

MODELOWANIE ODPOWIEDZI CIĄGŁEJ HODOWLI BIOMASY NA ZMIANY Szybkości WYMYWANIA I STĘŻENIE INHIBITORA

Jerzy Antoni Mazierski¹

¹ Akademia Techniczno-Humanistyczna, ul Willowa 2, 43-309 Bielsko Biała, e-mail: jmazierski@ath.bielsko.pl

STRESZCZENIE

Określono przydatność równań Esenera i Monoda do opisów stanów nieustalonych w ciągłej hodowli mikroorganizmów. W przypadku odpowiedzi reaktora na skokową zmianę szybkości wymywania stwierdzono zadowalającą zgodność z danymi doświadczalnymi z numerycznymi rozwiązaniami równania Monoda i Esenera. Bardzo dobra zgodność danych doświadczalnych i rozwiązań numerycznych w przypadku odpowiedzi pseudo-ustalonej na prostokątną zmianę szybkości wymywania. Rozpatrując odpowiedzi reaktora na zmianę stężenia inhibitora można zaobserwować dobrą zgodność odpowiedzi impulsowej i skokowej oraz duże rozbieżności w przypadku periodycznych zmian stężenia inhibitora.

Słowa kluczowe: ciągła hodowla biomasy, inhibicja, modelowanie procesów

RESPONSE OF MODELING OF CONTINUOUS BIOMASS CULTIVATION TO CHANGES OF DILUTION RATE AND INHIBITOR CONCENTRATION

ABSTRACT

To utility of Esener and Monod equations was evaluated for non-steady state conditions. In the case of the reactors response to a pulse and step changes of dilution rate, a satisfactory agreement of the experimental data with the numerical both Esener and Monod models results were confirmed of the experiment. A very good agreement of experimental data with numerical solutions was observed in the case of pseudo-steady response to retriangular wave change of dilution rate. Analyzing the reactor response to the inhibitor concentration changes, a good concordance experimental data with calculated values of sudden changes was observed, and a distinct disagreement in cases of pulse and step changes of the inhibitor concentration. In the reactor response to the retriangular wave change of inhibitor concentration the difference between experimental and calculated data was observed.

Keywords: continuous biomass cultivation, inhibition, process modeling

WSTĘP

Obecność metali ciężkich w ściekach powoduje wiele problemów technologicznych spowodowanych ich toksycznością w odniesieniu do biocenoz biorących udział w procesach biologicznego oczyszczania ścieków. Dotyczy to w szczególności najbardziej rozpowszechnionego sposobu oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego. W tym kontekście toksyczne właściwości metali ciężkich można określić w sposób ilościowy różnymi metodami, mierząc zmiany szybkości zużywania substratów, zmiany aktywności wybranych enzymów oraz zmiany szybkości wzrostu biomasy [Łabużek and Chmielowski 1978, Miksch 1983].

Począwszy od lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku opublikowano szereg prac opisujących toksyczność metali ciężkich w procesie osadu czynnego [Bagby and Sherrard 1981, Barth et al. 1965, Lamb and Tollefson 1973, Poon and Bhayani 1971, Sujarittanonta and Sherrard, 1981].

Autorzy cytowanych prac przyjmowali założenie, że w badanych warunkach ilość biomasy osadu jest stała, co było uzasadnione ze względu na stosunkowo krótki czas potrzebny do wyznaczenia szybkości oddychania osadu. Jako materiał badawczy stosowano osad czynny pobrany z oczyszczalni ścieków o nieokreślonym wieku i nieokreślonym stanie fizjologicznym.

Jako następny pojawił się problem dotyczący wpływu metali ciężkich na proces wzrostu bio-

masy, a zwłaszcza biomasy osadu znajdującej się w fazie logarytmicznego wzrostu. Kierunek ten zapoczątkowany został badaniami Cenziego [Cenzi and Morozzi 1977] i kontynuowany przez innych badaczy [Beyenal et al. 1997, Cabrero et al. 1998, Chang et al. 1986, Dilek and Gockay 1996, Gokcay and, Yetis 1991, Gokcay and Dilek 1991, Harper et al. 1996, Kozłowska 1986, Lestelr et al. 1979, Lewandowski et al. 1985, Lombrana 1993, Ogawa 1989, Stasinakis et al. 2001, Stasinakis et al. 2002, Tyagi 1985, Vankova 1999, Yetis et al. 1999]

Na podstawie badań nad wpływem chromu na szybkość wzrostu biomasy osadu czynnego na szybkość wzrostu w hodowli ciągłej w warunkach tlenowych [Mazierski 1995] i anoksycznych [Mazierski 1994] określono zależność pomiędzy szybkością wzrostu a stężeniem chromu w pożywce:

$$\mu = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S(1+pI)}{S(1+qI) + K_s(1+qI)} X \quad (1)$$

gdzie: I – stężenie substratu [mol/m³];
 S – stężenie substratu [mol/m³];
 X – stężenie biomasy [g/m³];
 p – stała [-];
 q – stała [-];
 r – stała [-];

Równanie (1) stanowi uogólnioną postać równania kinetycznego, opisującego szybkość reakcji biochemicznych w obecności inhibitorów.

W połowie lat sześćdziesiątych Dean i Hinselwood [1966] stwierdzili, że kultury bakteryjne znajdujące się w fazie intensywnego wzrostu charakteryzują się podwyższoną zawartością kwasu rybonukleinowego (RNA). Dalsze badania potwierdziły zależność szybkości wzrostu biomasy od zawartości RNA w komórkach. Udowodnienie ścisłego związku pomiędzy szybkością wzrostu, a zawartością RNA w komórkach stały się podstawą rozwoju strukturalnych modeli wzrostu biomasy [Esener et al. 1982, Williams 1967, Ramkrishne et al. 1967].

Model Esenera opiera się na założeniu, że w pierwszym etapie substrat ulega przemianom w składnik syntetyczny R. W drugim etapie składnik R przekształca się w składnik strukturalno-genetyczny G. Możliwa jest również przemiana składnika strukturalno-genetycznego (G) w składnik syntetyczny (R).

