ZESZYTY NAUKOWE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ 1974

Seria: Inżynieria Sanitarna z. 18 Nr kol. 426

Krystyna Lelonkiewicz

# NIEKTÓRE OBSERWACJE NAD PĘCZNIENIEM OSADU CZYNNEGO I WPŁYWEM TEGO ZJAWISKA NA PRZEBIEG I EFEKTY OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW POCELULOZOWYCH W WARUNKACH LABORATORYJNYCH

Streszczenie. Podano obserwacje dokonane podczas oczyszczania ścieków pocelulozowych w warunkach laboratoryjnych w układzie dynamicznym. Stwierdzono, że węglowodany i wzrost obciążenia osadu $BZT_5$ stymulowały pęcznienie osadu czynnego (masowy rozwój bakterii Sphaerotilus natans i Sphaerotilus dichotomus); siarczki powodowały pęcznienie osadu wskutek rozwoju w biocenozie bakterii siarkowych (Thiotrix i Beggiatoa); wysokie dawki $Na_2SO_3$ były przyczyną rozpadu i zaniku kłaczków bakteryjnych oraz pojawienia się niezidentyfikowanych form nitkowatych. Omawiane osady spęczniałe wykazywały zwykle wysoką sprawność usuwania zanieczyszczeń, lecz znaczne straty zawiesiny osadu uniemożliwiały z czasem prowadzenie procesu oczyszczania.

## Wstęp i omówienie literatury

Jakość odpływu z oczyszczalni biologicznej zależy m.in. od własności sedymentacyjnych osadu czynnego, określanych na podstawie tzw. indeksu Mohlmanna [1]. Indeksy osadowe większości oczyszczalni przemysłowych mieszczą się w zakresie 100-300 mg/l [2].

Osady o wysokich wartościach indeksów charakteryzują się słabą opadalnością, co może być powodem znacznych trudności w pracy oczyszczalni (straty osadu, wtórne zanieczyszczenie odpływu i odbiornika ścieków zawiesiną organiczną). Osad taki określa się jako spęczniały lub spuchnięty, a problemy w pracy oczyszczalni związane z tym zjawiskiem mogą stać się przyczyną częściowego lub całkowitego załamania procesu oczyszczania.

Najczęściej pęcznienie osadu czynnego związane jest z masowym rozwojem w biocenozie organizmów nitkowanych, które stając się dominantą wypierają zooglealne formy bakterii typowe dla "normalnych" osadów czynnych. Ten typ pęcznienia powodowany jest zwykle przez bakterie rodzaju Sphaerotilus [3, 4] rzadziej przez pleśnie Geotrichum [cyt. wg 5, także Tuveson R., cyt. wg 6, Jones - 6] bakterie siarkowe Beggiatoa [Taylor, Buswell - cyt.wg 5] i Thiotrix [7-10] oraz nitkowate formy E. coli [11-13] lub, jak przypuszcza Pasvear [13], nitkowate mutanty innych bakterii.

Jednak tak zmieniony osad czynny, obok wiadomych już niekorzystnych własności sedymentacyjnych często charakteryzuje się innymi pożądanymi własnościami, sprawnością w szerokim zakresie pH [3, 14, 15], niższym niż osad czynny zapotrzebowaniem tlenu i substancji pożywkowych [16, 17], a

także wyższą sprawnością usuwania zanieczyszczeń organicznych [3, 5, 18–20]. Ostatnie z wymienionych własności związane są przyczynowo ze znacznym rozwinięciem powierzchni czynnej, co umożliwia nitkowatym mikroorganizmom intensywne wykorzystywanie substratów dostarczanych przez środowisko [5, 18].

Tak więc, o ile prace wcześniejsze miały na celu określenie i stworzenie warunków eliminujących rozwój tych form nitkowatych [10, 13, 16, 18, 19, 21–23], ostatnio podkreślane są raczej ich cechy pozytywne i notuje się próby wykorzystania osadów spęczniałych do oczyszczania ścieków [15, 17].

Mimo wielu prac brak jest dotąd pewności czy należy wspomniane formy nitkowate mikroorganizmów traktować jako bezpośredni powód pęcznienia osadu czynnego, czy tylko jako organizmy towarzyszące, więc wskaźnikowe, których wzrost stymulowany jest przez poważne zakłócenia warunków procesu oczyszczania, przede wszystkim: drastyczne zmiany pH lub utrzymywanie się wartości pH znacznie odbiegających od neutralnych, deficyt substancji pożywkowych i tlenu, wysokie obciążenie $BZT_5$ [15, 16, 18], obecność w dopływie węglowodanów [Schmiedt – cyt. wg 6, także 6 oraz autorzy cytowani przez Liebmanna – 24], siarczków [7–10] lub fenoli (cyt. wg 24). Np. jak podaje Pasveer [13] w warunkach niskiego pH i niedoboru tlenu powstaje zachwianie równowagi między RNA i DNA w komórce E. coli, wskutek czego bakteria ta nie dzieli się i wykształca długie mutanty. Okazuje się przy tym że także w neutralnych wartościach pH środowiska może dojść do podobnych zakłóceń, a to wskutek znacznego zakwaszenia wnętrza kłaczka bakteryjnego skumulowanym $CO_2$ wydzielanym tak w pierwszej jak i w drugiej fazie oczyszczania (rozkład zanieczyszczeń i nitryfikacja).

