

JERZY GAŃCZARZYK

WSTĘPNE DOŚWIADCZENIA NAD TLENOWYM UNIESZKODLIWIANIEM
OSADÓW ORGANICZNYCH

Konwencjonalnym sposobem unieszkodliwiania organicznych osadów ściekowych jest ich fermentacja beztlenowa (anaerobowa). Na tej drodze uzyskuje się przekształcenie substancji organicznych osadów ściekowych w stopniu warunkującym niezagniwanie tego materiału oraz umożliwiającym odwadnianie go na poletkach osadowych.

Możliwe jest także uzyskanie powyższych rezultatów na drodze przemian tlenowych. Ten ostatni proces może w pewnych warunkach odznaczać się bardziej korzystniejszymi wskaźnikami ekonomicznymi niż fermentacja beztlenowa. Jest jednak dotychczas procesem mało znacznym i mało zbadanym.

Zagadnienie tlenowego unieszkodliwiania osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskich zostało po raz pierwszy poruszone przez Rudolfsa i Heukelekiana w roku 1932 [1] [2]. Problemem tym także zajmował się dorywczo Coackley w roku 1955 przy okazji badań nad stabilnością osadów unieszkodliwionych w warunkach beztlenowych [3].

Równoległe zagadnienie tlenowego unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego, było przedmiotem prac Eckenfeldera w r. 1956 [4] a potem Barnharta w r. 1961 [5].

Prace nad tlenowym unieszkodliwianiem osadów z osadników wstępnych wraz z nadmiarem osadu czynnego były wykonywane także na Uniwersytecie w Wisconsin [6] a analogiczne wyniki unieszkodliwiania odchodów stałych były publikowane w Japonii przez Horasawę [7] i ostatnio w Stanach Zjednoczonych przez Reyesa i Krusego [8].

Problematyka tlenowego unieszkodliwiania zarówno osadów z osadników wstępnych jak i nadmiaru osadu czynnego, zbieżna jest w szeregu aspektach z odpowiednimi zagadnieniami oczyszczania ścieków wg tzw. "uproszczonych" sposobów stosowania procesu osadu czynnego (sposoby tzw. "pełnego utleniania"). Z tego punktu widzenia należy ocenić wkład Pas-

veera [9], Tapleshaya [10], Stewarda i Ludwiga [11] oraz Kehra [12] do rozwoju tej idei.

Ostatnio duże zainteresowanie w Polsce wzbudziły wykonywane na Węgrzech prace Benedeka [13] [14] dotyczące zarówno tlenowego unieszkodliwiania osadów mieszanych jak i oczyszczania ścieków wg uproszczonych sposobów stosowania procesu osadu czynnego.

Wszystkie powyżej wzmiankowane prace nie wyjaśniają jednak procesu tlenowego unieszkodliwiania osadów w stopniu umożliwiającym projektowanie odpowiednich urządzeń. Przeciwnie, wiele aspektów tego zagadnienia naświetlanych jest w sposób wzajemnie sprzeczny a wynikowe wielkości zasadniczych parametrów procesu, wg danych przedstawianych przez poszczególnych autorów, różnią się bardzo znacznie.

Celem niniejszej pracy laboratoryjnej było uzyskanie wstępnego rozeznania zagadnienia, przed przystąpieniem do planowanych w przyszłości badań na skalę półtechniczną. W pracy tej brali udział następujący współpracownicy autora: E. Łaba, O. Kosarewicz, R. Pacyga, I. Terlecka i J. Szulicka (wg kolejności alfabetycznej).

Cześć doświadczalna

1. Materiały wyjściowe

Przedstawione w niniejszej pracy doświadczenia nad tlenowym unieszkodliwianiem organicznych osadów ściekowych, wykonywano w latach 1962 i 1963 na:

1) osadach z osadników wstępnych miejskiej oczyszczalni ścieków w Gliwicach i

2) nadmiarze osadu czynnego ze Stacji Doświadczalnej biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej w Krapkowicach.

Przeciętną charakterystykę tych materiałów podano w tab.1. Osady z osadników wstępnych przed napowietrzaniem rozcieńczano wodą wodociagową w stosunku 1 : 1.

Proces osadu czynnego na Stacji Doświadczalnej w Krapkowicach prowadzony był w sposób konwencjonalny; obciążenie komory napowietrzania wynosiło ok. 1000 g BZT₅/m³.d a obciążenie osadu 0,2 - 0,3 g BZT₅/g.d.

2. Sposób wykonywania doświadczeń

Doświadczenia nad tlenowym unieszkodliwianiem osadów ściekowych wykonywano w warunkach laboratoryjnych w dwóch równoległych naczyniach szklanych o pojemności 50 l, do których wprowadzano początkowo 30 l osadu i napowietrzano sprężonym powietrzem, doprowadzanym w formie dużych banieczek w ilości ok. 1000 l/godz. do każdego balonu. Doświadczenia te przeprowadzano w temperaturze pokojowej.

