

Bogdan WYRWAS¹, Izabela KRUSZELNICKA²,
Dobrochna GINTER-KRAMARCZYK²

¹ Instytut Chemii i Elektrochemii Technicznej
Politechnika Poznańska,

² Instytut Inżynierii Środowiska
Politechnika Poznańska,

WPŁYW ANIONOWYCH I NIJONOWYCH ZWIĄZKÓW POWIERZCHNIOWO CZYNNYCH NA KONDYCJĘ OSADU CZYNNEGO W PRZEPŁYWOWYM TEŚCIE BIODEGRADACYJNYM

THE EFFECT OF ANIONIC AND NON IONIC SURFACTANTS IN
CONTINUOUS FLOW ACTIVATED SLUDGE TEST

The article presents the results of the biodegradability of Triton X-100 and sodium dodecylbenzene sulphonate in flow - injection activated sludge. synthetic sewage with increasing doses of nonionic and anionic surfactant (1÷1000 mg/l) was added to the system containing activated sludge (modified Husmann's apparatus). Parameters including concentration of sludge, sedimentation rate, sludge index, and the concentration of surfactant in different parts of the system were examined. The concentration of nonionic and anionic surfactants determined by spectrophotometric methods MBAS and BiAS and compared with the results obtained by indirect tensammetric methods.

1. Wprowadzenie

Surfaktanty to związki powszechnie wykorzystywane w gospodarstwach domowych i przemyśle. Poszczególne typy surfaktantów: detergenty płynne, środki skoncentrowane, proszki i tabletki, wykazują tendencje wzrostowe w produkcji i zużyciu. Niekontrolowane wprowadzanie związków powierzchniowo czynnych do naturalnych zbiorników wodnych powoduje zakłócenie naturalnego procesu samooczyszczania wody. Konsekwencją tego może być zakłócenie procesu sedymentacji zawiesin, deficyt tlenowy (surfaktanty tworzą na powierzchni wody warstwę, która utrudnia dyfuzję tlenu z atmosfery, konsekwencją czego jest śmierć organizmów), pienienie się wód, eutrofizacja zbiorników wodnych, toksyczne oddziaływanie na mikroorganizmy w środowisku wodnym, zahamowanie procesów biodegradacji łatwo utleniających związków organicznych i nityfikacji azotu amonowego, zaburzenia w równowadze hormonalnej organizmów żywych, wzrost toksyczności innych substancji (poprzez obniżania napięcia

powierzchniowego wody wzrasta rozpuszczalność wielu niebezpiecznych związków, np. pestycydów czy chlorowęglodorów). Badania biodegradacji surfaktantów prowadzone są przy niskich stężeniach (10 mg/l). Obserwuje się jednak, że ścieki po produkcji detergentów mogą zawierać nawet do kilkuset mg/l tych związków. Istnieje zatem potrzeba ciągłego monitoringu ilości wprowadzanych surfaktantów, a także prowadzenie nieustannej kontroli ich wpływu na środowisko naturalne.

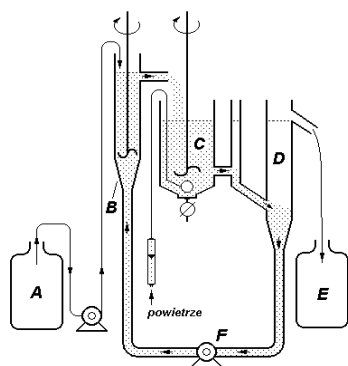
Produkcja mydła i produktów organicznych powierzchniowo czynnych oraz preparatów stosowanych jako mydło przekroczyła w Polsce w roku 2008 wartość 62 tys. ton [6]. Wśród nich coraz większą grupę stanowią surfaktanty niejonowe będące produktami oksyetylenowania głównie alkoholi tłuszczowych oraz alkilofenoli, a także związki anionowe głównie liniowe alkilobenzenosulfoniany [3-6,8, 11].

W ramach badań określono wpływ oksyetylenowanego alkilofenolu Tritonu X-100 (TX-100) z grupy surfaktantów niejonowych i dodecylobenzenosulfonianu sodu (DBSNa) z grupy surfaktantów anionowych na stan i zachowanie się osadu czynnego w przepływowym teście biodegradacyjnym. W trakcie przebiegu eksperymentu badano takie parametry jak: szybkość sedimentacji, koncentrację osadu, indeks osadu, pH, temperaturę, stężenie tlenu i efektywność biodegradacji TX-100 i DBSNa w miarę zwiększania obciążenia układu tymi związkami powierzchniowo czynnymi (0÷1000mg/l). Artykuł stanowi fragment prac badawczych nad biodegradacją anionowych i niejonowych związków powierzchniowo czynnych.

