

Sebastian Borowski

Tlenowa stabilizacja termofilowa osadów ściekowych

Podstawowym procesem w gospodarce osadami ściekowymi jest stabilizacja, tj. proces, w wyniku którego osady te nie zagniwają, nie wydzielają nieprzyjemnych zapachów, a także są częściowo lub całkowicie pozbawione mikroorganizmów patogennych. Obecnie w polskich oczyszczalniach ścieków dominują konwencjonalne systemy stabilizacji osadów, takie jak beztlenowa fermentacja mezofilowa oraz tlenowa stabilizacja [1]. Niepełna higienizacja osadów w tych procesach uzasadnia poszukiwanie nowych, alternatywnych metod ich pełnej higienizacji i stabilizacji. Taką metodą może być tlenowa stabilizacja termofilowa osadów.

Opis procesu

Tlenowa stabilizacja termofilowa osadów jest coraz powszechniej stosowana w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej. W Niemczech system ten funkcjonuje pod nazwą ATS (*aerobic thermophilic stabilization*), zaś w Stanach Zjednoczonych i Kanadzie znany jest jako ATAD (*autothermal thermophilic aerobic digestion*). Oba rozwiązania procesu stabilizacji osadów opierają się na naturalnym zjawisku egzotermicznego utleniania węgla organicznego w warunkach tlenowych, podobnie jak przy kompostowaniu – stąd ich inna nazwa „mokre kompostowanie”. Podczas tlenowej stabilizacji osadu część energii powstającej w wyniku metabolizmu mikroorganizmów zostaje wydzielona w postaci ciepła. Przy dostatecznej ilości tlenu oraz zagęszczeniu osadu do co najmniej 2,5% suchej masy organicznej nadwyżka energii jest na tyle duża, że zachodzi samorzutne ogrzanie osadu do temperatury powyżej 50 °C.

Autotermiczna tlenowa stabilizacja termofilowa osadów prowadzona jest w zamkniętych (ocieplonych) komorach, a do napowietrzania i mieszania stosuje się np. wysokosprawne urządzenia, takie jak aspiratory Fuchs czy iniektory typu Venturi, o dużym stopniu wykorzystania tlenu. Wysoka temperatura procesu powoduje skrócenie czasu stabilizacji do 4+8 d i gwarantuje pełną higienizację osadu, co jest ważne przy jego przyrodniczym wykorzystaniu. Zaletą omawianego procesu jest również jego duża odporność na zmiany ilości i składu doprowadzanego osadu, a nawet na okresowe przerwy w doprowadzaniu powietrza.

Tlenowa stabilizacja osadów w warunkach termofilowych jest również stosowana jako proces wstępny w układach dwustopniowych, tlenowo-beztlenowych. Osad najpierw poddawany jest tlenowej stabilizacji termofilowej o krótkim czasie przetrzymania około 12+24 h, a następnie mezofilowej fermentacji metanowej. W komorze tlenowej nie zachodzi

stabilizacja osadu, a jedynie hydroliza polimerów organicznych i powstawanie znacznych ilości kwasów tłuszczowych [2,3], które dodatkowo wpływają na efekt higienizacji osadu. Dzięki temu czas fermentacji w komorze beztlenowej ulega skróceniu do 10+15 d. Układ dwustopniowy zapewnia dobrą stabilizację osadu oraz jego higienizację.

Cel i metodyka badań

Badania miały na celu ocenę efektywności tlenowej stabilizacji termofilowej mieszanych osadów z miejskiej oczyszczalni ścieków w Tomaszowie Mazowieckim. Stabilizację prowadzono w komorze o pojemności czynnej 7 dm³, wyposażonej w drobnopęcherzykowy ruszt napowietrzający. Komora napowietrzania umieszczona została w układzie z termostatem, który zapewnił temperaturę procesu około 55 °C. Ze względu na niewielką ilość osadu i zastosowanie konwencjonalnego systemu napowietrzania, nie starano się uzyskać efektu samoogrzania osadu. Stabilizację prowadzono w warunkach półciągłych, tj. raz na dobę pobierano z komory pewną objętość osadu ustabilizowanego, wprowadzając na jego miejsce taką samą objętość osadu surowego. Przed wprowadzeniem do komory osad surowy został zagęszczony do około 5% suchej masy. Badania wykonano w trzech seriach o czasach przetrzymania 8 d (I seria), 6 d (II seria) i 4 d (III seria). Stabilizację rozpoczęto od serii o najdłuższym czasie przetrzymania, a kolejne serie rozpoczęto w oparciu o ustabilizowany osad z poprzednich serii.

