *Treatment Processes and Systems. Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*, Water Environment Research Foundation, 2003
4. GUJER W., HENZE M., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.V.R.: *The activated sludge model no.2: Biological phosphorus removal*, Pergamon, 1995
5. KLIMIUK E., LOSSOW K., BULIŃSKA M.: *Kinetyka reakcji i modelowanie reaktorów biologicznych w procesach oczyszczania ścieków*. Wyd. ART, Olsztyn, 1995
6. HENZE M., HARREMOES P., JES LA COUR JANSEN, ARVIN E.: *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej w Kielcach, Kielce, 2002
7. KALINOWSKA E., OLESZKIEWICZ J.: *Od projektowania do eksploatacji oczyszczalni ścieków. Optymalizacja poprzez symulację i modelowanie. Narodowe seminarium szkoleniowe*. LEMtech. Konsulting. Warszawa, 2001

8. BEVER J., STEIN A., TEICHMANN H.: *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*, Oficyna Wydawnicza Projprzem – EKO, Bydgoszcz, 1997
9. HENZE M., GUJER W., MINO T., VAN LOOSDRECHT M.: *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3*. Iwa Task Group On Mathematical Modelling For Design And Operation Of Biological Wastewater Treatment, London 2007
10. SZETELA R., DYMACZEWSKI Z.: *Modyfikacja obecnej postaci modelu osadu czynnego ASM 2d*. *Ochrona Środowiska* 1(84), s.3÷8, 2002
11. WYTYCZNA ATV-DVWK-A 131 P: *Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Wydawnictwo Seidel – Przywecki, 2002
12. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel-Przywecki. Warszawa 2010

BIOKINETIC MODELS ASM

S u m m a r y

The paper presents the general characteristics of biokinetic models type ASM. The models take into account of the biodegradable and non-biodegradable fraction soluble and contained in the suspension. In the article the characteristics of COD fractions and the concentrations of individual fractions and their percentage of the total COD is given.

Key words: ASM models, COD fractions