W przewidzianych odstępach czasu pobierano z powyższych zbiorników napowietrzania próbki osadów do analiz, co powodowało obniżanie się objętości osadów w miarę postępu danego cyklu doświadczeń. Codziennie przed poborem prób do analiz zawartość zbiorników napowietrzania uzupełniano odpowiednimi ilościami wody destylowanej dla uwzględnienia mierzonych strat odparowania cieczy.

3. Zakres doświadczeń

Ogółem wykonano 8 prób napowietrzania osadów z osadników wstępnych oraz 9 prób napowietrzania nadmiaru osadu. Każda próba wykonywana była w dwóch równoległe pracujących zbiornikach napowietrzania.

Czasokres poszczególnych doświadczeń wahał się od 6 do 29 d.

4. Kontrola analityczna procesu

Dla ujęcia przemian zachodzących przy tlenowym unieszkodliwianiu osadów ściekowych, wykonywano na próbkach osadów poddawanych napowietrzaniu, następujące oznaczenia analityczne:

- 1) zawiesiny całkowite w temp. 105°C;
- 2) straty przy prażeniu zawiesin do temp. 550°C;
- 3) indeks osadowy wg Mohlmana oraz
- 4) pobór tlenu w aparacie Warburga.

Ponadto przeprowadzana mikroskopowe obserwacje tych osadów.

Dla niektórych doświadczeń wykonywano także pomiary zawartości mineralnych połączeń azotu w cieczy osadowej oraz oporności danych osadów na sączenie wg metodyki Coackleya [15].

Powyższe typowe oznaczenia analityczne wykonywano wg Standard Methods [16]. Przy pomiarach mikromanometrycznych na aparacie Warburga stosowano naczynia o objętości ok. 100 ml.

5. Wyniki doświadczeń

Zmiany wartości oznaczeń zawiesin ogólnych, strat przy prażeniu zawiesin oraz indeksu osadowego poszczególnych prób napowietrzania badanych osadów przedstawiono przykładowo w tab.2 i 3. Ponadto w tab.4 na podstawie całości doświadczeń podano w sposób zbiorczy zestawienie średnich wartości zalecanych czasokresów napowietrzania, wartości stałej k (przy podstawie e log mat.) jednocząsteczkowej reakcji obniżki zawartości substancji organicznej osadów oraz charakterystyczne szybkości poboru tlenu przez napowietrzane osady.

Wyniki obserwacji mikroskopowych przebiegu tlenowego unieszkodliwiania osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej oraz nadmiaru osadu czynnego, zestawiono w tab.5 i 6.

Sporadycznie mierzone zmiany zawartości mineralnych połączeń azotu w cieczy osadowej podano w tab.7 i 8, a zmiany oporności na sączenie tlenowo unieszkodliwianych osadów z osadników wstępnych w tab.9.

Omówienie wyników

Ogólnie można rozważać dwa zasadniczo różne przypadki tlenowego unieszkodliwiania osadów organicznych:

- 1) tlenowe unieszkodliwianie osadów nieożywionych lub ożywionych mikroflorą niebiorącą udziału w tym procesie;
- 2) tlenowe unieszkodliwianie osadów powstałych przy biologicznym oczyszczaniu ścieków w środowisku tlenowym.

W pierwszym przypadku oczekiwane przemiany związków organicznych stanowiących dane osady, poprzedzane być muszą rozwojem odpowiednich mikroorganizmów, w drugim - polegają one w znacznym stopniu na przemianach endogennych już obecnej mikroflory.

Niezależnie od powyższego, wyidealizowanego, podziału omawianych zjawisk, prawdopodobne jest częste występowanie przypadków pośrednich, np. tlenowego unieszkodliwiania osa-

dów w pewnej części tylko ożywionych odpowiednią mikroflorą np. mieszaniny osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej z nadmiarem osadu czynnego tej oczyszczalni, nadmiaru osadu czynnego powstającego przy oczyszczaniu ścieków miejskich nie oczyszczonych mechanicznie itd.

Dla przypadku osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej przejście przez pewne formy osadu czynnego wydaje się charakterystyczną cechą przebiegu tlenowego unieszkodliwiania.

Wydaje się również, że podejście do tlenowego unieszkodliwiania osadów, jako do szczególnego sposobu stosowania procesu osadu czynnego, gdzie substraty metabolizmu mikroorganizmów występują w formie fazy stałej, jest w pewnym stopniu słuszne i uzasadnione. W takim ujęciu specyfika procesu ograniczyłaby się do odpowiednio sprawnego przekształcenia stałych substratów na formy dostępne dla danych heterotrofów. Byłoby to równocześnie wyjaśnieniem względnie znacznej kinetyki takiego unieszkodliwiania. Jest przy tym także prawdopodobne, że kluczem do właściwej wydajności odpowiednich urządzeń może okazać się wysoka turbulencja środowiska, która ułatwia wspomniane powyżej przekształcenia niniejszych substratów metabolizmu.

