CZASOPISMO TECHNICZNE Ś
WYDAWNICTWO POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

z. 2-Ś/2007
ISSN 0011-4561
ISSN 1897-6336

KATARZYNA BERNAT, MAGDALENA ZIELIŃSKA,
IRENA WOJNOWSKA-BARYŁA, ALEKSANDRA ŁATA*

ZMIANY AKTYWNOŚCI DEHYDROGENAZ OSADU CZYNNEGO W REAKTORZE OKRESOWYM ZE STAŁYM NAPOWIETRZANIEM

CHANGES IN DEHYDROGENASE ACTIVITY OF ACTIVATED SLUDGE IN SEQUENCING BATCH REACTOR UNDER CONSTANT AERATION

S t r e s z c z e n i e

Celem badań było określenie zmian aktywności dehydrogenaz osadu czynnego w zależności od składu ścieków, stosunku związków organicznych do azotowych w ściekach (ChZT/N) oraz stopnia wymiany objętościowej reaktora okresowego ze stałym napowietrzaniem. Stopień wymiany objętościowej reaktora wynosił 0,5 i 1 d^{-1}. W serii 1 do reaktora doprowadzane były ścieki komunalne o stosunku ChZT/N 9,6 i 8,4, odpowiednio, przy stopniu wymiany objętościowej 0,5 i 1 d^{-1}. W seriach 2–5 ścieki komunalne wzbogacano różnymi formami azotu: azotem amonowym (seria 2), azotem amonowym i azotanowym (V) (seria 3), azotem azotanowym (V) (seria 4) i azotem azotanowym (III) (seria 5). Skutkowało to spadkiem stosunku ChZT/N w ściekach doprowadzanych do reaktora do 2,2–3,4.
Przy wyższym obciążeniu osadu czynnego ładunkiem związków organicznych aktywność dehydrogenaz osadu czynnego była większa. Najwyższą aktywność dehydrogenaz osadu czynnego (134–150 µmol TF/g s.m.o.) uzyskano przy stosunku ChZT/N w ściekach na poziomie 8,4–9,6. Spadek ChZT/N do 2,2–3,4 spowodował ponad 2-krotne obniżenie średniej aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. Forma azotu w ściekach nie wpływała na aktywność dehydrogenaz osadu czynnego.

Słowa kluczowe: *aktywność dehydrogenaz osadu czynnego, TTC, ChZT/N w ściekach, reaktor okresowy*

A b s t r a c t

The aim of the study was to determine the changes of dehydrogenase activity of activated sludge depending on the composition of wastewater, COD/N ratio and volumetric exchange rate. The experiment was conducted in a sequencing batch reactor with constant aeration. Volumetric exchange rates were 0,5 and 1 d^{-1}. Municipal wastewater was the reactor influent in series 1 and COD/N ratio was 9,6 and 8,4 for volumetric exchange rates 0,5 and 1 d^{-1}, respectively. In series 2–5 different forms of nitrogen were introduced into wastewater: ammonium (series 2), ammonium and nitrate (series 3), nitrate (series 4) and nitrite (series 5). It resulted in COD/N ratio drop to 2,2–3,4.
At higher organic loading, dehydrogenase activity of activated sludge was higher. The highest dehydrogenase activity of activated sludge (134–150 µmol TF/g VSS) was achieved at COD/N ratio 8,4–9,6. Decrease in COD/N to 2,2–3,4 caused more than 2-fold decrease in dehydrogenase activity of activated sludge. The form of nitrogen did not influence dehydrogenase activity.

Keywords: *dehydrogenase activity of activated sludge, TTC, COD/N ratio in wastewater, sequencing batch reactor*

* Dr inż. Katarzyna Bernat, dr inż. Magdalena Zielińska, dr hab. inż. Irena Wojnowska-Baryła, prof. UWM, mgr inż. Aleksandra Łata, Katedra Biotechnologii w Ochronie Środowiska, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

1. Wstęp

Proces biologicznego oczyszczania ścieków polega na sorpcji cząsteczek związków rozpuszczonych w ściekach na powierzchni kłaczków osadu czynnego, dyfuzji do wnętrza komórek bakteryjnych oraz utlenianiu wchłoniętych przez komórkę związków i usuwaniu produktów przemiany materii. O szybkości przemian biochemicznych w osadzie czynnym decydują nie tylko warunki środowiskowe, ale także skład morfologiczny i ilość biomasy w reaktorze.