W technologii oczyszczania ścieków niezmienne rzadko występuje sytuacja, gdy stę-

żenie inhibitora w strumieniu dopływających ścieków jest stałe. W praktyce zarówno stężenia zanieczyszczeń jak i inhibitora są zmienne w czasie. Efektywność usuwania zanieczyszczeń związana jest nie tylko z właściwościami statycznymi układu, ale zależy również od jego właściwości dynamicznych. Dlatego też niezmiennie istotnym elementem jest zbadanie przydatności uzyskanych równań kinetycznych wzrostu biomasy do opisu stanu hodowli w stanie nieustalonym.

Przedstawione wyżej przestanki stanowiły inspirację do podjęcia badań nad określeniem dynamicznych właściwościowi ciągłej hodowli biomasy w obecności kadmu.

Osiągnięcie założonego celu wymagało określenia wpływu jonów kadmowych (Cd²⁺) na szybkość wzrostu biomasy w hodowli ciągłej. Uzyskane wyniki doświadczalne interpretowano w oparciu o dwa modele wzrostu biomasy, niestrukturalny zaproponowany przez Monoda [1942] oraz model strukturalny opracowany przez Esenera et al. [1982].

METODYKA BADAŃ

Badania nad wpływem kadmu na szybkość wzrostu biomasy osadu czynnego prowadzono w termostatowanym fermentorze o pojemności roboczej 0,9 dm³. Zawartość fermentora mieszano, utrzymując warunki hodowli na stałym poziomie (temperatura 20°C, odczyn pH=7.6 oraz stężenia tlenu 2 mg/dm³. W badaniach stosowano pożywkę syntetyczną, której podstawę stanowił alkohol n-propylowy, bufor fosforanowy i roztwór mikroelementów. Skład pożywki przedstawiono w tabeli 1.

Do pożywki dodawano znaną ilość roztworu siarczany kadmu. Podczas trwania doświadczenia pobierano cztery próbki, w których oznaczano stężenia substratu, kadmu, biomasy i RNA. Z pobranej próbki mieszaniny reakcyjnej, po odwirowaniu biomasy w cieczy nadosadowej oznaczano bezpośrednio stężenie alkoholu metodą chromatograficzną na kolumnie 2mm/2m z wypełnieniem 0,2% Carbowax/ Carbopack, temperatury kolumny, dozownika, detektora wynosiły odpowiednio 110°C, 170°C, 180°C. Jednocześnie oznaczano stężenie alkoholu w pożywce dopływającej do fermentora.

Również w przesączonej próbce po zakwaszeniu kwasem azotowym oznaczano zawartość metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej.

Próbkę mieszaniny reakcyjnej o objętości 50 ml sączone przez sączonej membranowy (0.2 μ m) (Sartorius). Po wysuszeniu w temperaturze 105°C do stałej wagi, ilość biomasy wyznaczano metodą wagową.

W celu oznaczenia zawartości RNA w biomacie do próbki mieszaniny reakcyjnej o objętości 10 ml dodawano kilka kropli stężonego roztworu wodorotlenku sodowego i zatężano na łaźni wodnej do objętości około 1.5 ml. Roztwór przenoszono do probówki, dodawano roztwór orcyny w kwasie solnym oraz roztwór chlorku żelazowego i ogrzewano na łaźni wodnej przez około 15 min. Zabarwienie badanej próbki porównywano z zabarwieniem roztworów wzorcowych przygotowanych ze znanych ilości kwasu rybonukleinowego. Pomiarów absorpcji dokonywano przy długości fali 540 nm. [Harder 1979].

ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

W hodowli ciągłej w stanie ustalonym wartości pochodnych w równaniach bilansu masowego substratu i biomasy są równe zero. Analiza właściwości dynamicznych układu opisywanego układem równań różniczkowych wymaga rozwiązania tego układu. W przypadku ciągłej hodowli biomasy równania bilansowe są równaniami nieliniowymi, co zwiększa trudności obliczeniowe. W tej sytuacji stosuje się metody uproszczone polegające na rozwinięciu w szereg Taylora, lub metody numeryczne.

W praktyce określa właściwościowy dynamiczne układów w oparciu o odpowiedzi standardowe przebiegi takie jak funkcja skoku jednostkowego, funkcja impulsowa lub funkcja sinusoidalna. W celu określenia odpowiedzi hodowli na zmianę szybkości wymywania D wykorzystano funkcję skoku jednostkowego zdefiniowaną jako

$$\mathbf{1}(t) = \begin{cases} 0 & \text{dla } t < 0 \\ 1 & \text{dla } t \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{dX}{dt} &= \frac{\mu_{\max} S(K_{ic} + \alpha\beta I + \alpha\alpha_2\beta_1 I^2)}{K_s(K_{ic}^2 + K_{ic}I + \alpha_1 I^2) + S(K_{ic}^2 + \alpha K_{ic}I + \alpha\alpha_2 I^2)} - DX \\ \frac{dS}{dt} &= D(S_f - S) - \frac{1}{M_s Y_C} \left(\frac{\mu_{\max} S(K_{ic} + \alpha\beta I + \alpha\alpha_2\beta_1 I^2)}{K_s(K_{ic}^2 + K_{ic}I + \alpha_1 I^2) + S(K_{ic}^2 + \alpha K_{ic}I + \alpha\alpha_2 I^2)} + b_c \right) X \end{aligned} \quad (4)$$

Tabela 1. Skład pożywki [Mazierski 1995]

Table 1. Feed solution composition [Mazierski 1995]