W obecnym stanie rozeznania omawianego procesu rozważania te oparte są jednak jeszcze na zbyt małej ilości danych, potrzebnych dla właściwego sformułowania uogólnień teoretycznych.

W warunkach prowadzenia procesu tlenowego unieszkodliwiania osadów organicznych, osady te ulegają zróżnicowanym przemianom, zależnym od specyficznego charakteru danych osadów i od parametrów omawianego procesu. Jak stwierdzono w niniejszych doświadczeniach, w wyniku odpowiednich przemian biochemicznych ma miejsce obniżka zarówno części organicznej osadów jak i obniżkę ich składników mineralnych. W większości przypadków tlenowe przemiany substancji organicznej odznaczają się większą kinetyką, niż rozpuszczanie się mineralnych składników osadów, dlatego też w miarę postępu procesu obserwuje się wzrastającą mineralizację osadów. W niektórych jednak przypadkach może mieć miejsce nawet przejściowe występowanie zjawisk o przeciwnym charakterze.

Powyższe obserwacje rozpuszczania się mineralnych składników osadów podczas tlenowego unieszkodliwiania, zgodne są z wynikami pomiarów Rudolfsa i Heukelekiana [1] [2],

lecz Reyes i Kruse [8] w swoich doświadczeniach nad tlenowym unieszkodliwianiem stałych odchodów, nie stwierdzili jakichkolwiek zmian substancji mineralnych i na tej podstawie zaproponowali nawet odpowiednią modyfikację sposobu ujmowania wyników tego procesu.

Przypuszczać można, że ta rozbieżność pochodzi ze zróżnicowania składu mineralnego odpowiednich osadów.

Przyczyną szeregu pozornych nieprawidłowości przemian organicznych i mineralnych składników osadów ściekowych w warunkach tlenowego unieszkodliwiania, może być także masowy rozwój niektórych organizmów w tym środowisku. Tak np. obserwowano w niniejszych doświadczeniach masowy rozwój wrotków przy niektórych próbach tlenowego unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej.

Dostępne w piśmiennictwie przedmiotu dane na temat kinetyki tlenowego unieszkodliwiania osadów wahają się w bardzo dużym zakresie. Dla uzyskania całkowitej stabilizacji osadów z osadników wstępnych w warunkach tlenowych potrzebny jest wg Rudolfsa i Heukelekiana [1] [2] okres 90 dni napowietrzania. Okres ten może być skrócony do 35 dni przez zastosowanie odpowiedniego zaszczepienia. Barnhart [5] uważa, że okres tlenowego unieszkodliwiania jakichkolwiek osadów ściekowych nie powinien przekraczać 15 dni napowietrzania. Wg Jaworskiego [6] dla unieszkodliwiania osadów mieszanych o początkowej zawartości zawiesiny 32 g/l, potrzebny jest 10-dobowy okres napowietrzania; Burde [17] podaje przykład unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego o stężeniu 10 g/l przez 6-dobowe napowietrzanie a Benedek [14] uważa, że w wielu przypadkach wystarczy tylko jedno- lub dwudobowy okres napowietrzania.

Na podstawie niniejszych doświadczeń, zalecać można dla unieszkodliwiania osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej 7-10-dobowy okres napowietrzania (przy stężeniu osadów rzędu 30-40 g/l). W takich warunkach obniża się zawartość substancji organicznej w tych osadach z ok. 70% na ok. 50%. Analogicznie, dla unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej zalecać można okres napowietrzania do 7 dni (stężenie osadów rzędu 10-14 g/l).

Powyższe okresy napowietrzania odpowiadają wyraźnemu przebiegowi obniżki substancji organicznej osadów. Przy dalszym napowietrzaniu szybkość odpowiednich przemian wy-

rażnie maleje. Możliwe jest także, że wcześniejsze przerwanie procesu tlenowego rozkładu nie spowoduje zasadniczych trudności w dalszym przerobieniu osadów. Potwierdzenie takiej możliwości wymaga jednak doświadczeń eksploatacyjnych w skali przynajmniej półtechnicznej.

Kinetyka obniżki substancji organicznych w osadach ściekowych poddawanych tlenowemu unieszkodliwianiu ma charakter hamowanych reakcji jednocząsteczkowych i może być wyrażona odpowiednim wzorem Faira i Moora [18] lub innym wzorem Faira i Geyera [19].

Barnhart [5] uprościł te sformułowania do prostego równania reakcji jednocząsteczkowej operując umownym pojęciem „rozkładalnej” części substancji organicznej osadów. Wg tego autora odpowiednie wielkości k (przy podstawie e log. nat.) wynoszą dla osadów ścieków miejskich od 0,23 do 0,275. Dla niektórych trudno utleniających się osadów czynnych, pochodzących z biologicznego oczyszczania ścieków przemysłowych, wartości k mogą nie przekraczać wielkości 0,14, gdy równocześnie maksymalne k dla innych osadów czynnych sięgają wielkości 0,46.