W literaturze przedmiotu znane są także opisy nienitkowatego pęcznienia osadu czynnego [25]. Przy tym typie pęcznienia osady zwykle zachowują postać zoglealną, lecz charakteryzują się wysokim uwodnieniem kłaczków. Wg Heukelekiana i Weisberga [26] zawartość wody związanej w osadzie ściśle koreluje z indeksem osadowym, a osady o wysokim ujemnym ładunku i wysokim indeksie wykazują większą zawartość wody związanej niż osady dobrze opadające. Zdaniem Forstera [27] zawartość wody związanej zależy od poziomu tlenu rozpuszczonego w cieczy mieszanej: w osadach traktowanych wstępnie azotem zawartość wody związanej zmniejszyła się o 50%, a osady takie opadały szybciej niż osady traktowane wstępnie powietrzem. Autor ten sugeruje potrzebę znalezienia optymalnego z punktu widzenia sedymentacji osadu stosunku pożywki azotowej i fosforowej, co być może pozwoliłoby zmniejszyć niebezpieczeństwo pęcznienia osadu [28].

Ze zjawiskiem pęcznienia osadu czynnego wiąże się także flokulacja osadu która ostatnio łączona jest przyczynowo z odkładaniem substancji polimerowych w przestrzeni międzykomórkowej: kwasu poli-β-hydroksymasłowego [29] polisacharydów, protein, RNA i DNA [30], przy czym potencjał powierzchniowy komórki nie jest brany w tym przypadku pod uwagę [30]. Wg Forstera [31]

własności sedymentacyjne osadu zależą liniowo od ładunku powierzchniowego kłaczków i są funkcją stosunku stężenia N-amoniakalnego do ortofosforanu. Należy dodać, że wg badań Pipesa [25], Finsteina i Henkelekiana [19] nie znaleziono zależności między wielkością kłaczków osadu i jego indeksem lecz inni autorzy [28, 32] podważają to spostrzeżenie. Zauważono, że osady o niskim indeksie składały się z kłaczków większych lub o bardziej zwartej konsystencji niż osady o indeksie wyższym.

Przytoczone dane wskazują na złożoność zjawiska pęcznienia osadu czynnego.

Wiadomo także, że jak dotąd brak jest prawdziwie skutecznych sposobów zapobiegania temu zjawisku i obniżania wysokiego indeksu osadu spęczniałego [33]. W tej sytuacji zachęcająco przedstawiają się propozycje niektórych badaczy zmierzające w kierunku wykorzystania omawianych wyżej szczególnych własności osadu czynnego do oczyszczania ścieków zamiast bez owocnej często walki z pęcznieniem osadu czynnego [17]. W celu uniknięcia trudności w oddzieleniu osadu spęczniałego od oczyszczonych ścieków proponuje się stosowanie polielektrolitów [6, 34], które w sposób istotny poprawiają sedymentację osadu.

Inni autorzy [15, 17] uzyskali polepszenie opadalności osadu dzięki zastosowaniu nietypowych rozwiązań konstrukcyjnych. Mianowicie, umieszczono w komorze napowietrzania kilka pionowych przegród sitowych (screens), do powierzchni których przylegały organizmy nitkowate. Osad opadły z tych przegród wykazywał doskonałe własności sedymentacyjne. Stwierdzono wysoką sprawność układu w zakresie pH 2,65-7,5 przy 8 godz. t napowietrzania i dawce pożywki azotowej kilkakrotnie niższej niż dla normalnego osadu czynnego. Wyniki redukcji były proporcjonalne do obciążenia powierzchni sit: najwyższe obciążenie wynosiło 400 g CHZT/d/$m^2$. Jones [6] proponuje także stosowanie flotacji lub połączenie flotacji z procesem sedymentacji dla oddzielenia ścieków oczyszczonych od spęczniałego osadu.

## Pęcznienie osadu czynnego oczyszczającego ścieki pocelulozowe

### Wprowadzenie

Ścieki pocelulozowe zawierają między innymi substancje węglowodanowe (ługi z roztwarzania siarczynowego, hydrolizaty) oraz siarczki i inne związki siarki o niskim stopniu utlenienia (ługi i kondensaty z roztwarzania siarczanowego). Ścieki te ze względu na ich ilość i skład jakościowy stanowią poważne zagrożenie dla odbiorników i dlatego są oczyszczane przeważnie metodami biologicznymi, najczęściej osadem czynnym.

Jak wspomniano wyżej, węglowodany, siarczki oraz niskie wartości pH stymulują wzrost mikroorganizmów powodujących pęcznienie osadu czynnego, co potwierdzają wyniki obserwacji uzyskanych w trakcie prac nad oczyszczaniem ścieków pocelulozowych [6, 7, 18, 23, 35-39].

Także podczas prac nad oczyszczaniem ścieków pocelulozowych, prowadzonych w Pracowni Gospodarki Wodnej ICP niejednokrotnie obserwowano występowanie pęcznienia osadu czynnego, przy czym nie zawsze możliwe było wychwycenie związku przyczynowego między wzrostem indeksu osadu i warunkami procesu oczyszczania. Niżej omówiono niektóre spostrzeżenia dotyczące pęcznienia osadu czynnego, zebrane podczas kilku prac, w których ustalono tę zależność.

Oczyszczanie prowadzono w warunkach dynamicznych, ścieki surowe z dodatkiem pożywek mineralnych dozowano pompkami perystaltycznymi konstrukcji UNIPAM. Zawartość komór napowietrzano turbinkami z regulowaną ilością obrotów, osady recyrkulowano sprężonym powietrzem. Stosowano przeważnie ok. 4- do 5-godzinny czas napowietrzania ścieków i ok. 1,7-godz. czas osadzania w osadniku wtórnym. Kontrola pracy oczyszczalni obejmowała analizy standardowe i obserwacje mikroskopowe preparatów bezpośrednich.