Składnik pożywki	Stężenie [mg/dm ³]
NaH ₂ PO ₄	1532,00
NaOH	432,00
NH ₄ Cl	80,00
NaCl	237,50
KCl	60,00
Na ₂ SO ₄	4,00
MgSO ₄ 7 H ₂ O	2,00
CaSO ₄	1,10
FeCl ₃	0,01
MnSO ₄ H ₂ O	0,81
ZnCl ₂	0,65
CuSO ₄ 5H ₂ O	0,6
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	0,41
CoCl ₂	0,31
n-C ₃ H ₇ OH	120,00

oraz przebieg będący ciągiem impulsów prostokątnych, który można aproksymować szeregiem Fouriera w postaci:

$$D = D_{sr} \left\{ 1 - \frac{4}{\pi} \sum_{n=0}^{\infty} \frac{1}{2n+1} \sin \left[2(2n+1) \frac{\pi t}{T} \right] \right\} \quad (2)$$

Natomiast odpowiedzi hodowli na zmianę stężenia inhibitora określono na podstawie funkcji impulsowej, skoku jednostkowego i ciągu impulsów prostokątnych. Funkcja impulsowa zdefiniowana jako:

$$\mathbf{1}(t) = \begin{cases} 0 & \text{dla } t < 0 \\ 1 & \text{dla } t \geq 0 \end{cases} \quad (3)$$

Na podstawie badań przeprowadzonych w stanie ustalonym założono, że do kompleksów aktywnych zawierających jedną cząsteczkę inhibitora typu EI, EIS może przyłączyć się druga cząsteczką inhibitora tworząc kompleksy EI₂ oraz EI₂S. Wykorzystując model Monoda równanie (4) przedstawia bilans masowy biomasy i substratu:

gdzie: b_c – współczynnik szybkości oddychania wewnątrzkomórkowego [1/h];
 D – szybkość wymywania [1/h];
 I – stężenie inhibitora w pożywce dopływającej w stanie ustalonym [mmol/m³];
 K_{ic} – stała inhibicji [mol/m³];
 K_s – stała Monoda [mol/m³];
 M_s – masa cząsteczkowa substratu [g/mol];
 S – stężenie substratu [mol/m³];
 S_f – stężenie substratu [mol/m³];
 X – stężenie biomasy [g/m³];
 α – stała [-];
 α_2 – stała [-];
 β – stała [-];
 β_1 – stała [-];

Uwzględniając obecność inhibitora w równaniu Esenera otrzymujemy równanie (5) bilansu masowego substratu, biomasy i zawartości składnika syntetycznego R (RNA) w komórkach:

gdzie: k_{R0} – stała szybkości przemiany składnika syntetycznego w strukturalno-genetyczny [g s.m./gG]
 K_{iR} – stała inhibicji składnika syntetycznego w strukturalno-genetyczny [mol/m³]
 K_{iR} – stała inhibicji przemiany składnika syntetycznego w strukturalno-genetyczny [mol/m³]
 K_{AG} – stała aktywacji przemiany składnika syntetycznego w strukturalno-genetyczny [mol/m³]
 m_G – stała szybkości przemiany składnika strukturalno-genetycznego w syntetyczny [1/h];
 Y_{SR} – współczynnik wydajności przemiany substratu w składnik syntetyczny [g R/g];
 Y_{RG} – współczynnik wydajności przemiany syntetycznego w strukturalno-genetyczny [g G/g R];

W celu weryfikacji modeli Monoda i Esenera określono odpowiedzi hodowli na zmiany szybkości wymywania przy stałym stężeniu inhibitora równym 3,558 mmol Cd/m³, a następnie odpowiedzi hodowli na zmiany stężenia inhibitora przy stałej szybkości wymywania. Uzyskane dane doświadczalne porównano z rozwiązaniami numerycznymi równań Esenera i Monoda. Do obliczeń wykorzystano wartości stałych wyznaczone w warunkach statycznych (tabela 2).

Badano odpowiedź skokową hodowli na zmianę szybkości wymywania D z wartości początkowej $D = 0,3200$ [1/h] na $D = 0,3456$ [1/h], co przedstawiono na rysunku 1.

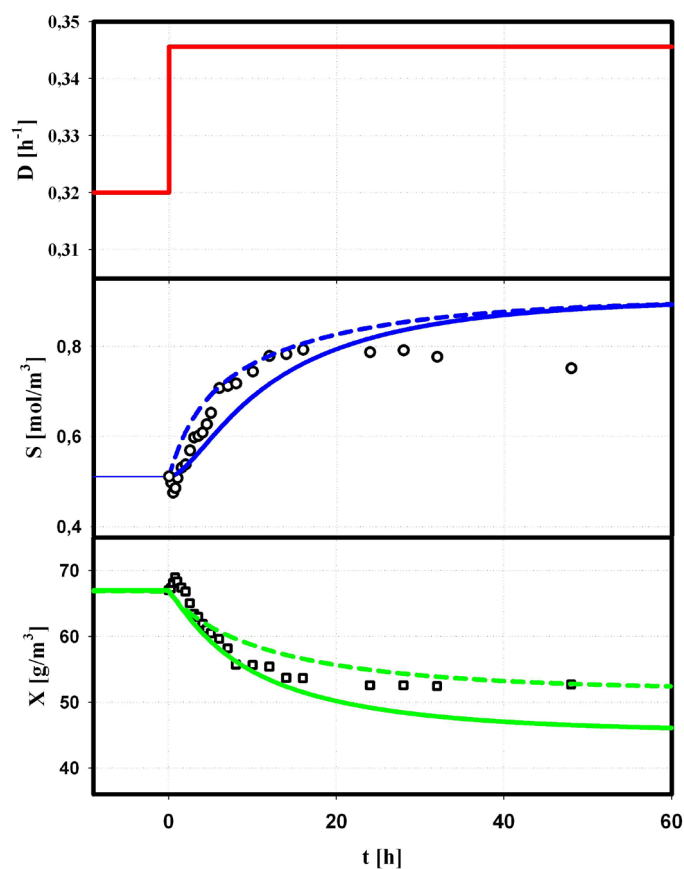
Zgodnie z przewidywaniami zwiększenie szybkości wymywania powoduje zmniejszenie stężenia biomasy w reaktorze ponieważ mikroorganizmy, których szybkość wzrostu w zmienionych warunkach prowadzenia hodowli jest mniejsza od $\mu = 0,32$ [1/h] ulegają wymyciu. Jak można zauważyć na początku, przez pierwsze 2 godziny, następuje przejściowy wzrost stężenia biomasy, związany zapewne z przejściowym zwiększeniem szybkości wzrostu. Wydaje się, że zwiększenie szybkości wzrostu powoduje również przejściowo zwiększone zużycie RNA, co przedstawiono na rysunku 1. Wydajność syntezy biomasy jest jednak zbyt małą, aby przeciwdziałać zwiększonej szybkości wymywania. Przez następnych 20 godzin przebieg zmian stężeń substratu i biomasy jest zgodny z modelem Monoda, układ dąży do osiągnięcia nowego stanu ustalonego. Również analizując zmiany stężenia substratu można zaobserwować podobne zjawiska.