W niniejszych badaniach przy przeliczeniach wyników początkowych pomiarów wg wzoru reakcji jednocząsteczkowej i przy nieuwzględnieniu modyfikacji Barnharta stwierdzono wartości k dla osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej w zakresie 0,14 a dla nadmiaru osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej w zakresie 0,07. Wartości te po uwzględnieniu poprawki Barnharta wzrastają odpowiednio do 0,35-0,40 dla osadów z osadników wstępnych i do 0,2 dla nadmiaru osadu czynnego z oczyszczania ścieków celulozowych.

Wg publikowanych danych [4][5] zapotrzebowanie tlenu przez unieszkodliwiane osady waha się od 10-13 mg O_2 na g substancji organicznej osadów na godzinę dla niektórych osadów czynnych, do 3 - 7 mg O_2 (g.s.o.) .h dla osadów z osadników wstępnych.

W doświadczeniach gliwickich stwierdzono na drodze pomiarów mikromanometrycznych, wykonywanych na aparatach Warburga [19], pobory tlenu w zakresie 0,7 mg O_2 /(g s.o.) .h dla nie wpracowanych osadów z osadników wstępnych oraz pobory tlenu w zakresie od 5,4 do 11,7 mg O_2 /(g s.o.) dla tych osadów w warunkach właściwego przerobu tlenowego. Pobór tlenu przez te osady w granicach ich stabilizacji nie przekraczał 3,2 mg O_2 /(g s.o.) .h .

Nadmiar osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej w zależności od stanu zaawansowania przemian endogennych wykazywał początkowe pobory tlenu rzędu 6-7 mg O_2 (g.s.o).h, które uległy obniżce w miarę postępu niniejszego procesu.

Na drodze obserwacji mikroskopowych osadów poddawanych tlenowemu unieszkodliwianiu stwierdzono szereg prawidłowości^{x)}. W przypadku osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskich, w pierwszej fazie procesu (w ciągu ok. 3 d. napowietrzania) występowało tworzenie się małych ameboidalnych skupisk zooglealnych. Zjawisko to było stymulowane obniżką stężenia danych osadów. W następnej fazie procesu (do 7 dni napowietrzania) obserwowano dalszy rozwój tych skupisk a następnie, (w ciągu kolejnych dni napowietrzania) wzrastające przemiany degeneracyjne omawianych skupisk (tab.5). Degeneracja skupisk zooglealnych, typowa również dla przypadku unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego, odznaczała się charakterystycznymi zmianami obrazu mikroskopowego: wydłużaniem się skupisk zooglealnych i powstawaniem w nich perforacji (tab.6).

Powyższe zmiany obrazu mikroskopowego osadów mogą być podstawą uproszczonej kontroli technicznej niniejszego procesu.

Zmiany zawartości mineralnych połączeń azotu w cieczy osadowej, sporadycznie tylko mierzone w ramach niniejszej pracy (tab.7 i 8), wskazują na dość regularną obniżkę zawartości azotu amonowego w miarę postępu procesu. Zjawisko to jest niekiedy zakłócanie dość nieregularnymi przypadkami wzrostu zawartości azotu amonowego, prawdopodobnie na skutek amonolizy aminokwasów.

W miarę napowietrzania obserwuje się także wzrost zawartości w cieczy osadowej azotu azotynowego i azotanowego. Niejasne są przyczyny stymulacji obserwowanych przemian zdecydowanie w kierunku N_{NO_2} lub N_{NO_3} . Stwierdzane szybkości nitryfikacji były niekiedy bardzo znaczne.

W wyniku wpływów fizycznych, związanych z prowadzeniem operacji napowietrzania, osady ulegają mechanicznemu rozdrobnieniu, wyrażającemu się na ogół zwiększeniem indeksu osadowego i oporności na sączenie.

^{x)} Obserwacje te wykonane były przez p. mgr J. Szulicką.

Zmiany indeksu osadowego osadów z osadników wstępnych nie były szczególnie znaczne, natomiast oporność na sączenie wzrastała bardzo wyraźnie (tab.9).

Dla przypadku nadmiaru osadu czynnego zmiany powyższe nie były w ogóle zbyt duże. Niektóre, nie podane tutaj, oznaczenia oporności na sączenie wskazywały nawet na pewną poprawę kinetyki odwadniania osadu czynnego poddanego unieszkodliwianiu w warunkach tlenowych.

Zasadniczą trudność w ocenie wyników tlenowego unieszkodliwiania osadów ściekowych stanowi określenie wymaganego stopnia ich rozkładu. Wielkość ta zależy niewątpliwie od przewidywanych sposobów dalszego przerobu osadów (różne sposoby mechanicznego odwadniania wzgl. odwadnianie i suszenie na poletkach) i ustalona być może dopiero w warunkach dłuższej eksploatacji odpowiedniej instalacji.