## Ścieki pocelulozowe zawierające węglowodany

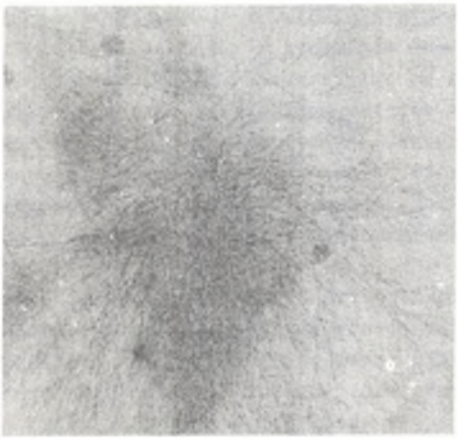
### 1. Oczyszczanie ścieków z wstępnej wodnej hydrolizy drewna bukowego

Utylizacja hydrolizatu (produkcja furfurolu i drożdży paszowych) tylko częściowo rozwiązuje problem zanieczyszczeń organicznych niesionych przez ten produkt uboczny przemysłu celulozowego. Ścieki te poddawane są także biologicznemu oczyszczaniu, zwykle z dobrymi rezultatami szersze omówienie -[39]. Jednak pewne obawy może budzić obecność w tych ściekach obok furfurolu i kwasów organicznych, także węglowodanów, które, jak wiadomo, stymulują pęcznienie osadu czynnego. Także Tkaczenko i Drublianiec [36] obserwowali intensywny wzrost bakterii Sphaerotilus dichotomus w ściekach z hydrolizy drewna, szczególnie przy $BZT_5$ dopływu wyższym od 500 mg $O_2$/l, wysokim obciążeniu osadu $BZT_5$ i niskim odczynie pH środowiska. Biorąc pod uwagę te sugestie, w Pracowni naszej przystąpiono do pracy mającej na celu określenie możliwości oczyszczania ścieków z wstępnej wodnej hydrolizy drewna bukowego.

Przy oczyszczaniu samych ścieków z wstępnej hydrolizy drewna otrzymywano wysoką sprawność procesu, jednak już po kilku dniach pracę należało przerwać, a to ze względu na wysokie indeksy i znaczne ubytki zawiesiny osadu, który przechodził do odbieralnika ścieków oczyszczonych. Jak stwierdzono, pęcznienie osadu spowodowane było przez masowy rozwój bakterii Sphaerotilus dichotomus; typowe kłaczki bakteryjne znajdowały się jakby w zaniku [rys. 1].

Na podstawie dalszych badań stwierdzono możliwość oczyszczania ścieków z wodnej hydrolizy drewna w połączeniu ze ściekami posiarczanowymi: otrzymano doskonałe redukcje zanieczyszczeń (90-97% red. $BZT_5$), znaczne przyrosty osadu, osad czynny posiadał dobre własności sedymentacyjne mimo pewnego rozwoju w nim mikroorganizmów nitkowatych. Biocenoza osadu czynnego

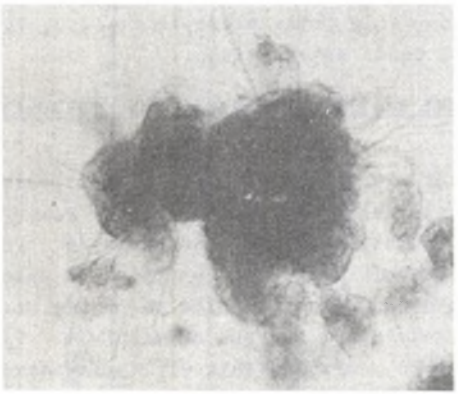
oczyszczającego te ścieki była bogata jakościowo i ilościowo - przy czym występowały organizmy charakterystyczne dla pełnosprawnych, wpracowanych osadów czynnych. Należy jednak podkreślić dwie różne tendencje występujące w tym osadzie czynnym. Mianowicie, już po 2-3 dniach dozowania hydrolizatu w połączeniu ze ściekami posiarczanowymi obserwowano pojawienie się w osadzie bardzo dużych, bardzo ciemnych kłaczków bakteryjnych, o zbitej konsystencji, często przerośniętych formami nitkowatymi, które zidentyfikowano jako Sphaerotilus dichotomus (rys. 2).



Rys. 1. Osad czynny oczyszczający ścieki z wstępnej wodnej hydrolizy drewna bukowego

Należy dodać, że w zawartości komór napowietrzania były przeważnie wystarczające ilości tlenu, a opisane ciemne zooglee występowały obok typowych, drobniejszych kłaczków o prawidłowej konsystencji. Indeks osadu nie przekraczał 100 ml/g.

Po upływie 7-10 dni dozowania ścieków posiarczanowych z dodatkiem hydrolizatu, ilość bakterii Sphaerotilus dichotomus zwiększyła się, w osadzie zaczęły pojawiać się kłaczki o luźniejszej konsystencji, indeks osadu uległ pewnej podwyżce (150-200 ml/g), lecz nie stwarzało to trudności w prowadzeniu procesu.



Rys. 2. Osad czynny oczyszczający ścieki posiarczanowe w połączeniu z hydrolizatem - 3 dzień dozowania ścieków

Na podstawie dalszych badań, jako rozwiązanie optymalne zaproponowano wspólne zagęszczenie hydrolizatu z ługiem czarnym i kierowanie powstających kondensatów do biologicznej oczyszczalni ścieków posiarczanowych.