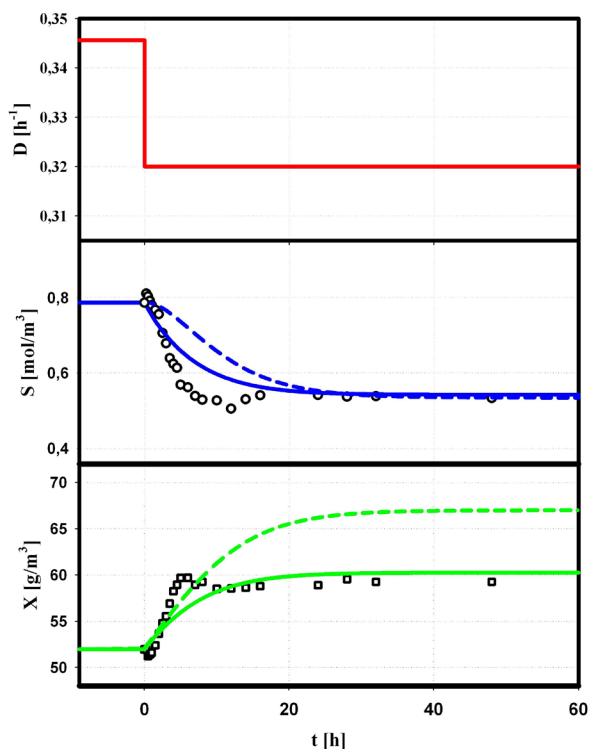
Odmienne zjawiska można zaobserwować podczas obniżenia szybkości wymywania z początkowej wartości $D = 0,3456$ [1/h] do $D = 0,3200$ [1/h], co przedstawiono na rysunku 2. W momencie zmiany szybkości wymywania następuje krótkotrwale obniżenie stężenia biomasy, a następnie szybki liniowy jej wzrost trwający do

$$\begin{aligned}
 \frac{dS}{dt} &= -\frac{q_{\max} S (K_{ic}^2 + \alpha \beta K_{ic} I + \alpha \alpha_2 \beta_1 I^2)}{K_s (K_{ic}^2 + K_{ic} I + \alpha_1 I^2) + S (K_{ic}^2 + \alpha K_{ic} I + \alpha \alpha_2 I^2)} X + D(S_f - S) \\
 \frac{dX}{dt} &= Y_{SR} M_s \frac{q_{\max} S (K_{ic}^2 + \alpha \beta K_{ic} I + \alpha \alpha_2 \beta_1 I^2)}{K_s (K_{ic}^2 + K_{ic} I + \alpha_1 I^2) + S (K_{ic}^2 + \alpha K_{ic} I + \alpha \alpha_2 I^2)} X + (Y_{RG} - 1) \frac{k_{R0} K_{iR}}{K_{iR} + I} R(1 - R) - DX \\
 \frac{dR}{dt} &= (1 - R) Y_{SR} M_s \frac{q_{\max} S (K_{ic}^2 + \alpha \beta K_{ic} I + \alpha \alpha_2 \beta_1 I^2)}{K_s (K_{ic}^2 + K_{ic} I + \alpha_1 I^2) + S (K_{ic}^2 + \alpha K_{ic} I + \alpha \alpha_2 I^2)} - \frac{k_{R0} K_{iR}}{K_{iR} + I} R(1 - R) [1 + (Y_{RG} - 1)R] + \\
 &+ \frac{m_G I}{K_{AG} + I} (1 - R)
 \end{aligned} \tag{5}$$

Tabela 2. Stałe kinetyczne wzrostu biomasy w obecności kadmu według równań Monoda i Esenera**Table 2.** The kinetic constants values for biomass cultivation in the presence of cadmium of Monod and Esener equations

Stała	Jednostka	Model	
		Monoda	Esenera
$\mu_{\max}/q_{\max}$	1/h	0,5462	-
$q_{\max}$	mol/g s.m.o.	-	$9,1363 \cdot 10^{-3}$
K_s/K_m	mol/m ³	$6,1543 \cdot 10^{-2}$	$5,9061 \cdot 10^{-2}$
k_{R0}	1/h	-	5,3041
m_g'	1/h	-	0,1665
Y_C	g/g s.m.o.	1,4512	-
b_C	1/h	0,2893	-
Y_{RG}	-	-	0,7320
Y_{SR}	-	-	0,9764
K_{AG}	mol/dm ³	-	$2,6539 \cdot 10^{-3}$
K_{IR}	mol/dm ³	-	$3,0939 \cdot 10^{-2}$
K_{IC}	mol/dm ³	-	$9,2260 \cdot 10^{-4}$
α	-	2,0110	1,1505
α_1	-	0,1184	0,2878
α_2	-	0,0082	0,0163
β	-	0,8240	0,7329
β_1	-	0,2785	-

**Rys. 1.** Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na skokową zmianę szybkości wymywania dla początkowej szybkości wymywania 0,32 [1/h] i końcowej szybkości wymywania 0,3456 [1/h] według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)**Fig. 1.** Response of continuous biomass cultivaton to changes to a step change of the elution rate of the initial value $D=0.32$ [1/h] to final value 0.3456 [1/h] by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)