Dyskusja wyników

Charakterystykę osadu surowego i cieczy nadosadowej oraz parametry procesu stabilizacji przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Po wypełnieniu komory osadem surowym rozpoczęto I serię stabilizacji, w której zastosowano najdłuższy czas przetrzymania (8 d), przy najmniejszym obciążeniu komory suchą masą organiczną (4,95 kg/m³d). Etap adaptacji drobnoustrojów do warunków ustalonych trwał krótko, tj. około 20 d, i charakteryzował się dużymi zmianami mierzonych parametrów. Znaczny wzrost zasadowości ogólnej od 19 val/m³ do ponad 100 val/m³, stężenia azotu amonowego od 190 gN/m³ do ponad 1000 gN/m³ oraz ChZT od 1120 gO₂/m³ do 1250 gO₂/m³ w pierwszych kilkunastu dobach I serii stabilizacji spowodowany był gwałtowną hydrolizą rozkładalnych związków organicznych. Gdy stężenie suchej masy organicznej w osadzie obniżyło się do około 25 mg/g, ustaliły się również pozostałe parametry procesu (pH, zasadowość, NH₄⁺, ChZT) i do zakończenia I serii ulegały tylko niewielkim wahaniom. Rozpoczynając kolejne serie stabilizacji nie obserwowano tak dużych zmian jak na początku I serii, jedynie stężenie azotu

Tabela 1. Charakterystyka osadu surowego (w przeliczeniu na suchą masę) i cieczy nadosadowej

Parametr, jednostka	Zakres	Średnia
Sucha masa, mg/g	48,0+48,4	48,2
Sucha masa organiczna, mg/g	38,3+40,8	39,6
ChZT, mgO ₂ /g	1060+1185	1120
Ogólny węgiel organiczny, mgC/g	434,8+436,1	435,5
Azot ogólny, mgN/g	75,12+89,25	82,2
Fosfor ogólny, mgP/g	11,4+15,4	13,4
Potas, mgK/g	9,7+10,8	10,3
Sód, mgNa/g	2,4+3,9	3,16
Czas ssania kapilarnego, s	40+65	53
Ciecz nadosadowa		
pH, -	6,2+6,5	-
Zasadowość ogólna, val/m ³	17,6+20	19
Azot amonowy, gN/m ³	179+200	190
Azot ogólny, gN/m ³	257+260	258
Fosfor ogólny, gP/m ³	105+196	150

Tabela 2. Parametry technologiczne tlenowej stabilizacji termofilowej

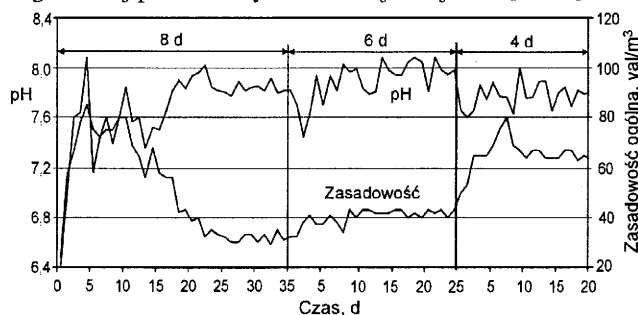
Parametr, jednostka	I seria	II seria	III seria
Czas przetrzymania, d	8	6	4
Temperatura, °C	55±2	55±2	55±2
Obciążenie komory suchą masą organiczną, kg/m ³ d	4,95	6,6	9,9
Ilość doprowadzonego powietrza, m ³ /m ³ h	70	70	86
Obniżka suchej masy organicznej, %	39,3	28,6	24
Moduł stabilizacji osadu, %	30,8	28,2	24,5

amonowego wzrosło do 950 gN/m³ w 5 dobie III serii procesu, ale już w 10 dobie ustaliło się na poziomie około 700 gN/m³.