2. Część doświadczalna

2.1. Schemat aparatury

Dynamiczny test biodegradacji surfaktantów przeprowadzono w zmodyfikowanym aparacie Husmann'a symulującym pracę oczyszczalni ścieków, który przedstawiono na rysunku 1. Bioreaktor wypełniono ośmioma litrami osadu czynnego, pochodzącego z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Szamotułach.



- A – zbiornik z roztworem pożywki i surfaktanta
- B – komora denitryfikacyjna
- C – komora nityfikacyjna (tlenowa)
- D – komora sedimentacyjna (odstojnik)
- E – zbiornik oczyszczonych ścieków
- F – pompa do zawracania osadu czynnego

Rys. 1. Schemat układu do testu biodegradacyjnego w przepływie

Fig. 1. Diagram of the biodegradation test in the flow.

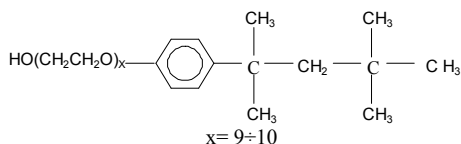
2.2. Badania wstępne

Osad czynny stanowi żywą, klączkową zawiesinę złożoną głównie z bakterii heterotroficznych i pierwotniaków, w której procesy rozkładu materii dominują nad procesami syntezy. Kontakt żywych organizmów, które występują w osadzie czynnym ze ściekami odbywa się poprzez błonę komórkową, przez którą zachodzi dyfuzja związków organicznych, produktów pośrednich i końcowych metabolizmu oraz gazów do wnętrza komórki i odwrotnie. Im większa powierzchnia czynna wymiany, tym intensywniej zachodzą wszystkie procesy biochemiczne. Dlatego dobrze pracujący osad czynny powinien charakteryzować się rozwiniętą powierzchnią i dobrymi właściwościami sedymentacyjnymi. Wstępnie badano takie parametry jak koncentrację osadu, szybkość sedymentacji, indeks osadu, stężenie surfaktanta w poszczególnych częściach układu oraz obserwację mikroskopową. Analizowano również parametry niezależne od składu pożywki:

- **temperaturę** - optymalna temperatura nie powinna być niższa niż 20°C; ma duży wpływ na kondycję osadu czynnego, wyższe temperatury rzadziej prowadzą do zakłóceń niż niskie
- **pH** - w dobrze pracującym osadzie czynnym wartość odczynu pH waha się w granicach 7,5÷8,5
- **stężenie tlenu** - klączki powinny być równomiernie unoszone w masie ścieków przepływającej przez komorę napowietrzania; aby zagwarantować bakteriom warunki tlenowe, stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach powinno wynosić powyżej 2 mg/l.

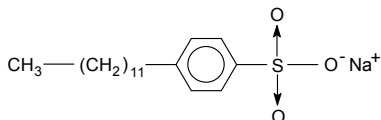
2.3. Badania z wykorzystaniem aparatu Husmann'a

Istota badań dotyczyła analizy stężenia surfaktantów i produktów ich biodegradacji na stan osadu czynnego, w warunkach dynamicznego testu biodegradacyjnego z osadem czynnym w aparacie Husmann'a. Układ badawczy składał się z dwóch równolegle pracujących aparatów. W jednym z nich prowadzono biodegradację Tritonu X-100 należącego do grupy niejonowych związków powierzchniowo czynnych (NZPC). Do drugiego układu dozowano surfaktant anionowy - DBSNa. Triton X-100 to oksyetylenowany alkilfenol, którego średnia liczba grup oksyetylenowych wynosi 9,5.



TX-100 jest bezbarwnym lub lekko żółtawym płynem, w temperaturze pokojowej dość lepkiem, nieco bardziej gęstym od wody i doskonale w niej rozpuszczalnym.

Drugi badany związek powierzchniowo czynny to liniowy dodecylobenzenosulfonian sodu (DBSNa) należący do grupy surfaktantów anionowych (AZPC). Jest najczęściej stosowanym przedstawicielem alkilobenzenosulfonianów sodu.