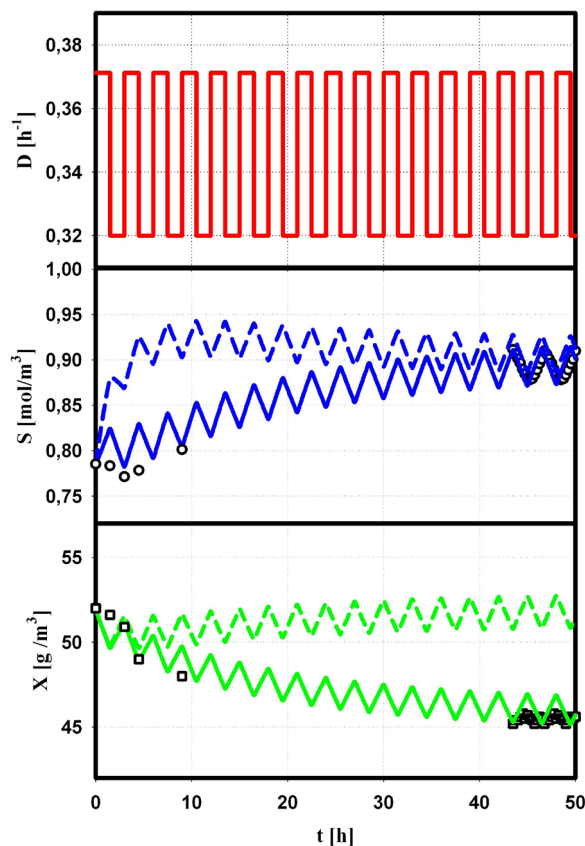
Rys. 2. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na skokową zmianę szybkości wymywania dla początkowej szybkości wymywania 0,3456 [1/h] i końcowej szybkości wymywania 0,3200 [1/h] według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 2. Response of continuous biomass cultivaton to changes to a step change of the elution rate of the initial value $D=0.3456$ [1/h] to final value 0.3200 [1/h] by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

5 godzin. Doprowadza to do niewielkiego przesterowania przebiegu w stosunku do przebiegu określonego równaniem Esenera. Po tym czasie stężenie biomasy wolno spada osiągając po 10 godzinach stan ustalony. Przebieg zmian stężenia substratu jest odbiciem zmian stężenia biomasy.

Kontynuując badania nad wpływem zmian szybkości wymywania określono wpływ periodycznych zmian D na przebieg hodowli wykorzystując ciąg impulsów prostokątnych złożonych z ciągu impulsów prostokątnych powstających podczas zmian natężenia przepływu pożywki.

Odpowiedź hodowli na wymuszenie sinusoidalne składa się z dwóch wyrazów [Douglas 1976]: pierwszy składnik maleje z czasem do zera i stanowi on składową przejściową odpowiedzi. Drugi składnik jest okresowa funkcją czasu i składową ustaloną jest to tzw. stan pseudo-ustalony.

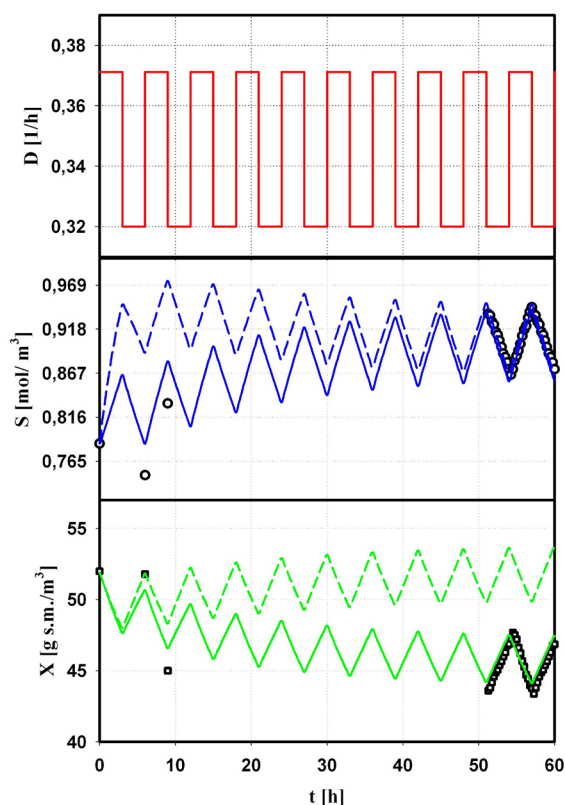


Rys. 3. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na periodyczną zmianę szybkości wymywania ($T=3$ [h]) według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 3. Response of continuous biomass cultivaton to periodic changes of dilution rate ($T=3$ [h]) by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

W celu określenia wpływu periodycznych zmian szybkości wymywania na stężenia biomasy i substratu w reaktorze. Przyjęto średnią wartość szybkości wymywania $D_0 = 0.3456$ [1/h] oraz wartość amplitudy $A = 0.0256$ [1/h]. Okresy drgań T wynosiły odpowiednio 3, 6, 9 godzin. W celu wyeliminowania składowej przejściowej badania rozpoczęto po 72 godzinach po zmianie natężenia przepływu.