Oddychanie bakterii osadu czynnego może przebiegać drogą klasycznego łańcucha oddechowego. Procesowi temu towarzyszy powstanie dużej ilości energii. Zachodzące przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym biochemiczne utlenianie związków organicznych polega na ich odwodorowaniu (dehydrogenacji). W procesie tym odszczepione od substratów atomy wodoru przenoszone są na tlen z wytworzeniem produktów w postaci H_2O lub H_2O_2. Łańcuch oddechowy oraz proces utleniania biologicznego sprzężone są w komórce z fosforylacją oksydacyjną, tj. syntezą związków wysokoenergetycznych typu ATP. W pierwszej fazie odwodorowania, katalizowanej przez dehydrogenazy osadu czynnego, zaktywowane atomy wodoru przenoszone są kolejno przez odpowiednie kodehydrogenazy, nukleotyd dwufosfopirydynowy (DPN) i dwunukleotyd flawoadeninowy (FADN). Druga faza odwodorowania polega na aktywizacji ostatecznego akceptora – tlenu atmosferycznego do tlenu aktywnego [1]. Reakcja katalizowana jest przez oksydazę cytochromową, współpracującą z cytochromami, złożonymi białkami zawierającymi grupy czynne w postaci żelazoporfiryn. Cytochromy, przez odwracalny proces oksydacyjno-redukcyjny żelaza grup żelazoporfirynowych, mają zdolność przenoszenia elektronów z odszczepionych atomów wodoru na zaktywowany atom tlenu, czemu towarzyszy powstawanie cząsteczki wody w myśl reakcji $2H^+ + O^{2-} \rightarrow H_2O$ [2].

Na efektywność biologicznego utleniania związków organicznych w ściekach ma wpływ rodzaj dostępnego substratu. W ściekach komunalnych można wyróżnić związki organiczne rozpuszczone oraz w formie zawiesin [3]. Związki organiczne występujące w postaci rozpuszczonej dzieli się na bardzo łatwo, łatwo oraz trudno rozkładalne. Frakcję nierozpuszczoną (zawiesiny) można podzielić na łatwo i trudno rozkładalną. Przyjmuje się, że frakcje bardzo łatwo i łatwo rozkładalna składają się z substancji, które mogą być bezpośrednio adsorbowane przez mikroorganizmy i metabolizowane dla potrzeb syntezy i pozyskiwania energii. Natomiast frakcja trudno rozkładalna wymaga rozbicia przez enzymy zewnątrzkomórkowe przed adsorbcją i wykorzystaniem przez mikroorganizmy.

W celu doskonalenia procesu osadu czynnego (osiągnięcie wyższej efektywności usuwania zanieczyszczeń i obniżenie kosztów), poza charakterystyką ścieków dopływających oraz parametrów eksploatacyjnych układu technologicznego (stężenie tlenu rozpuszczonego, odczyn, stopień recyrkulacji itp.), należy monitorować aktywność biomasy osadu czynnego, czyli bakterii odpowiedzialnych za degradację zanieczyszczeń [4]. Badania nad aktywnością enzymatyczną osadu czynnego prowadzi się w czterech kierunkach. Są to badania szybkości zużywania substratów reakcji enzymatycznych, szybkości usuwania metabolitów końcowych, szybkości zużywania tlenu oraz aktywności dehydrogenaz osadu czynnego [5]. Biologiczne utlenianie związków organicznych przez żywe komórki bakteryjne odbywa się przede wszystkim z udziałem enzymów z klasy oksydoreduktaz, należących do tzw. dehydrogenaz. Oznaczanie aktywności dehydrogenaz jest ważnym elementem określania stanu mikroorganizmów podczas tlenowego metabolizmu [6]. Wuertz i in. [7]