Zwrócić tu trzeba także uwagę, że mechanizm odwadniania na poletkach osadów tlenowo unieszkodliwianych będzie zasadniczo różny od analogicznej operacji dla osadów unieszkodliwianych na drodze fermentacji beztlenowej. Nie będzie bowiem miała tu miejsca flotacja osadów w cieczy osadowej.

Wydaje się koniecznym poświęcić w przyszłych badaniach sporo uwagi metodyce kontroli technicznej procesu tlenowego unieszkodliwiania osadów i opracować najbardziej przydatne do tego celu modyfikacje znanych metod analitycznych oraz nowe rodzaje prostych prób kontrolnych w zakresie odwadniania i suszenia osadów.

W dalszych pracach nie można także pominąć badań nad wpływem parametrów tego procesu na kształtowanie się jakości wody poosadowej oraz odpowiednie przemiany połączeń azotu. To ostatnie zagadnienie jest szczególnie ważne dla przypadków odzysku pożywek mineralnych z nadmiaru osadu czynnego, powstającego przy biologicznym oczyszczaniu ścieków przemysłowych.

Niektóre dane charakteryzujące proces tlenowego unieszkodliwiania osadów ściekowych ustalić będzie można ściśle dopiero na podstawie analizy działania urządzeń w dużej skali półtechnicznej lub w pełnej skali. Należy do nich przede wszystkim bardzo ważny wpływ temperatury środowiska w poszczególnych porach roku na kinetykę niniejszego procesu oraz charakterystykę produktów unieszkodliwiania.

Zestawienie wyników

1. Przeprowadzono laboratoryjne doświadczenia nad tlenowym unieszkodliwianiem osadów z osadników wstępnych miejskiej oczyszczalni ścieków w Gliwicach oraz nad takim unieszkodliwianiem nadmiaru osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczanowej.

2. Kontrolę powyższego procesu prowadzono na drodze pomiarów zawartości zawiesiny organicznej i mineralnej, indeksu osadowego, poborów tlenu przez osady oraz obserwacji mikroskopowych. Dla niektórych serii doświadczeń wykonano także pomiary zawartości mineralnych połączeń azotu oraz oporności na sączenie.

3. Stwierdzono, że badane osady ulegają zróżnicowanym przemianom, zależnym od charakteru osadów i parametrów procesu. W wyniku odpowiednich przemian biochemicznych ma miejsce obniżka zarówno części organicznej osadów jak i obniżka ich składników mineralnych. W większości badanych przypadków tlenowe przemiany substancji organicznej odznaczają się większą kinetyką niż rozpuszczanie się mineralnych składników osadów, dlatego też w miarę postępu procesu obserwuje się wzrastającą mineralizację osadów. W niektórych jednak przypadkach może mieć miejsce nawet przejściowe występowanie zjawisk o przeciwnym charakterze. Przyczyną szeregu pozornych nieprawidłowości przemian osadów ściekowych w warunkach tlenowego unieszkodliwiania, może być także masowy rozwój niektórych organizmów w tym środowisku.

4. Charakterystyczną cechą procesu tlenowego unieszkodliwiania osadów z osadników wstępnych oczyszczalni miejskiej jest silne pienienie się w początkowym okresie napowietrzania. W następnej fazie procesu występować może tworzenie się w tym układzie małych ameboidalnych skupisk zooglealnych. Zjawisko to jest symulowane obniżką stężenia tych osadów.

5. W przypadku tlenowego unieszkodliwiania nadmiaru osadu czynnego występuje typowa degeneracja skupisk zooglealnych danego osadu czynnego (wydłużanie się skupisk oraz powstawanie w nich perforacji).

6. W wyniku wpływów fizycznych, związanych z prowadzeniem operacji napowietrzania, osady ulegają mechanicznemu rozdrobnieniu, wyrażającemu się na ogół zwiększeniem indeksu osadowego i oporności na sączenie.

Charakterystyka osadów z osadników wstępnych
Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach oraz nadmiaru osadu czynnego
ze Stacji Doświadczalnej w Krapkowicach

Lp.	Oznaczenia	Jednostki	Osady z osadników wstępnych		Nadmiar osadu czynnego	
			zakres zmienności	wartości średnie	zakres zmienności	wartości średnie
1	Zawiesiny ogólne	g/l	56,1-111,7	82,4	9,8- 23,4	12,2
2	Straty przy prażeniu zawiesin	%	42,5-73,2	65,0	71,4-86,4	78,5
3	Indeks osadowy wg Mohlmana	ml/g	8,5-34,6 ^{x)}	20,5 ^{x)}	41,5-100,0	76,0
4	Pobór tlenu metodą Warburga	mg O ₂ /h g subst.or.	0,4-1,6	0,7	5,1-7,8	6,5

x) Oznaczenia wykonywane po rozcieńczeniu osadów wodą wodociagową w stosunku 1 : 1.