## 2. Ścieki posiarczynowe

Proces roztwarzania posiarczynowego mas celulozowych mimo stosowanych rozwiązań (odzysk chemikalii, fermentacja i zdrożdżowanie ługów powarzelnych itp.) stanowi poważne zagrożenie dla środowiska i z tego względu ścieki posiarczynowe (kondensaty, ścieki bielarskie, pocelulozowe z mycia i sortowania masy, popłuczyny, ścieki ze spirytusowni) poddawane są biologicznemu oczyszczaniu, przeważnie z dobrymi rezultatami (szersze omówienie - [38]). Jak podają autorzy [6, 37, 38] przy oczyszczaniu tych ścieków pewnym problemem może być pęcznienie osadu czynnego związane z obecnością w nich substancji węglowodanowych. Podany niżej rys. 3 ilustruje przebieg tego zjawiska przy różnych obciążeniach osadu czynnego i w powiązaniu z redukcją $BZT_5$.

Uzyskiwano przeważnie b. dobrą redukcję $BZT_5$ także przy wysokich indeksach osadu, gdy występowały już znaczne straty zawiesiny osadu i trudności w prowadzeniu procesu. Wzrost indeksu korelował z obfitym i nasilającym się rozwojem organizmów nitkowatych, które zidentyfikowano jako Sphaerotilus natans, rzadziej S. dichotomus. Ze wzrostem obciążenia osadu i skróceniem czasu napowietrzania ścieków obserwowano przyspieszenie wzrostu indeksu [38]. Z tego względu autorka zaleca usuwanie ze ścieków węglowodanów (utylizacja ługów powarzelnych), a w przypadkach gdy to rozwiązanie nie może być stosowane, obciążenie osadu nie wyższe od 0,3-0,4 g $BZT_5$/g os.s (przy t napowietrzania ścieków nie krótszym od 5-5,5 godz. Należy też wziąć pod uwagę możliwość stosowania polielektrolitów [6,34,37] dla poprawy własności sedymentacyjnych osadu spęczniałego.

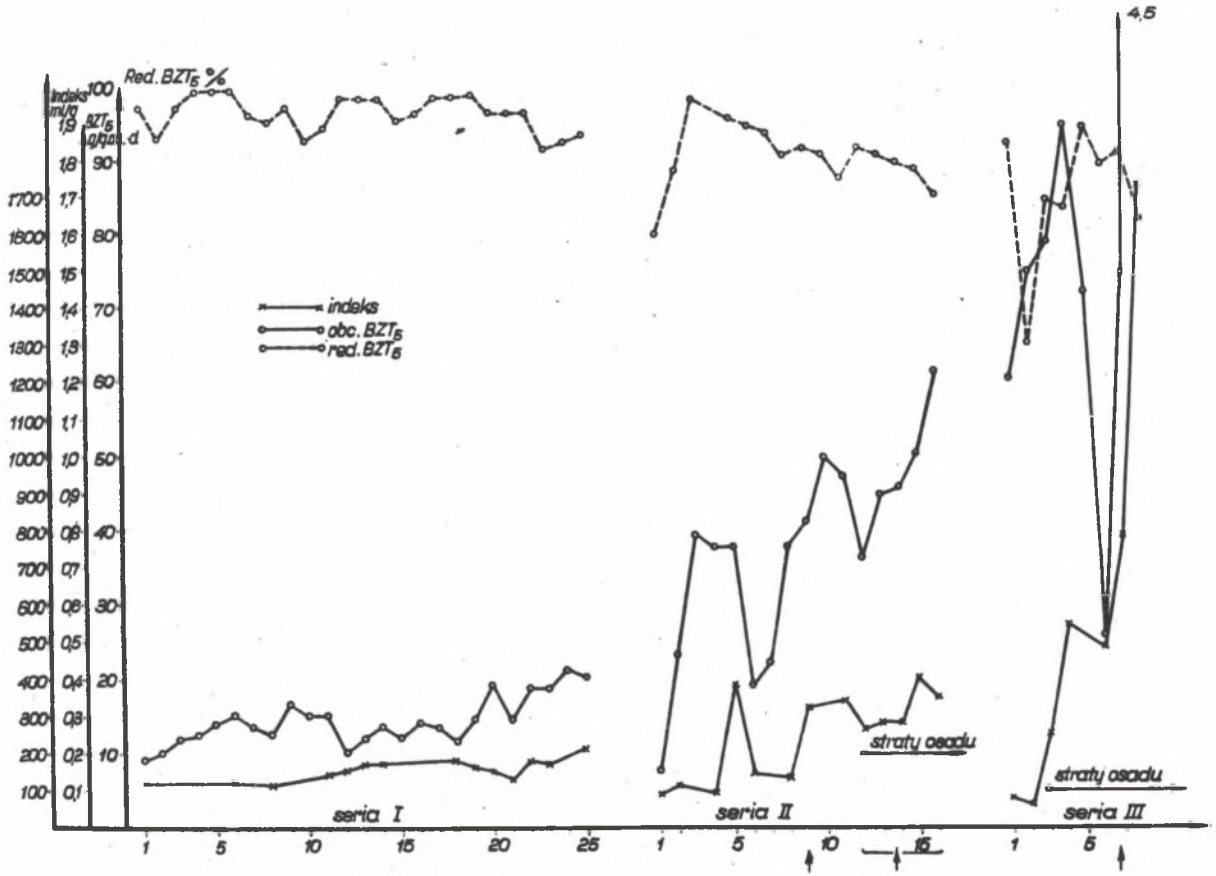
## Ścieki pocelulozowe zawierające związki siarki o niskim stopniu utlenienia

Obecność siarczków i innych związków siarki o niskim stopniu utlenienia, które dostają się do ścieków pocelulozowych w wyniku procesu roztwarzania drewna, nie jest obojętna dla organizmów żywych. Szkodliwość tych związków - zależna od ich stężenia i stopnia utlenienia - wynika ze znacznego zużycia tlenu, zwiększenia ładunku ChZT oraz ze zmian pH, jakie mogą powodować w środowisku [literatura przedmiotu i szersze omówienie - 7].