W doświadczeniu, w którym okres zmian szybkości wymywania (natężenia przepływu) wynosił $T = 3$ h zaobserwowano, że zmiany stężenia substratu są zgodne z modelem Esenera, natomiast stężenia biomasy są na stałym poziomie, podobnym do przebiegu w stanie ustalonym, co przedstawiono na rysunku 3. Świadczy to o znacznej bezwładności układu enzymatycznego, który z opóźnieniem reaguje na zmiany czasu zatrzymania. Zwiększenie okresu zmian szybko-

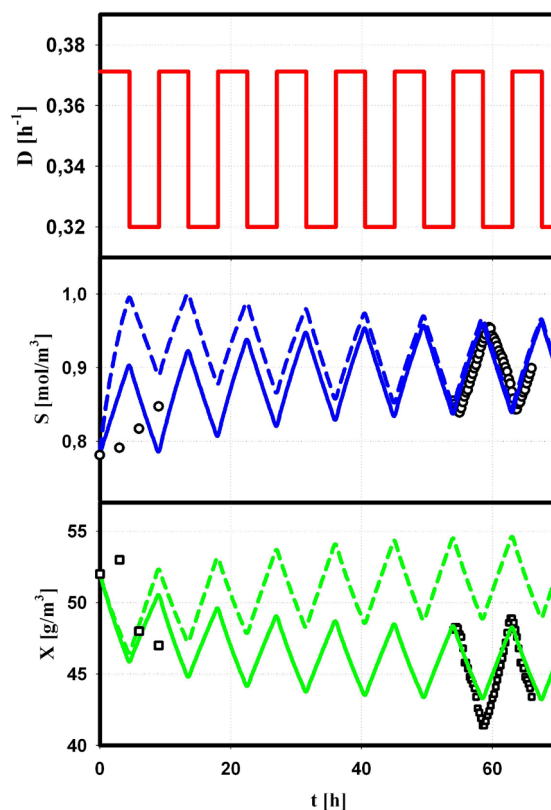


Rys. 4. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na periodyczną zmianę szybkości wymywania ($T=6$ [h]) według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 4. Response of continuous biomass cultivation to periodic changes of dilution rate ($T=6$ [h]) by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

ści wymywania do 6 i 9 godzin poprawia znacznie zgodność przebiegu zmian stężenia substratu i biomasy z modelem Esenera, co przedstawiono na rysunkach 3–5.

W kolejnym doświadczeniu zwiększono amplitudę zmian szybkości wymywania $A = 0,3166$ [1/h], dla $T = 6$ [h] (rys. 6). Przy takim sposobie zasilania reaktora następuje całkowity brak dopływu pożywki przez okres 6 godzin, natomiast przez następne 6 godzin szybkość wymywania jest większa o około 50% od wartości krytycznej, powodującej w stanie ustalonym całkowite wymycie biomasy. Zwiększenie amplitudy zmian szybkości wymywania powodujące pulsacyjne zasilanie reaktora stężenia biomasy i substratu nie wpłynęło na pogorszenie zgodności uzyskanych przebiegów od rozwiązań numerycznych. Pojawiające się niewielkie odstępstwa od modelu można uznać za pomijalne biorąc pod uwagę bardzo duży zakres zmian szybkości wymywania.



Rys. 5. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na periodyczną zmianę szybkości wymywania ($T=9$ [h]) według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

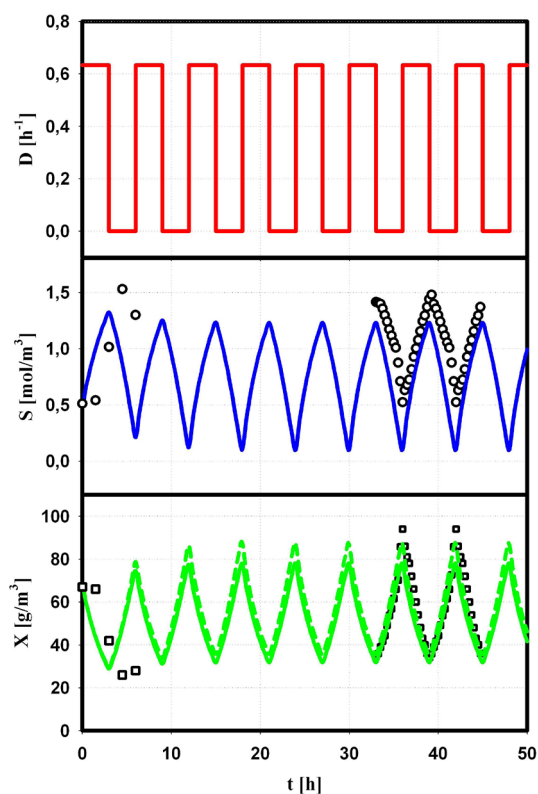
Fig. 5. Response of continuous biomass cultivation to periodic changes of dilution rate ($T=9$ [h]) by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

W drugiej serii badań określono odpowiedź hodowli na impulsową zmianę stężenia kadmu przy szybkości wymywania $D = 0,3210$ [1/h] i początkowym stężeniu kadmu $3,558$ mmol Cd/m³.

Zmiany stężeń inhibitora, biomasy i substratu przedstawiono na rysunku 7. Podobnie jak w przypadku zmian szybkości wymywania obserwowano zjawisko przeciwdziałania pojawiającej się zmianie stanu ustalonego polegające na obniżeniu stężenia substratu i wzroście stężenia biomasy. Można zauważyć, że hodowla charakteryzuje się znaczną bezwładnością na szybko zmieniające się stężenia inhibitora, co jest widoczne zwłaszcza w przypadku zmian stężenia substratu.

Przebieg zmian stężeń spowodowanych skokową zmianą stężenia inhibitora o około $5,338$ mmol Cd/m³ wskazują na dobrą zgodność danych doświadczalnych z modelem Monoda (rys. 8).

W przypadku periodycznych zmian stężenia kadmu o okresie $T = 6$ h, o amplitudzie $6,228$ mmol Cd/m³ i wartości średniej $4,448$