Przykład przebiegu tlenowego unieszkodliwiania
osadów z osadników wstępnych oczyszczalni ścieków
miejskich w Gliwicach
 (Seria Nr 1)

Lp.	Kolejna doba napowietrzania	Zawiesiny ogólne w g/l	Straty przy prażeniu zawiesin w %	Indeks osadowy w ml/g
1	0	29,50	71,2	34,6
2	1	25,44	72,4	29,0
3	2	23,05	69,5	nie ozn.
4	3	21,16	67,2	nie ozn.
5	6	19,83	55,7	47,4
6	7	19,77	nie ozn.	nie ozn.
7	9	18,29	50,5	nie ozn.
8	11	16,35	nie ozn.	48,6

Uwaga: W początkowym okresie napowietrzania ma miejsce silne pienienie się zawartości zbiorników napowietrzania.

Przykład przebiegu tlenowego unieszkodliwiania
nadmiaru osadu czynnego z biologicznego oczyszczania ścieków
z produkcji celulozy siarczanowej

(Seria Nr 1)

Lp.	Kolejna doba napowietrzania	Zawiesiny ogólne w g/l	Straty przy prażeniu zawiesin w %	Indeks osadowy w ml/g
1	0	23,38	81,2	nie ozn.
2	1	23,12	80,5	41,0
3	2	22,84	79,5	42,9
4	3	22,08	71,8	43,8
5	4	21,30	61,7	46,0
6	5	21,13	nie ozn.	46,3
7	7	21,01	61,3	46,6
8	8	20,46	61,4	46,9
9	10	20,24	60,0	48,8
10	11	20,18	59,9	49,0
11	12	20,11	59,9	48,6
12	14	20,07	58,6	48,8

Charakterystyka tlenowego unieszkodliwiania osadów
(wartości średnie)

Lp.	Wskaźnik procesu	Osady z osadników wstępnych	Nadmiar osadu czynnego
1	Zalecany czasokres napowietrzania w d	7 - 10	7
2	Stała szybkości "k" jednocząsteczkowej reakcji obniżki zawartości substancji organicznej osadów	0,14	0,07
3	Pobór tlenu w mg O ₂ /h na g subst. organicznej		
	a) na wstępie procesu	0,7	6,5
	b) w okresie właściwym	5,4 - 11,7	wzrastające obniżki szybkości poboru tlenu
	c) w okresie stabilizacji	max 3,2	

Zestawienie wyników obserwacji mikroskopowych
przebiegu tlenowego unieszkodliwiania osadów z osadników
wstępnych Oczyszczalni Ścieków w Gliwicach

Lp.	Obraz mikroskopowy	Okres napowietrzania
1	Masowe występowanie bakterii swobodnych	0 d
2	Początki tworzenia się małych ameboidalnych skupisk zooglealnych	3 d
3	Wyraźny wzrost ilości małych ameboidalnych skupisk zooglealnych	od 7 d
4	Objawy degeneracji skupisk zooglealnych (patrz tab.6)	ponad 7 d
5	Liczne pojawianie się wiciowców	nieregularnie
6	Liczne pojawianie się orzęsków	nieregularnie

Zestawienie wyników obserwacji mikroskopowych
przebiegu tlenowego unieszkodliwiania nadmiaru osadu
czynnego ze Stacji Doświadczalnej w Krapkowicach

Lp.	Obraz mikroskopowy	Okres napowietrzania
1	Zmiany kształtu skupisk zooglealnych a) występowanie płatowatej linii brzegów skupisk b) wydłużanie się skupisk c) występowanie perforacji skupisk	 2 - 4 d 2 - 5 d 6 - 8 d
2	Zmniejszanie się rozmiarów i ilości skupisk zooglealnych	6 - 8 d
3	Liczne pojawienia się Wiciowców	nieregularnie
4	Liczne pojawienie się orzęsków	nieregularnie
5	Liczne pojawienie się wrotków	nieregularnie

Tabela 7

Tlenowe unieszkodliwianie osadów
z osadników wstępnych oczyszczalni ścieków w Gliwicach

Zmiany zawartości mineralnych połączeń azotu
w cieczy osadowej

Seria Nr 1

Okres napowietrzania w d.	0	2	5	9	13
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	20,8	19,0	6,4	8,1	7,2
Zawartość N_{NO_2} w mg/l	0,6	1,2	0,7	0,82	0,9
Zawartość N_{NO_3} w mg/l	śl.	śl.	n.o	n.o	n.o

Seria Nr 7 M

Okres napowietrzania w d.	0	2	6	10
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	33,4	28,3	39,0	27,8
Zawartość N_{NO_2} w mg/l	śl.	śl.	śl.	śl.
Zawartość N_{NO_3} w mg/l	0,3	0,5	0,2	0,0