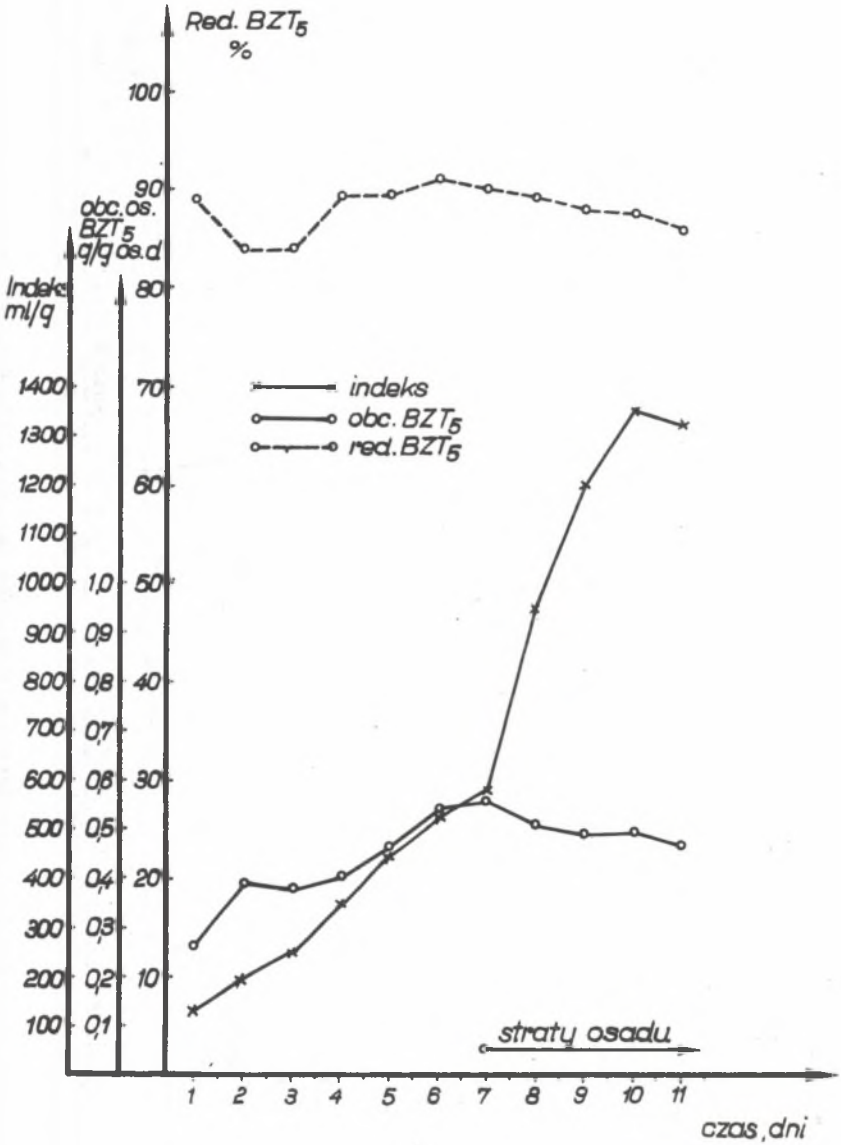
Jak ustalono, osad czynny ma możliwość przystosowania się do związków siarki o niskim stopniu utlenienia, a sprawność i przebieg procesu oczyszczania zależy w znacznym stopniu od warunków tlenowych w komorach napowietrzania, wysokości dawek dozowanych związków siarki oraz kierunku zmian w biocenozie osadu czynnego [7].

Na rys. 4 ujęto przebieg red. $BZT_5$ i kształtowanie się indeksu osadu przy oczyszczaniu ścieków posiarczanowych z dawką $Na_2S$ 50 mg S/l [wg 7].

Tak przy dawce $Na_2S$ 25 mg S/l i jak i przy dawce $Na_2S$ 50 mg S/l uzyskano dobre wyniki redukcji $BZT_5$, lecz już po kilku dniach drastyczny wzrost indeksu osadu (wcześniejszy i wyższy przy dawce $Na_2S$ 50 mg S/l) uniemożliwiał prowadzenie procesu. W osadzie obserwowano obfity rozwój mikroor-

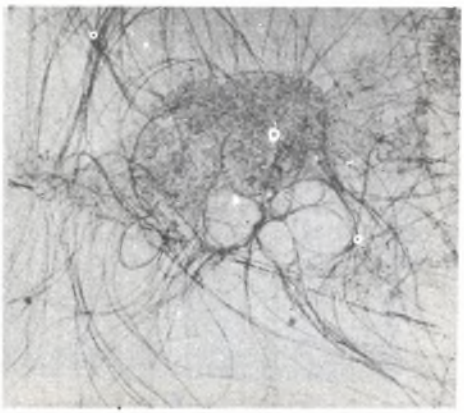



Rys. 3. Oczyszczanie ścieków posiarczynowych (zasada Mg)




Rys. 4. Oczyszczanie ścieków posiarczanowych z dawką $Na_2S$ 50 mg S/l

ganizmów nitkowatych identyfikowanych jako bakterie siarkowe Thiotrix, rzadziej Beggiatoa [rys. 5].