Eksperyment trwał 59 dni. W ciągu 6 pierwszych dni prowadzono samooczyszczanie się osadu oraz jego adaptację. Następnie przez kolejne 33 dni do jednego z układów podawano syntetyczną pożywkę ze stopniowo wzrastającą zawartością TX-100 (o stężeniu 0÷1000mg/l), a do układu drugiego - pożywkę z anionowym środkiem powierzchniowym o identycznym stężeniu. Po tym okresie zakończono dozowanie surfaktantów. Oba układy ponownie zasilano czystą pożywką, dzięki temu przez ostatnie 20 dni testu biodegradacyjnego obserwowano w jakim stopniu osad potrafił się odbudować. Skład pożywki przedstawiono w Tabeli 1.

Tab. 1. Skład i zawartość poszczególnych składników standardowej pożywki syntetycznej.

Table 1. The composition and content of the standard synthetic medium.

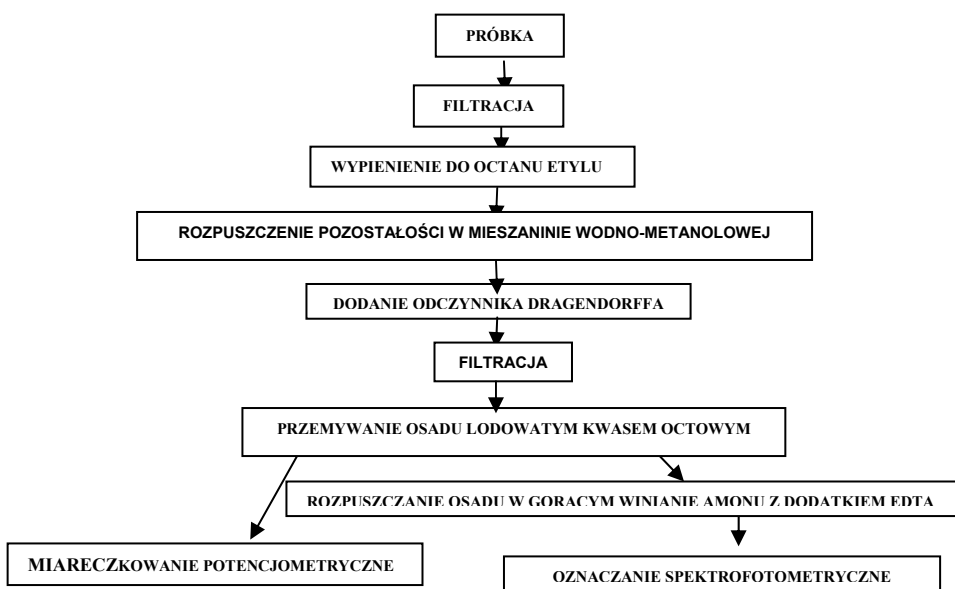
Składniki pożywki	Stężenie składników
NaCl	7 mg/l
CaCl ₂ ·2H ₂ O	4 mg/l
K ₂ HPO ₄	28 mg/l
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2 mg/l
NaHCO ₃	98 mg/l
CO(NH ₂) ₂	30 mg/l
Pepton (aminobak)	160 mg/l
Ekstrakt mięsny	110 mg/l

Pożywkę podawano do komór denitryfikacyjnych z prędkością $V=1$ l/h, a zbierający się w odstojnikach osad przenoszony był przy pomocy pomp do komór denitryfikacyjnych z prędkością przepływu 2 l/h. Osad czynny znajdujący się w komorze nityfikacyjnej podlegał ciągłemu mieszaniu w celu równomiernego napowietżenia a tym samym utrzymania osadu w zawieszeniu. Średnie stężenie tlenu w trakcie prowadzenia całego testu biodegradacyjnego wynosiło 3,6 mg/l. Podczas trwania eksperymentu codziennie pobierano ok. 250÷300 ml wycieku, konserwując go 5 ml formaliny, podawano syntetyczną pożywkę, badano takie parametry jak temperaturę, pH, stężenie tlenu w komorach, sedymentację oraz wyznaczano indeks i stężenie osadu czynnego osadu. Pobierano także próbki z komory tlenowej i denitryfikacyjnej oraz analizowano zawartość surfaktantów również w suchej masie osadu. Stężenie TX-100 w próbce wycieku analizowano za pomocą metody spektrofotometrycznej (jodobizmutanowej BiAS) oraz tensammetrycznie (ITM) w Zakładzie Chemii Ogólnej i Nieorganicznej. Natomiast stężenie anionowego związku powierzchniowo czynnego wyznaczano za pomocą standardowej metody MBAS.