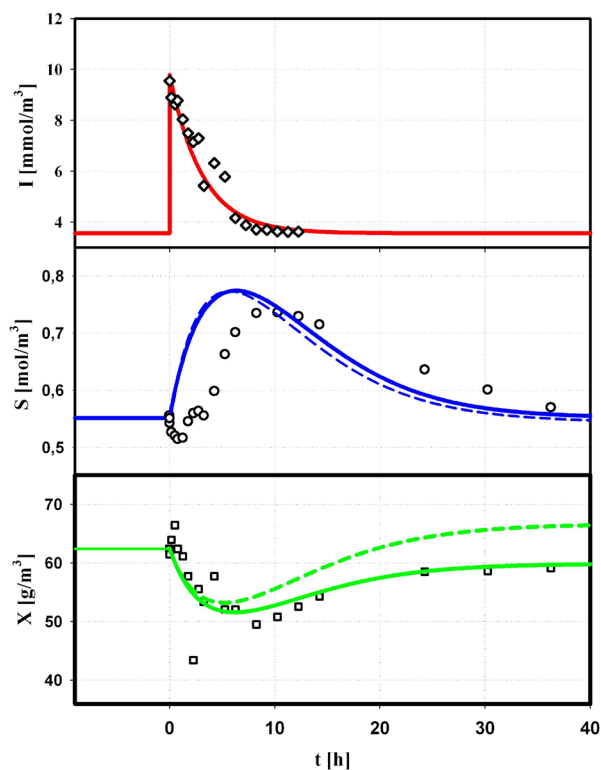
Rys. 6. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na pulsacyjne zmiany szybkości wymywania ($T=6$ [h]) według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 6. Response of continuous biomass cultivator to pulse changes of dilution rate ($T=6$ [h]) by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

mmol Cd/m³ żaden z badanych modeli nie opisywał stanu hodowli (rys. 9). Obserwowano znaczne opóźnienie stężenia substratu w stosunku do zmian stężenia inhibitora. O dużej bezwładności badanego układu świadczy również stabilizacja stężenia biomasy.

WNIOSKI

Badany układ charakteryzuje się dużą bezwładnością, co jest widoczne w przypadku skokowych zmian szybkości wymywania. Zadowalającą zgodność z modelami Monoda i Esenera uzyskuje się po około 20 godzinach od zmiany szybkości wymywania. Bezwładność układu jest widoczna w przypadku odpowiedzi pseudo-ustalonej na szybkie periodyczne zmiany szybkości wymywania ($T = 3$ h), zmniejszenie częstotliwości przebiegu powoduje poprawę zgodności z modelem. Przy małej mniejszej częstotliwości



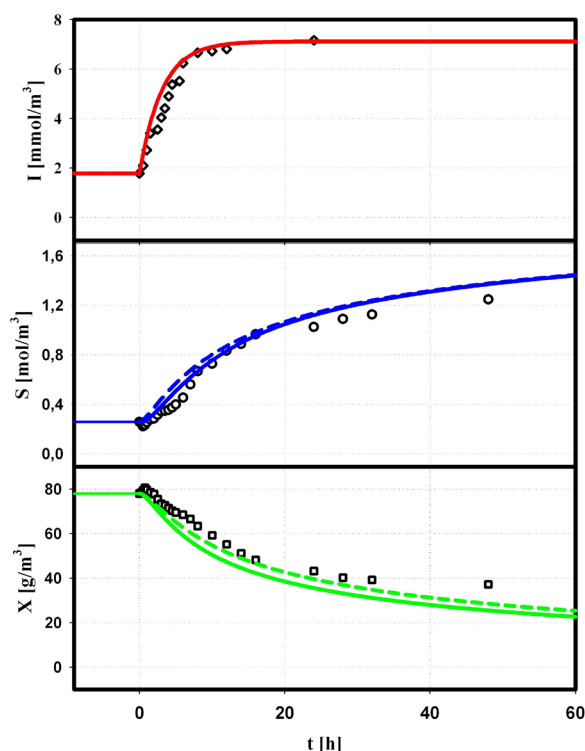
Rys. 7. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na impulsowa zmianę stężenia kadmu według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 7. Response of continuous biomass cultivator to pulse changes of cadmium concentration by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

zmian ($T=6$ h) układ jest stabilny, nawet przy dużej amplitudzie zmian. Dużą bezwładność hodowli obserwowano przy impulsowej i periodycznej zmianie stężenia inhibitora. Skokowa zmiana stężenia inhibitora nie powodowała powstawania dużych opóźnień.

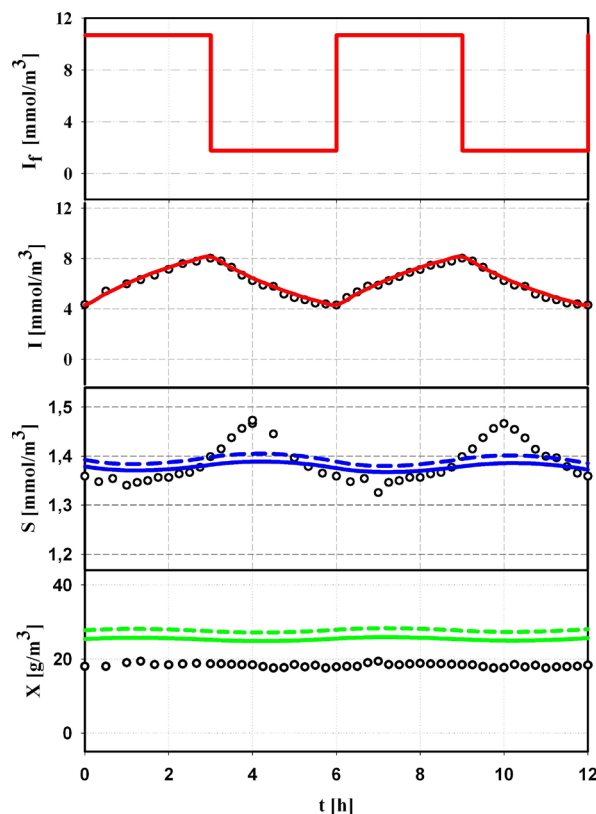
BIBLIOGRAFIA

1. Bagby M.M., Sherrard J.H. 1981. Combined effects of Cd and Ni on the activated sludge process. J. Water Pollut. Control Fed. 53, 1609–1619.
2. Barth E.F., Ettinger M.G., Salotto B.V., McDermott G.N. 1965. Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes, J. Water Pollut. Control Fed. 37, 86–96.
3. Beyenal N.Y., Ozbelge T. A, Ozbelge H.O. 1977. Combined effect of Cu and Zn on activated sludge process, Water Res. 31, 699–704.
4. Cabrero A., S. Fernandez, F. Mirada, J. Garcia. 1998. Effect of copper and zinc on the activated



Rys. 8. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na skokową zmianę stężenia inhibitora, początkowe stężenie inhibitora 1,779 [mmol Cd/m³], końcowe stężenie inhibitora 7,117 [mmol Cd/m³], według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 8. Response of continuous biomass cultivator to changes to a step change of the inhibitor concentration, initial concentration 1,779 [mmol Cd/m³], final concentration 7,117 [mmol Cd/m³] by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line).