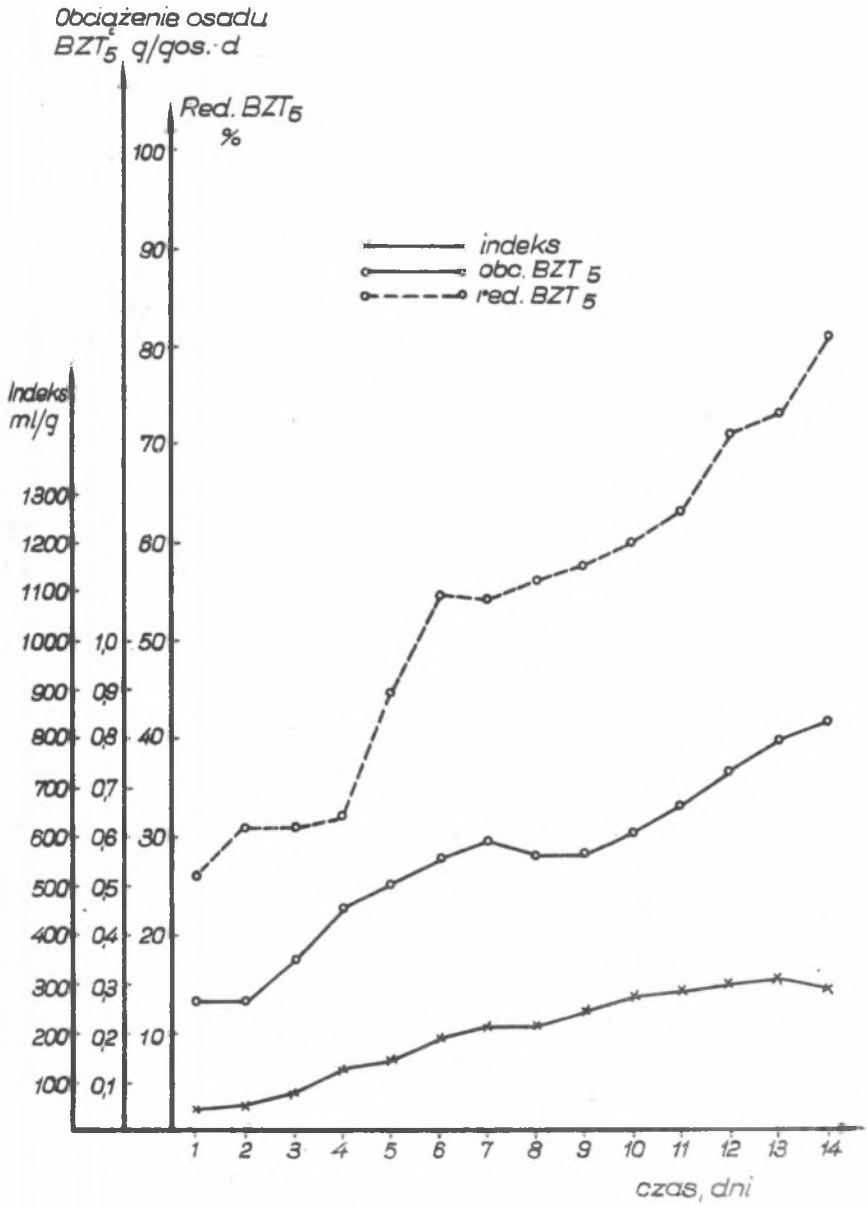
Rys. 5. Osad czynny po tygodniu dozowania ścieków posiarczanowych z dawką $Na_2S$ 50 mg S/l

Pojawienie się i obfity wzrost tych bakterii siarkowych w osadzie przyczyniły się do polepszenia klarowności odpływu z oczyszczalni (początkowo był on silnie mętny). Stwierdzono konieczność dostarczania bardzo dużych ilości tlenu do komór przy oczyszczaniu ścieków zawierających $Na_2S$ - w przypadku braku tlenu omawiane bakterie siarkowe nie pojawiały się w osadzie, obserwowano anaerobową degenerację kłaczków, odpływ z oczyszczalni był silnie mętny, indeks osadu bardzo niski, a redukcje $BZT_5$ niższe niż w serii z dostateczną ilością tlenu [7]. Wnioskowano stąd o pozytywnej roli bakterii Thiotrix i Beggiatoa przy oczyszczaniu ścieków zawierających siarczki - obfity rozwój ich w osadzie polepszał klarowność odpływu i zwiększał sprawność osadu. Jednak ten kierunek zmian w biocenozie osadu może być powodem trudności w prowadzeniu procesu.

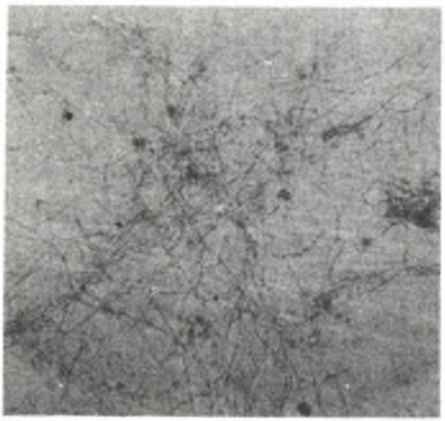
Na rys. 6 podano wykres ilustrujący przebieg oczyszczania ścieków posiarczynowych przy dawce $Na_2SO_3$ 1000 mg S/l.

Jak zaobserwowano, stężenie $Na_2SO_3$ 1000 mg S/l odbija się bardzo niekorzystnie na wynikach redukcji $BZT_5$, a znaczne ilości $Na_2SO_3$ prawdopodobnie przechodzą do odpływu [szersze omówienie - 7].