2.4. Metodyka badań

W badaniach do oznaczania niejonowych związków powierzchniowo czynnych zastosowano zmodyfikowaną metodę jodobizmutanową (Rys. 2). Do zlewki wprowadzano

odpowiednią ilość oksyetylatu ($0\div 300\ \mu\text{g}$) i dodawano 8 ml wody redestylowanej, 1 ml metanolu i 6 ml zmodyfikowanego odczynnika Dragendorff'a. Roztwór był mieszany 15 minut na mieszadle magnetycznym, następnie odstawiano go na 15 minut. W tym czasie wytrącał się pomarańczowy osad oksyetylatu z odczynnikiem jodobizmutanowym. Roztwór sączono na tyglu ze spiekem ceramicznym o porowatości G-4 i średnicy 2 cm pod zmniejszonym ciśnieniem, a zatrzymany osad przemywano 5 ml lodowatego kwasu octowego ($5 \times 1\ \text{ml}$). Następnie wytrącony osad rozpuszczano w 2 ml roztworu rozpuszczającego ($0,1\ \text{M EDTA}$ i $0,5\ \text{CH}_3\text{COONa}$), przenoszono do kolbki miarowej o objętości 10 ml. Do kolbki dodawano 3 ml kwaśnego roztworu kompleksującego (KI w środowisku HCl i podfosforynu sodu NaH_2PO_2) i uzupełniano wodą redestylowaną. Powstanie żółtego zabarwienia roztworu świadczyło o obecności jodkowego kompleksu bizmutu. Zawartość analitu oznaczono pośrednio poprzez spektrofotometryczny pomiar zawartości bizmutu, który odpowiadał ekwiwalentnej ilości surfaktanta niejonowego dla $\lambda_{\text{max}}=460\ \text{nm}$. Precyzja metody wynosi $\text{RSD}=8,75\%$ (dla $50\ \mu\text{g TX-100}$).



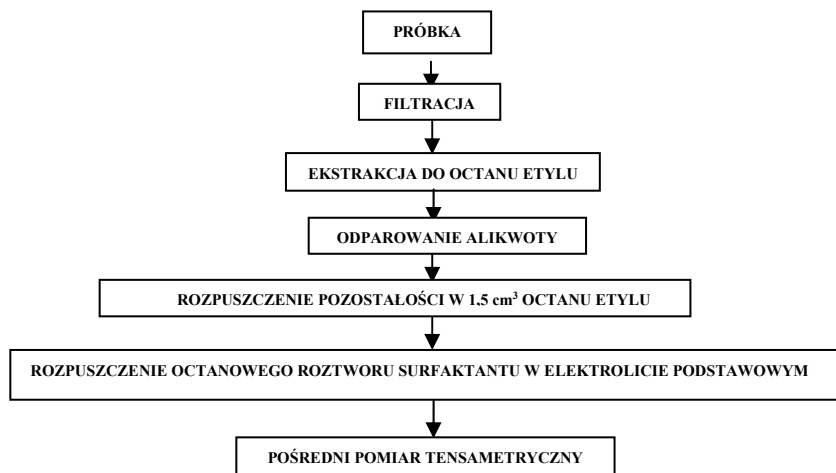
Rys. 2. Schemat procedury analitycznej metody BiAS

Fig. 2. The scheme of the procedure of BiAS analytical method.

O ile oznaczenie anionowych związków powierzchniowo czynnych (AZPC) nie przedstawia specjalnych trudności, to analiza niejonowych związków powierzchniowo czynnych (NZPC) należy do trudnych obszarów współczesnej analityki. Dlatego w celu kontroli poprawności uzyskiwanych wyników zastosowano również do oznaczania surfaktantów niejonowych w badanych próbkach również pośrednią metodę tensammetryczną ITM (Rys. 3). Łączy ona w sobie etap wydzielania niejonowych

surfaktantów z matrycy wodnej z techniką pośredniego pomiaru tensammetrycznego. Sygnałem analitycznym jest obniżenie piku tensammetrycznego substancji monitorującej (octan etylu) [9]. Obniżenie to spowodowane jest konkurencyjną adsorpcją niejonowych surfaktantów, które wypierają octan etylu z powierzchni kropli rtęci. Jest to metoda elektroanalityczna, której sygnałem analitycznym jest wielkość obniżenia piku tensammetrycznego substancji monitorującej w obecności oksyetylatów.