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

oraz Ragusa i in. [8] wykorzystywali z powodzeniem w swoich badaniach test TTC do oznaczania aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. Rich i in. [9] dowiedli, że zdolność mikroorganizmów do redukcji bezbarwnego akceptora elektronów TTC (chlorku trifenylotetrazoliowego) do czerwonego trifenyloformazanu (TF) jest powszechnie stosowana jako wskaźnik prawidłowej pracy łańcucha oddechowego. Zatem test TTC jest przydatny do określania aktywności mikroorganizmów osadu czynnego, a tym samym ich zdolności do usuwania zanieczyszczeń zawartych w ściekach. Wyniki Rich i in. [9] dowodzą zasadności wyboru metody TTC do charakteryzowania przemian w osadzie czynnym.

W badaniach własnych nad aktywnością osadu czynnego w warunkach tlenowych zastosowano spektrofotometryczną metodę oznaczania dehydrogenaz z chlorkiem trifenylotetrazoliowym (test TTC). Celem doświadczenia było określenie zmian aktywności dehydrogenaz osadu czynnego w zależności od składu ścieków, stosunku związków organicznych do azotowych w ściekach (ChZT/N) oraz stopnia wymiany objętościowej reaktora okresowego ze stałym napowietrzaniem.

2. Metodyka badań

Badania przeprowadzono w reaktorze okresowym typu Bioflo 3000 o pojemności 5 l (ryc. 1). Reaktor był wyposażony w mieszadło, które pracowało w trybie ciągłym z prędkością 50 obr./min oraz w system napowietrzania drobnopęcherzykowego. Do reaktora doprowadzano w sposób ciągły powietrze zapewniające stężenie tlenu równe 2 mg O_2/l.

Ryc. 1. Reaktor okresowy Bioflo 3000

Fig. 1. Sequencing batch reactor Bioflo 3000

Cykl pracy reaktora okresowego składał się z faz: napełniania (15 min), reakcji (11 lub 23 h), sedymentacji (30 min) oraz dekantacji ścieków oczyszczonych (15 min). Przy czasie reakcji 23 h dekantacja ścieków oczyszczonych zachodziła raz na dobę, co zapewniało stopień wymiany objętościowej reaktora (n) 0,5 d^{-1}. Natomiast czas reakcji 11 h wymagał dwukrotnej dekantacji ścieków oczyszczonych, co zapewniało stopień wymiany objętościowej 1 d^{-1}.

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

Wykorzystane w badaniach ścieki komunalne pobierano ze studzienki rewizyjnej kolektora ścieków. Średnie wartości wskaźników zanieczyszczeń przedstawiono w tabl. 1.

Tablica 1

Wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach komunalnych

Wskaźniki zanieczyszczeń	Wartość minimalna	Wartość maksymalna	Wartość średnia
Związki organiczne [mg ChZT/l]	163,6	604,7	268,2
Kwasy lotne [mg CH_3COOH/l]	67,4	142,8	96,6
Azot ogólny Kjeldahla [mg $N_{Kjeldahla}$/l]	23,6	73,4	52,2
Azot amonowy [mg N-NH_4/l]	16,4	43,8	30,8
Zawiesiny ogólne [mg s.m./l]	161	338	206

Przeprowadzono 5 serii badawczych, różniących się składem ścieków doprowadzanych do reaktora (tabl. 2). Ścieki komunalne wzbogacano octanem sodu w ilości 400 mg/l w celu zwiększenia udziału związków łatwo rozkładalnych. W seriach od 2 do 5 skład ścieków uzupełniano związkami azotowymi. I tak: w serii 2 azotem amonowym do 110 mg N-NH_4/l, w serii 3 azotem amonowym do 50 mg N-NH_4/l oraz azotanowym (V) do 60 mg N-NO_3/l, w serii 4 azotem azotanowym (V) do 60 mg N-NO_3/l, w serii 5 azotem azotanowym (III) do 60 mg N-NO_2/l. Dodatkowe formy azotu były wprowadzane do ścieków komunalnych celem obniżenia stosunku ChZT/N.