Seria Nr 8 M

Okres napowietrzania w d	0	2	4	10	16	21
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	44,0	33,0	34,0	37,0	50,0	26,8
Zawartość N_{NO_2} w mg/l	0,0	śl.	śl.	0,0	0,3	0,0
Zawartość N_{NO_3} w mg/l	0,0	0,2	0,6	3,3	3,0	1,0

Tabela 8

Tlenowe unieszkodliwianie nadmiaru osadu czynnego
ze Stacji Doświadczalnej w Krapkowicach

Zmiany zawartości mineralnych połączeń azotu
w cieczy osadowej

Seria Nr 5

Okres napowietrzania w d.	1	2	3	4	6
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	47,5	31,0	29,5	28,5	29,0
Zawartość N_{NO_2} "	ślady	21,7	33,3	111,1	192,3
Zawartość N_{NO_3} "	n.ozn.	6,4	1,3	15,0	30,3

Seria Nr 8 a

Okres napowietrzania w d.	0	2	4	8	10	12
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	14,4	7,0	5,0	10,0	33,0	16,0
Zawartość N_{NO_2} "	0,23	0,20	0,27	0,40	0,85	0,46
Zawartość N_{NO_3} "	0,9	n.o	40,0	71,0	48,0	45,0

Seria Nr 9

Okres napowietrzania w d.	0	1	2	3	4
Zawartość N_{NH_4} w mg/l	36,0	16,6	10,8	9,0	8,8
Zawartość N_{NO_2} "	2,2	2,6	3,2	3,7	13,1
Zawartość N_{NO_3} "	12,5	14,2	15,8	25,0	33,3

Tabela 9

Tlenowe unieszkodliwianie osadów
z osadników wstępnych oczyszczalni ścieków w Gliwicach

Zmiany oporności na sączenie

Seria 7 M

Czasokres napowietrzania w d.	0	2	4	11	13
Oporność na sączenie w sek ² /g	4,6 ·10 ⁹	1,78 ·10 ¹⁰	4,5 ·10 ¹⁰	8,03 ·10 ¹⁰	9,95 ·10 ¹⁰

Seria 8 M

Lp.	Czasokres napowietrzania w d.	Oporność na sączenie w sek ² /g
1	0	1,08 · 10 ¹⁰
2	2	1,43 · 10 ¹⁰
3	4	1,7 · 10 ¹⁰
4	8	6,2 · 10 ¹⁰
5	10	7,2 · 10 ¹⁰
6	14	7,7 · 10 ¹⁰
7	16	9,0 · 10 ¹⁰
8	18	11,7 · 10 ¹⁰
9	24	15,5 · 10 ¹⁰
10	29	16,3 · 10 ¹⁰

LITERATURA

- [1] RUDOLFS, W. i HEUKELEKIAN, H.: "Aerobic and Anaerobic Decomposition of Sewage Solids. I. Changes during Decomposition Processes", Ind. Eng. Chem. 24, 1312. (1932).
- [2] HEUKELEKIAN, H.: "Aerobic and Anaerobic Decomposition of Sewage Solids, II. Effect of Seeding with Aerated Sludge", Ind. Eng. Chem. 25, 1162 (1933).
- [3] COACKLEY, P.: "Research on Sewage Sludge Carried out in the C.E. Dept. of University College London", J. Inst. Sew. Purif., Pt. 1, 59 (1955).
- [4] ECKENFELDER, W.W.: "Studies on the Oxydation Kinetics of Biological Sludges", Sew. Ind. Wastes 28, 8, 983 (1956).
- [5] BARNHART, E.L.: "Application of Aerobic Digestion to Industrial Waste Treatment", Perdue Industrial Waste Conference, Laffayette, maj 1961.
- [6] JAWORSKI, N., LAWTON, G.W. i ROHLICH, G.A.: "Aerobic Sludge Digestion", Int. J. Air Wat. Poll. 4, 106 (1961).
- [7] HORASAWA, I., KAIBICHI, Y., HASHIMOTO, S. NAKAGAWA, H.: "Biological Studies of Night Soil Treatment", Osaka 1962.
- [8] REYES, W.L. i KRUSE, C.W.: "Aerobic Digestion of Night Soil", J. Am. Soc. Civ. Eng. 88, SA 6, 3323 (1962).
- [9] PASVEER, A.: "Abwasserreinigung im Oxydationsgraben", Bauamt u. Gemeindebau 31, 78 (1958).
- [10] TAPLESHAY, J.A.: "Total Oxidation Treatment of Organic Wastes", Sew. Inf. Wastes 30, 652 (1958).