Badania zawartości NZPC w analizowanych próbkach wykonane obiedwiema metodami (BiAS i ITM) dały podobne rezultaty.



Rys.3. Schemat procedury pośredniej metody tensammetrycznej ITM

Fig.3. The scheme of indirect tensammetric method.

Stężenie anionowego związku powierzchniowo czynnego wyznaczano za pomocą standardowej metody MBAS, która wykorzystuje fakt, że związki te z błękitem metylenowym tworzą niebieski kompleks, który po ekstrakcji chloroformem oznacza się spektrofotometrycznie. Intensywność zabarwienia jest proporcjonalna do ilości anionowego związku powierzchniowo czynnego w próbce. Na podstawie uzyskanych wyników oceniono podatność na biodegradację obu surfaktantów oraz ich wpływu na kondycję osadu czynnego w warunkach testu dynamicznego OECD.

Stopień biodegradacji obliczano ze wzoru:

$$\text{stopień biodegradacji} = [(C_0 - C_x) / C_0] \cdot 100 \%$$

gdzie : C_0 – stężenie surfaktanta wprowadzonego do pożywki [mg/l],
 C_x – stężenie surfaktanta w zanalizowanej próbce testu [mg/l]

3. Omówienie wyników

Zestawienie wyników określających wpływ niejonowego i anionowego surfaktanta na kondycję osadu czynnego zawarto w Tabeli 2.

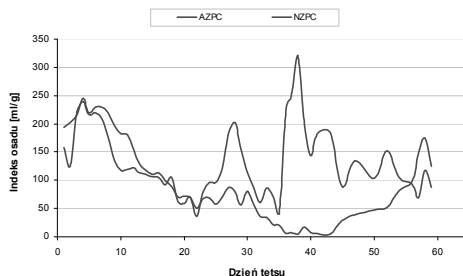
Tab. 2. Porównanie wpływu surfaktanta niejonowego i anionowego na kondycję osadu czynnego w przepływowym teście biodegradacyjnym.

Tab. 2. The comparison of effect of anionic and nonionic surfactants on the conditions of the sludge

Dzień testu	Stęż. dozow. surfakt. [mg/]	Stężenie osadu czynnego [g/l]		IO [ml/g]		Stężenie surf. na odpływie [mg/l]		Stopień biodegradacji [%]	
		DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100
1	0	4,9	3,55	194	158	0,0356	1,05		
2	0	4,36	4,70	202	126	0	0,72		
3	0	3,81	3,62	215	221	0	0,75		
4	0	3,45	3,10	246	239	0	0,79		
5	0	3,81	3,50	220	217	0	0,61		
6	0	3,85	3,51	229	219	0	0,51		
7	1	3,75	3,59	229	209	0	0,44		
8	1	3,47	3,46	219	176	0,0015	0,6	99,9	40
9	1	3,47	3,40	196	136	0,0155	0,45	98,5	55
10	2	3,13	3,32	182	118	0,0297	0,45	97,0	55
11	2	2,77	2,86	180,5	119	0,0402	0,53	98,0	73,5
12	2	2,53	2,71	154	122	0,0294	0,6	98,5	70
13	2	2,4	2,28	129	114	0,0356	0,58	98,2	71
14	5	2,55	2,27	118	110	0,0384	0,51	98,1	74,5
15	5	2,45	2,18	110	106	0,1262	0,5	97,5	90
16	5	2,48	2,02	113	104	0,0835	0,49	98,3	90,2
17	10	2,53	1,96	99	92	0,1386	0,41	97,2	91,8
18	10	2,28	1,33	89	105	0,5341	0,88	94,7	91,2
19	10	2,3	1,77	70	62	0,6176	0,65	93,8	93,5
20	10	2,09	1,53	72	59	0,5054	0,58	95,0	94,2
21	10	1,68	1,13	71	71	0,4144	0,69	95,9	93,1
22	20	2,22	1,65	49,5	36	0,8023	0,69	92,0	93,1
23	20	1,65	0,76	67	80	1,68	1	91,6	95
24	20	1,6	0,62	69	97	3,47	0,72	82,7	96,4
25	50	1,73	0,62	58	97	3,7	0,74	81,5	96,3
26	50	1,13	0,42	71	121	5,99	1,15	88,0	97,7
27	50	0,69	0,27	87	185	6,41	1,15	87,2	97,7
28	100	0,88	0,35	79,5	203	6,08	4,7	87,8	90,6
29	100	0,89	0,39	56	156	22,4	3,85	77,6	96,2
30	100	0,93	0,44	81	115	21,13	19,6	78,9	80,4