Tablica 2

Organizacja doświadczenia

	Seria 1	Seria 2	Seria 3	Seria 4	Seria 5
Źródło związków organicznych	ścieki komunalne + octan				
Dodatkowe źródło związków azotowych	–	N-NH_4	N-NO_3 N-NH_4	N-NO_3	N-NO_2

Obciążenie osadu czynnego ładunkiem związków organicznych (r_C) w seriach o stopniu wymiany objętościowej $n = 0{,}5\ d^{-1}$ wynosiło średnio 0,07 g ChZT/g s.m. · d, natomiast w seriach o $n = 1{,}0\ d^{-1}$ było ok. 2-krotnie wyższe.

W serii 1 obciążenie osadu czynnego ładunkiem związków azotowych (r_N) wynosiło, w zależności od stopnia wymiany objętościowej, 0,006 i 0,015 g N/g s.m. · d. Stosunek ChZT/N w ściekach w reaktorze na początku fazy reakcji kształtował się na poziomie 9,6 oraz 8,4, odpowiednio, przy n równym 0,5 i 1,0 d^{-1}. W seriach 2–5 wprowadzenie dodatkowych form azotu spowodowało wzrost r_N z 0,026 do 0,055 g N/g s.m. · d, natomiast stosunek ChZT/N w reaktorze obniżył się do 2,2–3,4.

W badaniach zastosowano osad czynny pobrany z miejskiej oczyszczalni ścieków, który adaptowano do warunków serii technologicznych każdorazowo przez okres 30 dni.

Analizy fizykochemiczne zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych, stężenia zawiesin osadu czynnego oraz dehydrogenaz osadu czynnego oznaczano zgodnie z Polskimi Normami [10].

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

Klasyfikacja związków organicznych pod względem ich podatności na biodegradację została wykonana zgodnie z procedurą podaną w [3].

3. Wyniki badań i dyskusja

W prezentowanych badaniach jako dopływ do reaktora okresowego stosowano ścieki komunalne, w których modyfikowano skład związków azotowych. W celu zachowania stężenia osadu czynnego w reaktorze na poziomie 3–4 g s.m./l z reaktora odprowadzano osad nadmierny, którego ilość zmieniała się w zależności od przyrostu osadu czynnego. W serii 1 współczynnik przyrostu biomasy był najwyższy i wynosił średnio 0,8 g s.m.o./g ChZT (tabl. 3). Wiek osadu przy $n = 0{,}5\ d^{-1}$ wynosił 15 d, natomiast przy $n = 1\ d^{-1}$ – 9 d. Najniższy współczynnik przyrostu biomasy – 0,1 g s.m.o./g ChZT uzyskano w serii 2 przy stopniu wymiany objętościowej $0{,}5\ d^{-1}$. Wiek osadu w seriach 2–5 zmieniał się od 18 d do 46 d.

Badania przeprowadzone przez Le Bihan, Lessard [11] oraz Ragusa i in. [8] wykazały, że aktywność dehydrogenaz osadu czynnego jest wprost proporcjonalna do stężenia biomasy w reaktorze. W badaniach własnych stężenie biomasy utrzymywano na stałym poziomie, zatem nie analizowano i nie wykazano tej zależności.

Tablica 3

Parametry osadu czynnego w seriach 1–5

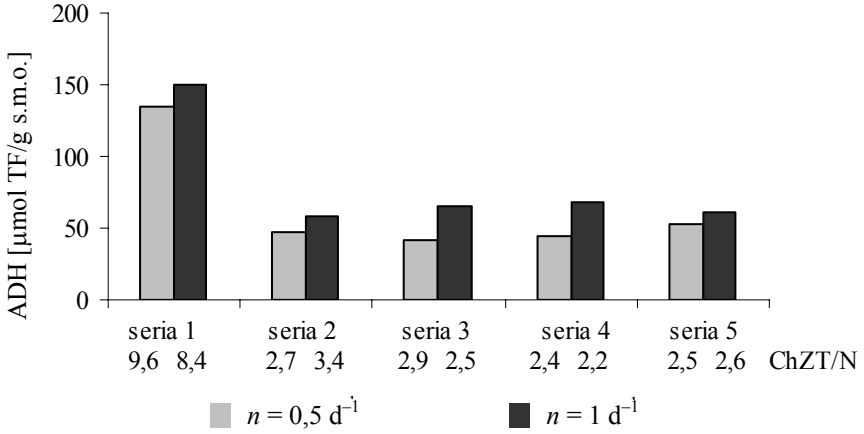
Seria	1		2		3		4		5	
Stopień wymiany objętościowej n [d^{-1}]	0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0
Wiek osadu Θ [d]	15	9	40	22	46	25	31	18	37	19
Współczynnik przyrostu biomasy Y [g s.m.o./g ChZT]	0,8	0,8	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3