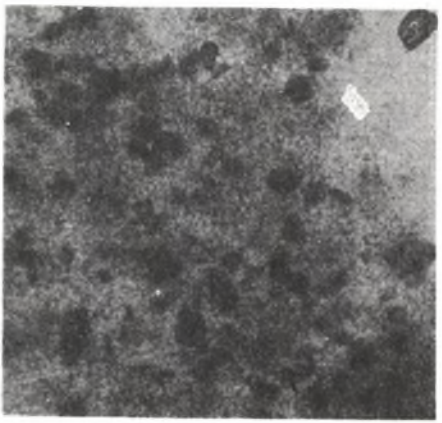
Osad czynny oczyszczający ścieki z dawką $Na_2SO_3$ 1000 mg S/l ulega znacznym zmianom - typowe kłaczki bakteryjne zanikają, organizmy wskaźnikowe są zdegenerowane, nieruchome, z czasem giną. Po upływie kilku dni, w osadzie dominantą stają się niezidentyfikowane formy nitkowate, kłaczki osadu nie istnieją już w formie typowej (rys. 4 i 5), osad jest zmineralizowany, podnosi się jego indeks do ok. 300 ml/g, a stężenie osadu ulega stałej obniżce. Ponieważ jednocześnie obserwuje się wzrost redukcji $BZT_5$, należy przypuszczać, że te niezidentyfikowane formy nitkowate są bardzo aktywne biochemicznie i przystosowane do życia w niekorzystnych warunkach jakie stwarza obecność tak wysokiego stężenia $Na_2SO_3$ w środowisku,




Rys. 6. Oczyszczanie ścieków posiarczynowych z dawką $Na_2SO_3$ 1000 mg S/l



Rys. 7



Rys. 8

Osad czynny po 10 dniach dozowania ścieków posiarczynowych z dawką $Na_2SO_3$ 1000 mg S/l

## Podsumowanie

Stwierdzono,że siarczki, węglowodany i wzrost obciążenia osadu $BZT_5$ stymulują pęcznienie osadu czynnego. Podwyższenie wartości indeksu osadu, nawet przy znacznych stratach zawiesiny osadu, zwykle nie powodowało spadku redukcji zanieczyszczeń. Pęcznienie osadu czynnego było wynikiem masowego rozwoju w biocenozie organizmów nitkowatych zidentyfikowanych jako bakterie Sphaerotilus dichotomus. Sphaerotilus natans i bakterie siarkowe rodzaju Thiotrix i Beggiatoa. Obecność w ściekach posiarczynowych $Na_2SO_3$ w dawce 1000 mg S/l powodowała rozpad i zanikanie kłaczków bakteryjnych oraz stymulowała rozwój niezidentyfikowanych form nitkowatych, które wykazywały wysoką sprawność redukcji $BZT_5$.

## LITERATURA


[1] Standards Methods for Examination of Water and Waste-Water, 12 th. Ed. Amer. Pub. Health Assn., New York, N.Y. (1965).

[2] Gańczarczyk J.: Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego, Arkady, Warszawa 1969.

[3] Pipes W.O., Jones P.H.: Decomposition of Organic. Wastes by Sphaerotilus, Biotechnol. Bioeng. 5, 287 (1963).

[4] Pipes W.O.: The Krauss Model of the Kinetics of Activated Sludge Bulking - Proc. 21 st. Ind. Waste Conf., Pt 1, 141 (1966).

[5] Harkes: Ekologia osadu czynnego i złóż bakteryjnych Waste treatment. Perganion Press, Oxford, London, N.Y. Paris, 1960.

[6] Jones P.H.: Pulp a. Paper Mag. Can. 67, noc, T 139 (1966).

[7] Lelonkiewicz K.: Wpływ siarczku i siarczynu sodowego na oczyszczanie ścieków celulozowych metodą osadu czynnego, Przegląd Papierniczy, 25, nr 10 (1969).

[8] Farquhar G.J.; Boyle W.C.: Identification of Filamentous Microorganisms in Activated Sludge, Jour. Water Polb. Control Fed. 43, 604 (1971).

[9] Farquhar G.J., Boyle W.C.: Occurence of Filamentous Microorganisms in Activated Sludge. Jour Water Poll. Control Fed. 43, 779 (1971).

[10] Farquhar G.J., Boyle W.C.: Control of Thiotrix in Activated Sludge. Jour. Water Poll. Control Fed. 44, 14 (1972).

[11] Pipes W.O.: Studies of Bulking Activated Sludge. Sew. Wat. Works. Y 12.4 (1950).

[12] Genetelli E.J.: DNA and Nitrogen Realtionship. Jour. Water Poll. Control Fed. 39 (1967).

[13] Pasveer A.W.: Rowy utleniające i zalety periodycznego procesu technologicznego. Mat. Konf. "Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków", Katowice, czerwiec 1970.

[14] Brower G., Gaddis L.: Filamentous Waste Treatment at Low. pH. Jour Water Poll. Control Fed. 41, R61 (1969).

[15] Kato K., Sekikawa Y.: FAS (Fixed Activated Sludge) Process for Industrial Waste Treatment" Proc. 22 nd. Ind. Waste Conf., Purdue Univ., Ext. ser. 129, 926 (1967).

[16] Jones P.H.: The Effect of Nitrogen and Phosphorus Compounds on One of the Microorganisms Responsible for Sludge Bulking. Proc. 20th Ind Waste Conf., Purdue Univ., Ext. Ser. 118, 297 (1965).

[17] Randall C.W., Edward H.P., King P.H.: Microbial Process for Acidic Low - Nitrogen Wastes - Jour. Water Poll. Control Fed. 44,401(1972)

[18] Bhatla M.N.: Relationship of Activated Sludge Bulking to Oxygen Tension Jour. Water Poll. Control Fed. 39, 1978 (1967).