Dzień testu	Stęż. dozow. surfakt. [mg/]	Stężenie osadu czynnego [g/l]		IO [ml/g]		Stężenie surf. na odpływie [mg/l]		Stopień biodegradacji [%]	
		DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100	DBSNa	TX-100
31	200	0,87	0,11	57,5	88	19,86	19	80,1	81
32	200	1,11	1,16	36	60	37,85	18,4	81,1	90,8
33	200	1,19	0,82	34	86	42,17	21,9	78,9	89,1
34	500	0,92	0,84	22	71	53,66	14,3	73,2	92,9
35	500	0,25	0,23	20	44	164	120,8	67,2	75,8
36	500	0,18	0,05	5,5	222	207,1	109,6	58,6	78,1
37	1000	0,13	0,02	7,7	250	196,4	39	60,7	92,2
38	1000	0,2	0,03	5	320	465,5	167,2	53,5	83,3
39	1000	0,06	0,04	16,7	200	582,7	274	41,7	72,6
40	0	0,14	0,01	7,1	143	602,6	280,1	39,7	72
41	0	0,17	0,06	5,9	182	142,5	8,86		
43	0	0,21	0,14	4,8	185	22,26	14,7		
45	0	0,54	0,34	28	90	11,79	13,9		
47	0	0,51	0,37	39	135	5,27	6,82		
50	0	0,62	0,49	48	103	1,49	1,9		
52	0	0,59	0,33	51	152	0,883	1,53		
54	0	0,55	0,53	82	105	0,9851	4,24		
56	0	0,72	0,54	97	93	0,8969	4,02		
57	0	0,71	1,32	148	68	0,4209	1,66		
58	0	0,57	0,98	175	118	0,2112	2,46		
59	0	0,68	1,37	125	88	0,2153	3,83		

Indeks osadu

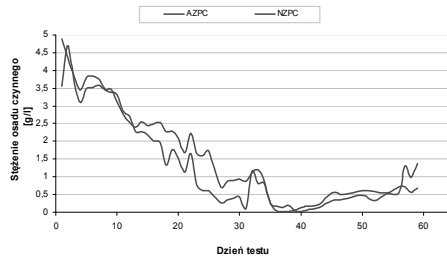


Rys.4. Porównanie zmian indeksu osadu w czasie trwania testu w układzie z dozowanym surfaktantem niejonowym i anionowym.

Fig.4. The comparison of the changes in an index of sludge during the test in the system to which nonionic and anionic surfactants were added.

Zaobserwowano znacznie większe wahania IO w układzie z TX-100 ($36 \div 320$ ml/g) niż w układzie z DBSNa ($5 \div 249$ ml/g). Po zakończeniu dozowania surfaktanta w układzie z anionowym środkiem powierzchniowo czynnym zaobserwowano wzrost indeksu osadu do wartości 175 ml/g, z kolei w układzie z TX-100 indeks osadu powrócił do wartości 88 ml/g w ostatnim dniu testu (Rys. 4).

Stężenie osadu czynnego

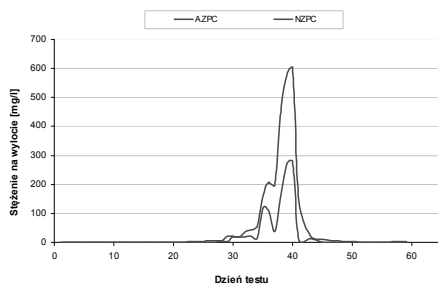


Rys. 5. Zależność ilości osadu czynnego w czasie trwania testu OECD w układach z niejionowym i anionowym surfaktantem.