Wykazano, że aktywność dehydrogenaz osadu czynnego (ADH) zależała od stopnia wymiany objętościowej i stosunku związków organicznych do azotu w ściekach (ryc. 2). Najwyższą średnią aktywność dehydrogenaz osad czynny wykazywał w serii 1, przy stosunku $ChZT/N_{og}$ 8,4–9,6. Zwiększenie stopnia wymiany objętościowej (n) z 0,5 do $1\ d^{-1}$ w serii 1 skutkowało wzrostem aktywności dehydrogenaz osadu czynnego z 134,2 µmol TF/g s.m.o. do 149,9 µmol TF/g s.m.o. Wynikało to prawdopodobnie ze wzrostu obciążenia osadu czynnego ładunkiem związków organicznych przy wyższym stopniu wymiany objętościowej ścieków.

W seriach 2–5, pomimo obciążenia osadu czynnego ładunkiem związków organicznych (r_C) na poziomie zbliżonym do serii 1, nastąpił ponad 2-krotny spadek średniej aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. Wynika z tego, że na aktywność dehydrogenaz wpływa nie tylko r_C, lecz w większym stopniu stosunek ChZT/N, który w seriach 2–5 utrzymywał się w przedziale 2,2–3,4. Najniższą średnią aktywność dehydrogenaz osadu czynnego na poziomie 41,9 µmol TF/g s.m.o. oznaczono w serii 3 przy $n = 0{,}5\ d^{-1}$, przy stężeniu azotu

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

amonowego ok. 60 mg N-NH_4/l oraz azotu azotanowego ok. 60 mg N-NO_3/l w ściekach doprowadzanych do reaktora. Najwyższą aktywność dehydrogenaz osadu czynnego 67,5 µmol TF/g s.m.o. oznaczono w serii 4 przy stopniu wymiany objętościowej równym 1 d^{-1}. We wszystkich analizowanych seriach średnia aktywność dehydrogenaz osadu czynnego była wyższa przy wyższym stopniu wymiany objętościowej, co wiązało się bezpośrednio z wyższym obciążeniem osadu czynnego ładunkiem związków organicznych. Nie wykazano zależności aktywności dehydrogenaz osadu czynnego od formy azotu w ściekach doprowadzanych do reaktora.



Ryc. 2. Zmiany aktywności dehydrogenaz osadu czynnego (ADH) w zależności od stopnia wymiany objętościowej w reaktorze w seriach 1–5

Fig. 2. Changes in dehydrogenase activity of activated sludge (ADH) depending on volumetric exchange rate in reactor in series 1–5

Tiquia i in. [12] zaobserwowali, że im wyższa zawartość związków organicznych, tym wyższa aktywność dehydrogenaz mikroorganizmów obecnych w kompoście. Jednocześnie przy wyższym stężeniu azotu całkowitego mikrobiologiczna aktywność dehydrogenaz malała. Buraczewski [13] obserwował zwiększanie się aktywności dehydrogenaz ze wzrostem obciążenia osadu czynnego. Autor stwierdził, że dodanie ścieków miejskich do ścieków przemysłowych powodowało podwyższenie aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. Perucci i in. [14] zauważyli, że aktywność dehydrogenaz obrazuje całkowitą aktywność utleniającą mikroflory glebowej i w konsekwencji może być stosowana jako dobry wskaźnik aktywności mikrobiologicznej. Zwrócili uwagę również na związek między aktywnością dehydrogenaz a ilością węgla organicznego w glebie. Wyniki badań własnych potwierdzają, że aktywność dehydrogenaz wzrasta ze wzrostem obciążenia osadu czynnego ładunkiem związków organicznych w reaktorze. Spadek stosunku ChZT/N z 8,4–9,6 do 2,2–3,4 skutkował zmniejszeniem się aktywności dehydrogenaz osadu czynnego.