[19] Finstein M.S.: Heukelekian H. Gross Dimensions of Activated Sludge Flocs with Reference to Bulking Jour. Water Poll. Control Fed. 39, 33 (1967).

[20] Keefer C.E.: Relationship of Sladge Density Index to the Activated Sludge Process Jour. Water Poll. Control Fed. 35, 1166 (1963).

[21] Ford D.L.: Eckenfelder W.W.Jr. Effect of Process Variable on Sludge Floc Formation and Settling Characteristics Jour. Water Poll.Control Fed. 39, 1850 (1967).

[22] Knobel I.G.: Bellville Licks Sludge Bulking Waste Eng. 34, 369, (1963).

[23] Jewilewicz M.A.: Sbornik Trudow WNIIB, zeszyt 53, 258 (1967).

[24] Liebmann H.: Handbuch der Frischwasser - und Abwasser Biologie, Gustaw Fischer Verlag, Jena 1960.

[25] Pipes W.O.: Bulking in activated Sludge Ad. in Appl. Microb., 9, 185 (1967).

[26] Henkelekian H.: Weisberg E. Bound Water and Activated Sludge Bulking Jour. Water Poll. Control Fed 28, 558 (1966).

[27] Forster C.F.: The Settling Test Applied to Lubeck Activated Sludge, Water Pollut. Control 67, 697 (1968).

[28] Forster C.F., Choudry N.M.: Physico-Chemical Studies on Activated Sludge Bioflocculation - Effluent Water Treatment Journal, 12, 127 (1972).

[29] Crabtree K. i Współpr.: A mechanism of Floc Formation by Zooglea ramigera, Jour. Water Poll. Control Fed. 38. (1968).

[30] Pavoni J.L., Tenney M.W., Echelberger W.F.Jr.: Bacterial Exocellular Polymers and Biological Flocculation - Jour. Water Poll.Control Fed. 44, 414 (1972).

[31] Forster C.F.: The Surface of Activated Sludge Particles in Relation to their Settling Characteristics, Wat. Res. 2, 767 (1968).

[32] Parker D.S., Kaufmann W.J., Jenkins D.: Physical Conditioning of Activated Sludge Floc. Jour. Water Poll. Control Fed., 43, 1817 (1971).

[33] Lacroix P.G., Bloodgood D.E.: Computer Assisted Activated Sludge Plant Operation - Jour. Water Poll. Controll Fed., 44, 2205 (1972).

[34] Singar P.C., Pipes W.O., Hermann E.R.: Flocculation of Activated Sludge with Polyelectrolytes Jour. Water Poll. Control Fed. 40. (1968).

[35] Harrison W.H., Heukelekian H.: Slinie Infestation Sewage Industr. Wastes, 30, 1278 (1958).

[36] Tkaczenko N.I., Drublianiec J.J.: Mikrobiologia 38, 763 (1959).

[37] Boroviokova A., Effenberger: Papir a Celulosa 25, 157 (1970).

[38] Lelonkiewicz K.: Badania nad oczyszczaniem ścieków z roztwarzania siarczynowego z zastosowaniem zasady magnezowej - Praca ICP,niepubl. 1971.

[39] Skwara Z.: Badania nad unieszkodliwianiem ścieków z wstępnej wodnej hydrolizy drewna bukowego - Praca ICP, niepubl., 1969.

## НЕКОТОРЫЕ НАБЛЮДЕНИЯ ЗА ВСПУХАНИЕМ АКТИВНОГО ИЛА И ВЛИЯНИЕМ ЭТОГО ЯВЛЕНИЯ НА ХОД И ЭФФЕКТ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ЦЕЛЛЮЛОЗНОГО ПРОИЗВОДСТВА В ЛАБОРАТОРНЫХ УСЛОВИЯХ

Р е з ю м е

Представлены наблюдения проведённые во время очистки сточных вод целлюлозного производства в лабораторных условиях в динамической системе. Пришли к выводу, что углеводы в увеличение нагрузки БПК$_5$ стимулируют вспухание активного ила массовое развитие бактерии Sphaerotilus natans и Sphaerotilus dichotomus сульфиды вызывают вспухание осадка вследствие развития в биоценозе серных бактерии Thiotrix и Beggiatoa в большие добавки $Na_2SO_3$ являются причиной разложения и уничтожения хлопъев бактерий и появления неидентифицированных нитчатых форм. Обсуждаемые вспухшие осадки имели обычно высокую исправность удаления загрязнений, но значительные затраты суспензии осадка препятствовали с течением времени проведению процесса очистки.

SOME OBSERVATIONS ON THE ACTIVATED SLUDGE BULKING AND THE INFLUENCE OF THIS PHENOMENON ON THE COURSE AND EFFECTS OF THE PULP WASTE WATERS TREATMENT IN LABORATORY CONDITIONS

S u m m a r y

Observations made during the pulp waste water treatment in laboratory conditions in a dynamic system have been given. It was found that the car bohydrates and the increase of the activated sludge $BOD_5$ load stimulated the bulking of the activated sludge (development in great quantities of bacteria Sphaerotilus natans and Sphaerotilus dichotomus); the sulphides caused the bulking of the activated sludge in consequence of the development in biocenosis of the sulphur bacteria (Thiotrix, Beggiatoa). High doses of $Na_2SO_3$ were the cause of decomposition and decay of bacteria flocks as well as of appearance of non-identified filamentous forms. The bulking activated sludge in question showed usually a high efficiency of pollution removal but the substantial losses of the sludge suspension made it impossible after a certain time to carry out the treatment process.