Fig. 5 The dependence of the quantity of activated sludge during the test, the OECD in systems with nonionic and anionic surfactants.

W układzie z TX-100 zaobserwowano niższą koncentrację osadu czynnego niż z anionowym DBSNa. Obciążenie układu (1g DBSNa/l) spowodowało spadek stężenia osadu czynnego do 0,06 g/l. Jeszcze bardziej został wyniszczony osad przez niejonowy TX-100, powodując ponad czterokrotnie większy spadek stężenia osadu czynnego (0,014 g/l) w porównaniu z analogiczną dawką DBSNa. Zakończenie dozowania surfaktantów do obu układów spowodowało sukcesywne odbudowywanie się osadu, które lepiej przebiegało w układzie z DBSNa, chociaż w ostatnich dniach testu biodegradacyjnego (po 19 dniach od zaprzestania dodawania surfaktantów) widoczna była wyższa wartość stężenia osadu czynnego w układzie z TX-100 (1,37 g/l) w porównaniu z anionowym DBSNa, który osiągnął zaledwie połowę tej wartości (0,69 g/l). TX-100 wykazał bardziej destrukcyjne działanie na osad czynny niż DBSNa (Rys. 5).

Stężenie surfaktantów na odpływie

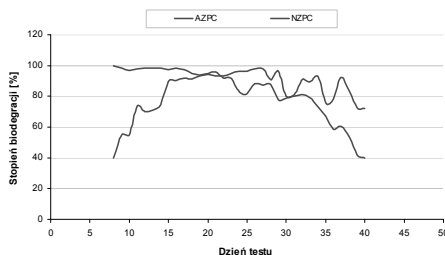


Rys. 6. Stężenie Tritonu X-100 (ozn. metodą BiAS) i DBSNa (ozn. met. MBAS) na odpływie z obu układów.

Fig. 6. The concentration of Triton X-100 (determined by BIAS) and DBSNa (determined by MBAS) in effluents from both systems

Początkowo stężenia surfaktanta niejonowego i anionowego na odpływie z aparatu Husmann'a utrzymywały się na podobnym podobnym niskim poziomie i układ dobrze radził sobie z niewielkimi stężeniami poszczególnych surfaktantów. Po zwiększeniu obciążenia układu ich stężenia na odpływie zaczęły wzrastać i dla dawki 1 g/l stężenie TX-100 na odpływie wyniosło 280 mg/l, a dla DBSNa wyniosło aż 603 mg/l. Stwierdzono, że dla dużych stężeń surfaktanta (powyżej 0,2 g/l), DBSNa gorzej ulegał biodegradacji niż TX-100.

Stopień biodegradacji



Rys. 7. Porównanie stopnia biodegradacji TX-100 z DBSNa w przepływowym teście biodegradacyjnym.

Fig. 7. The comparison of the biodegradability of TX-100 with DBSNa in the continuous flow activated sludge test

Przy niskim obciążeniu układu, anionowy DBSNa prawie całkowicie uległ rozkładowi, osiągając stopień biodegradacji ponad 90% (Rys. 7). Natomiast dla TX-100 stopień rozkładu wzrastał stopniowo w czasie trwania testu i początkowo wynosił zaledwie 40%, co można wytłumaczyć faktem, że osad trudniej adoptował się do nowych warunków. Po 22 dniach testu (obciążenie układu 20 mg/l) sytuacja uległa odwróceniu. TX-100 w lepszym stopniu ulegał biodegradacji pierwotnej (73%) niż DBSNa, którego stopień biodegradacji spadł do wartości zaledwie 40% (dla obciążenia układu 1 g surfaktanta/l). Przyczyną zaistniałej sytuacji mogło być powstanie specjalistycznego szczepu bakteryjnego lepiej rozkładającego TX-100 niż DBSNa.