Ścieki komunalne wykorzystywane w badaniach własnych, pobierane bezpośrednio z kolektora, charakteryzowały się dużą zmiennością stężenia zanieczyszczeń (tabl. 1). Średnie stężenie związków organicznych wyrażonych jako ChZT zmieniało się od 270 do 498 mg ChZT/l. Wykonano analizę związków organicznych w ściekach komunalnych pod kątem ich podatności na biodegradację. Dysponując całkowitym stężeniem ChZT w ście-

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

kach, wyznaczono stężenie ChZT rozpuszczonego i ChZT w zawiesinie (tabl. 4). Stężenie związków organicznych rozpuszczalnych bardzo łatwo i łatwo rozkładalnych, które są najszybciej wykorzystywane przez mikroorganizmy osadu czynnego, stanowiło najwyższy procentowy udział w całkowitym stężeniu ChZT i pozostawało na zbliżonym poziomie ok. 80%. Trudno rozkładalne lub nierozkładalne związki organiczne rozpuszczalne oraz obecne w zawiesinie stanowiły najmniejszy, kilkuprocentowy udział w całkowitym stężeniu ChZT.

Tablica 4

Charakterystyka związków organicznych w ściekach komunalnych

Związki organiczne	Podatność na biodegradację	Seria 1		Seria 2		Seria 3		Seria 4		Seria 5	
		Stopień wymiany objętościowej [d^{-1}]									
		0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0
ChZT rozpuszczalne [mg ChZT/l]	bardzo łatwo rozkładalne	136,3	136,6	136,1	126,9	148,9	136,8	132,4	147,3	108,5	131,1
	łatwo rozkładalne	221,6	218,5	173,3	97,9	205,9	204,2	209,5	218,5	206,5	224,2
	trudno lub nierozkładalne	13,3	14,7	10,8	8,1	14,9	12,9	13,3	13,5	10,9	12,2
ChZT w zawiesinie [mg ChZT/l]	łatwo rozkładalne	50,2	94,8	20,5	23,5	73,8	54,4	67,2	47,6	22,2	18,8
	trudno rozkładalne	22,2	24,4	17,9	13,5	24,8	21,5	22,2	22,5	18,3	20,3
ChZT całkowite [mg ChZT/l]		443,6	488,9	358,6	269,9	468,3	429,8	444,6	449,4	366,4	406,6

Miksch [15] dowodzi na podstawie testu tetrazoliowego, że osad czynny musi mieć czas na aklimatyzację do ścieków. W przypadku gdy ścieki charakteryzują się zmiennym składem jakościowym, to – według autora – jakość, a nie ilość doprowadzanych zanieczyszczeń decyduje o aktywności dehydrogenaz osadu czynnego. W badaniach własnych, ze względu na zbliżony udział łatwo rozkładalnych związków organicznych w ściekach, a równocześnie zmienny stosunek ChZT/N (wynikający z wprowadzenia dodatkowych form azotu), można wnioskować jedynie o wpływie stosunku ChZT/N na aktywność dehydrogenaz osadu czynnego.

Mąkowski, Myszograj [16] donoszą, że osad czynny o aktywności dehydrogenaz 50–120 μmol TF/g s.m.o. usuwa związki organiczne ze ścieków z efektywnością od 77 do 94%. W badaniach własnych wartości aktywności dehydrogenaz osadu czynnego wynosiły w granicach 42–150 μmol TF/g s.m.o., co pozwoliło na uzyskanie sprawności redukcji ChZT na poziomie 85–90%.