Rys. 9. Odpowiedź ciągłej hodowli biomasy na periodyczną zmianę stężenia inhibitora ($T = 6$ [h]) według równania Esenera (linia ciągła) i równania Monoda (linia przerywana)

Fig. 9. Response of continuous biomass cultivator to periodic changes of of the inhibitor concentration ($T = 6$ [h]) by the Esener (solid line) and Monod equations (dashed line)

sludge bacteria growth kinetics, Water Res. 32, 1355–1362.

5. Cenzi G., G. Morozzi G. 1977. Evaluation of the toxic effect of Cd^{+2} and $\text{Cd}(\text{CN})_4^{-2}$ ions on the growth of mixed microbial population of activated sludge, Sci. Tot. Env. 7, 131–143
6. Chang S.Y., Huang J.C., Liu Y.C. 1986. Effects of $\text{Cd}(\text{II})$ and $\text{Cu}(\text{II})$ on a biofilm system, J. Environ. Eng. ASCE 112, 94–104.
7. Dean A.C.R., Hinchelwood C. 1966. Growth function and regulation in bacterial celi, Oxford U.P. London.
8. Dilek F.B., Gokcay C.F. 1996. Microbiology of activated sludge treatment wastewater containing $\text{Ni}(\text{II})$ and $\text{Cr}(\text{VI})$, Water Sci. Technol. 34, 183–191.
9. Esener E., Veermann T., Roels J.A., Kossen W.F. 1982. Modeling of bacterial formulation and evaluation of a structural model. Biotech. Bioeng. 24, 1749–1764
10. Gokcay C.F., Yetis U. 1991. Effect of chromium on

activated, sludge, Water Res. 25, 65–73.

11. Gokcay C.F., Dilek F.B. 1991. Effect of nickel, chromium and initial feed concentration on the batch growth of a microbial consortium developed from sewage, Environ. Technol. 12, 1–11.
12. Harder A. 1979. Structured model of bacterial growth and tests with activated sludge in a one-stage and two-stage chemostat, PUDOC Weningen.
13. Harper S.C., Manoharan R., Mavinic D.S, Randall C.W. 1996. Chromium and nickel toxicity during the biotreatment of high ammonia landfill leachate, Water Environ. Res. 68, 19–24.
14. Kozłowska K. 1986. Wpływ chromu (VI) na szybkość reakcji denitryfikacji przy zastosowaniu różnych źródeł węgla organicznego Arch. Ochr. Środ. 1–4, 7–74.
15. Lamb A., Tollefson E.L. 1973. Toxic effect of cupric and chromic ions on the biological oxidation, Water Res. 7, 599–613.

16. Lester J.N., Perry R., Dadd A.H. 1979. The Influence of Heavy Metals on a Mixed Bacterial Population of Sewage Origin in the Chemoslat, Water Res. 13, 1055–1063.
17. Lewandowski Z., Janta K., Mazierski J. 1985. Inhibition Coefficient K_i Determination in Activated Sludge Water. Res. 19, 1671–1687.
18. Lombrana J.I., Varona F., Mijanos F. 1993. Biokinetic behavior and settling characteristic in an activated sludge under the effect of toxic Ni II influents, Water Air Soil Pollut. 69, 57–68.
19. Łabużek S., Chmielowski J. 1978. Badania respirometryczne drobnoustrojów osadów czynnych z zastosowaniem sondy tlenowej [w] Materiały Sesji naukowej – Biochemia w ochronie środowiska naturalnego, PWN Warszawa.
20. Mazierski J. 1994. Effect of Chromium (Cr^{+6}) on the Growth Rate of Denitrifying Bacteria, Water Res. 28, 1981–1985.
21. Mazierski J. 1995. Effect of Chromium (Cr^{+6}) on the Growth Rate of Activated Sludge Bacteria, Water Res. 29, 1479–1482.
22. Miksch K. 1983. Biochemiczne metody oceny aktywności drobnoustrojów osadu czynnego. Post. Mikrobiol. 22, 189–205.
23. Monod J. 1942. Recherches sur la croissance des cultures bacteriennes. Hermann et Cie. Paris.
24. Poon C.P.C., Bhayani K.H. 1971. Metal Toxicity to Sewage Organisms, J. Sanit. Engng. Div. Am. Soc. Civ. Engrs. 97, 161–169.
25. Ramkrishna D., Frederickson A.G., Tsuchiya H.M. 1967. Dynamics of microbial propagation; Models considering inhibitors and variable cell composition, Biotech. Bioeng. 9, 129–170.
26. Stasinakis A.S., Thomaidis N.S., Lekkas T.D. 2001. Toxicity of organotin compounds to activated sludge, Ecotoxicol. Environ. Saf. 49, 2275–280.
27. Stasinakis A.S., Mamais D., Thomaidis N.S., Lekkas T.D. 2002. Effect of chromium (VI) on bacterial kinetics of heterotrophic biomass of activated sludge, Water Res. 36, 3341–3349.
28. Sujarittanonta S., J.H. Sherrard J.H. 1981. Activated sludge nickel toxicity studies, J. Water Pollut. Control Fed. 53, 1314–1322.
29. Tyagi R.D. 1985. Effect of Heavy Metals on Biological Waste Treatment in the Activated Sludge Process, Proc. Biochem. 20, 194–198.
30. Vankova S., J. Kupec J., Hoffman J 1999. Toxicity of chromium to activated sludge, Ecotoxicol. Environ. Saf. 42, 16–21.
31. Williams F.M. 1967. A Model of Cell Growth Dynamics, J. Theoret. Biol. 15, 190.