4. Wnioski

Porównując wpływ niejonowego surfaktanta TX-100 na kondycję osadu czynnego z anionowym związkiem DBSNa, stwierdzono znacznie większe wahania indeksu osadu w układzie gdzie dozowano TX-100. Oksyetylenowany alkilofenol działał bardziej destrukcyjnie na osad czynny niż surfaktant anionowy. W wyniku porównania adsorpcji surfaktanta niejonowego TX-100 z adsorpcją anionowego związku powierzchniowo czynnego DBSNa, stwierdzono, że TX-100 zdecydowanie w większym stopniu adsorbuje się na osadzie czynnym przy maksymalnej dawce dozowanego surfaktanta (1g/l). Natomiast w przypadku małych dawek związku powierzchniowo czynnego sytuacja była zupełnie odwrotna – to surfaktant anionowy w większym stopniu adsorbował się na osadzie czynnym. Udział anionowego surfaktanta zaadsorbowanego na osadzie wahał się w granicach 4÷80%, z kolei dla TX-100 stopień jego zaadsorbowania na osadzie był zdecydowanie niższy i wynosił od 0,12% do 37%. Porównując stopień biodegradacji TX-100 z DBSNa stwierdzono, że do dnia, w którym zadozowano 0,2 g/l surfaktanta lepszej biodegradacji ulegał surfaktant anionowy. Po przekroczeniu tej dawki sytuacja zmieniła się i w większym stopniu biodegradacji ulegał surfaktant niejonowy TX-100. Dla wysokiego stężenia surfaktanta (1g/l) lepszej biodegradacji pierwotnej w przepływowym teście ulegał TX-100, osiągając 73%, niż surfaktant anionowy DBSNa (tylko 40%). Analiza mikroskopowa wykazała pojawienie się wyspecjalizowanych szczepów bakteryjnych, które wykształciły się pod wpływem stopniowo wzrastającej dawki badanych związków powierzchniowo czynnych.

Bibliografia

- [1] Ahel, M., W. Giger, and C. Schaffner. *Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. I. Occurrence and transformation in sewage treatment*, Water Res., 1994a, 28, 1131-1142
- [2] Ahel, M., W. Giger, and C. Schaffner. *Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. II. Occurrence and transformation in rivers*, Water Res., 1994b, 28 1143-1152
- [3] Chen, H.-J., Tseng, D.-H., Huang, S.-L., *Biodegradation of octylphenol polyethoxylate surfactant Triton X-100 by selected microorganisms*, Bioresource Technology, 2005, 96 1483-1491
- [4] Chen, H.-J., Guo, G.-L., Tseng, D.-H., Cheng, C.-L., Huang, S.-L., *Growth factors, kinetics and biodegradation mechanism associated with Pseudomonas nitroreducens TX1 grown on octylphenol polyethoxylate*, Journal of Environmental Management, 2006, 80 279-286
- [5] Frańska, M., Frański, R., Szymanski, A., Lukaszewski, Z., *A central fission pathway in alkylphenol ethoxylate biodegradation*, Water Res. 2003, 37 1005-1014
- [6] Koh, Y.K.K., Lester, J.N., Scrimshaw, M.D. *Fate and behavior of alkylphenol and their polyethoxylates in an activated sludge plant*, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2005, 75 1098-1106
- [7] Mały Rocznik Statystyczny Polski, 2009
- [8] Montgomery-Brown, J., Drewes, J.E., Fox, P., *Behavior of alkylphenol polyethoxylate metabolites during soil aquifer treatment*, Water Res., 2003, 37 3672-3681
- [9] Szymański A., Łukaszewski Z., *Indirect tensammetric method for determination of non-ionic surfactants*, Analitica Chimica Acta, 1992, 25 260
- [10] Szymański A., Łukaszewski Z., *Adsorptive stripping tensammetry of oxyethylene-oxypropylene block copolymers*, Electroanalysis, 1994, 6 1094-1102
- [11] Szymański A., Wyrwas B., Bubień E., Kurosz T., Hreczuch W., Zembrzuski W., Łukaszewski Z., *Biodegradation of oxo-alcohol ethoxylates in the continuous flow activated sludge simulation test*, Water Research, 2002, 36 3378- 3386
- [12] Waters J. , Garrigan J. T., Paulson A. M, *Investigations into the scope and limitations of the bismuth active substances procedure (Wickbold) for the determination of nonionic surfactants in environmental samples*, Water Research, 1986, 20 247-253
- [13] Wickbold R., *Zur Bestimmung nichtionischer Tenside in Fluss- und Abwasser (On the determination of non-ionic surfactants in River Water and sewage)*, Tenside Detergents, 1972, 9 173-177
- [14] Zieliński R., *Surfaktanty. Towaroznawcze i ekologiczne aspekty ich stosowania*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań, 2000