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

4. Wnioski

- Najwyższą aktywność dehydrogenaz osadu czynnego (134–150 μmol TF/g s.m.o.) uzyskano przy stosunku związków organicznych do azotowych w ściekach na poziomie 8,4–9,6. Ponad 2-krotny spadek średniej aktywności dehydrogenaz osadu czynnego odnotowano przy stosunku ChZT/N obniżonym do 2,2–3,4.
- Dwukrotny wzrost obciążenia osadu czynnego ładunkiem związków organicznych z 0,07 do 0,14 g ChZT/g s.m. · d, wynikający ze zwiększenia stopnia wymiany objętościowej z 0,5 do 1 d^{-1}, powodował wyższą aktywność dehydrogenaz osadu czynnego.
- Forma azotu w ściekach doprowadzanych do reaktora okresowego nie miała wpływu na aktywność dehydrogenaz osadu czynnego, która mieściła się w granicach 42–68 μmol TF/g s.m.o.

Literatura

[1] Murray R.K., Granner D.K., Mayes P.A., Rodwell V.W., *Biochemia Harpera*, PZWL, Warszawa 1994, 159-173.

[2] Przewłocki J., *Kontrola procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym za pomocą testu TTC*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna 3, 1970, 103-106.

[3] Barnard J.L., Oleszkiewicz J.A., *Charakterystyka ścieków i przykłady jej wpływu na wielkość komory osadu czynnego*, Filozofia projektowania a eksploatacja oczyszczalni ścieków, materiały seminarium szkoleniowego, Kraków 2000, 239-248.

[4] Andreottola G., Baldassarre L., Collivignarelli C., Pedrazzani R., Principi P., Sorlini C., Ziglio G., *A comparison among different methods for evaluating the biomass activity in activated sludge systems: preliminary results*, Water Science and Technology 46, 1–2, 2002, 413-417.

[5] Strzeżek J., Wołos A., *Ćwiczenia z biochemii*, Wydawnictwo ART, Olsztyn 1997, 287-288.

[6] Coello-Oviedo M.D., Barragan-Sanchez J., Quiroga-Alonso J.M., *Enzymatic estimation of biosolids stability in aerobic digestion systems*, Enzyme and Microbial Technology 36, 2005, 191-197.

[7] Wuertz S., Pfleiderer P., Kriebitzsch K., Spath R., Griebe T., Coello-Oviedo D., Wilderer P.A., Flemming H.C., *Extracellular redox activity in activated sludge*, Water Science and Technology 37, 4–5, 1998, 379-384.

[8] Ragusa S.R., McNevin D., Qasem S., Mitchell C., *Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms*, Water Research 38, 2004, 2865-2873.

[9] Rich P.R., Mischis L.A., Purton S., Wiskich J.T., *The sites of interaction of triphenylotetrazolium chloride with mitochondrial respiratory chains*, FEMS Microbiology Letters 202, 2001, 181-187.

[10] Polskie Normy http://www.pkn.pl/.

[11] Le Bihan Y., Lessard P., *Influence of operational variables on enzymatic tests applied to monitor the microbial biomass activity of a biofilter*, Water Science and Technology 37, 4–5, 1998, 199-202.

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ

[12] T i q u i a S.M., W a n J.H.C., T a m N.F.Y., *Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification and nitryfication potential*, Process Biochemistry 37, 2002, 1057-1065.

[13] B u r a c z e w s k i G., *Wpływ obciążenia osadu czynnego na aktywność dehydrogenaz*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna 6, tom XLVIII, 1974, 205-207.

[14] P e r u c c i P., B o n c i a r e l l i U., S a n t i l o c c h i R., B i a n c h i A.A., *Effect of rotation, nitrogen fertilization and management of crop residues on some chemical, microbiological and biochemical properties of soil*, Biology and Fertility of Soils 24, 1997, 311-316.

[15] M i k s c h K., *Zastosowanie oznaczania aktywności dehydrogenaz w procesie biodegradacji ścieków rafineryjnych*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna 8, 1977.

[16] M ą k o w s k i M., M y s z o g r a j S., *Praktyczne wykorzystanie oznaczenia aktywności dehydrogenaz osadu czynnego do kontroli procesu oczyszczania ścieków*, Zeszyty Naukowe Politechniki Zielonogórskiej 117, Inżynieria Środowiska 8, 2000.

BIBLIOTEKA CYFROWA POLITECHNIKI KRAKOWSKIEJ