- [11] STEWARD, M.J. i LUDWIG, H.F.: "Theory of MAS Waste Water Treatment Process", Water Sew. Wks 109, No 2 i 3 (1962).
- [12] KEHR, D.: "Die technischen Möglichkeiten der Abwasserbehandlung in kleinen Gemeinden", Essen, 1962.
- [13] BENEDEK, P.: "Półtechniczne i techniczne doświadczenia nad oczyszczaniem ścieków metodą osadu czynnego na Węgrzech", Mat. V Konf. Naukowo-Techn. "Postęp Techniczny w Dziedzinie Oczyszczania Ścieków", Katowice, czerwiec 1962.
- [14] BENEDEK, P.: "Aerobic Digestion and Sludge Disposal" (w druku).
- [15] SWANWICK, J.D. i DAWIDSON, M.F.: "Determination of Specific Resistance to Filtration", Water a. Waste Treat. Jour, 8, 386 (1961).
- [16] Am. Publ. Health Ass.: "Standard Methods for the Examination of Water and Sewage", New York 1961.
- [17] BURDE, F.R.: "Sewage Treatment for a Modern Shopping Center", Public Wks, Now., 96 (1957).
- [18] FAIR, G.M. i MOORE, E.W.: "Mathematical Formulation of the Course of Digestion", Sew. Wks J. 4, 3, 429 (1932).
- [19] FAIR, G.M. i GEYER, J.C.: "Water Supply and Waste Water Disposal", J. Wiley, New York 1954.

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ ОПЫТЫ ПО АЭРОБНОМУ ОБЕЗВРЕЖИВАНИЮ ОРГАНИЧЕСКИХ ОСАДКОВ

С о д е р ж а н и е

Делано лабораторные опыты по аэробному обезвреживанию осадков из первичных отстойников городской очистной станции сточных вод г. Гливице, а также по такому обезвреживанию избытка активного ила из биологической очистки сточных вод с продукции сульфатной целлюлозы.

Контроль этого процесса делано путем измерения содержания органических и минеральных взвешенных веществ, индекса ила, использования кислорода через осадки, а кроме того, микроскопические наблюдения. Для некоторых опытных серии делано тоже измерения содержания минеральных соединений азота, а также сопротивляемости на фильтрацию.

Установлено, что изучаемые осадки подвергали различным переменам, зависимым от характера осадков и параметров процесса. В результате соответствующих биохимических перемен имело место понижение так органической части осадков, как и содержания минеральных соединений. В большинстве исследуемых случаев аэробные перемен органических соединений отличались более быстрой кинетикой, как растворение минеральной части осадков, потому по мере поступления процесса, наблюдается возрастающую минерализацию осадков. Однако в некоторых случаях тоже имеет место даже временное выступление явления противоположного характера. Причиной ряда мнимых неправильностей перемен сточных осадков в условиях аэробного обезвреживания может быть тоже массовое развитие некоторых организмов в этой среде.

Характерной особенностью процесса аэробного обезвреживания осадков из первичных отстойников городской очистной станции сточных вод является сильное выступление пены в начальный период продувания воздуха. В следующей фазе процесса мо-

жет выступить создавание в этой среде малых амёбидальных, зооглеальных скоплений. Это явление стимулируется понижением концентрации этих осадков.

В случае аэробного обезвреживания избытка активного ила выступает типовая дегенерация зооглеальных скоплений этого активного ила (удлинение скоплений, а также возникание перфораций).

В результате физических влияний, что касается продувания воздуха, осадки подвергались механическому раздроблению, что в общем повышает иловой индекс и сопротивление при фильтрации.

PRELIMINARY INVESTIGATIONS ON AEROBIC DIGESTION OF ORGANIC SLUDGES

Laboratory experiments on aerobic digestion of the primary sludge from Sewage Treatment Plant at Gliwice, and surplus activated sludge from pilot-plant for biological treatment of Kraft pulp waste waters, were carried out.

The process was examined by means of the determinations of suspended solids, volatile solids, Mohlman index, and oxygen uptake. Moreover, the microscopic observations of sludges, and for some series of experiments, the determinations of mineral nitrogen compounds and the measurements of specific resistance to filtration, were carried out.

It was stated that studied sludges undergone the diversified changes, which depended on the character of given sludge, and on the factors of the process. In consequence of typical biochemical reactions, the decrease of some organic and mineral constituents of sludges took place. In most studied cases the aerobic decrease of organic substances in sludges was of higher kinetics than the solution of their mineral parts, therefore, with the progress of aerobic digestion, growing mineralization of sludges was observed. In some cases, however, the reverse phenomena took place. The cause of some apparent irregularities of aerobic digestion was connected with the transitional mass predomination of certain organisms in this environment.

The characteristic feature of the aerobic digestion of sewage primary solids was an intensive foaming in the first stage of aeration. In the next step of the process the small ameba-like zoogical flocs were formed. This latest phenomenon was stimulated by the decrease of sludge concentration.

During the aerobic digestion of surplus activated sludge the typical degeneration of zoogical flocs took place. These flocs became longer and perforated.

In consequence of physical stresses caused by the aeration of sludges, these materials were more dispersed, what in general was represented by the increase of the Mohlman index and the specific resistance to filtration.