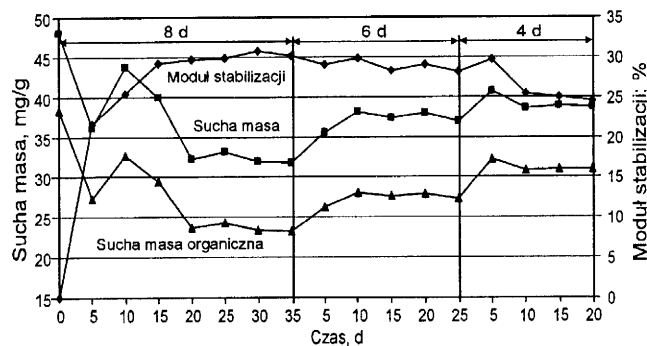
Zmiany podstawowych parametrów podczas tlenowej stabilizacji termofilowej osadów przedstawiono na rysunkach 1–3.

Stopień stabilizacji

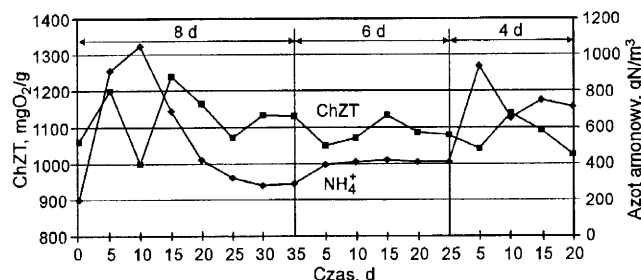
Obecnie zarówno w kraju jak i za granicą nie ma jednego kryterium oceny stopnia stabilizacji osadów. Wskaźnikami stabilności osadu mogą być np. test na zagniwalność, szybkość poboru tlenu, stężenie azotu amonowego, zawartość suchej masy organicznej oraz inne. Według Agencji Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (US EPA) stopień ustabilizowania osadu zależy od stopnia zmniejszenia zawartości suchej masy organicznej w procesie stabilizacji. Zgodnie z tym kryterium, aby osad mógł być bez ograniczeń stosowany w rolnictwie (osad klasy A), obniżka stężenia suchej masy organicznej powinna wynosić co najmniej 38% [2,4–6].



Rys. 1. Zmiany pH i zasadowości podczas stabilizacji osadu



Rys. 2. Zmiany zawartości suchej masy, suchej masy organicznej oraz modułu stabilizacji podczas stabilizacji osadu



Rys. 3. Zmiany ChZT i stężenia azotu amonowego podczas stabilizacji osadu

Wielu autorów uważa jednak [7–11], że zmniejszenie zawartości suchej masy organicznej w osadzie podczas tlenowej stabilizacji wynoszące 30% jest wystarczające do pełnego ustabilizowania tego osadu.

Analiza danych zawartych w tabeli 3 wskazuje, że najkorzystniejsze efekty stabilizacji osadu uzyskano w I serii, przy czasie przetrzymania wynoszącym 8 d. Odzwierciedleniem tego był najwyższy – w porównaniu z seriami II i III – stopień obniżenia zawartości suchej masy organicznej w osadzie, wynoszący 39,3%, oraz moduł stabilizacji równy 30,8%. Ponadto osad ustabilizowany charakteryzował się ziemistym zapachem i nie zagniwał przez 6 tygodni inkubacji. Niższy stopień ubytku suchej masy organicznej (28,6%) i niższy moduł stabilizacji (28,2%) uzyskano w procesie stabilizacji w czasie 6 d (II seria). Pomimo iż osad nie spełniał kryterium EPA dla klasy A, to jednak uznano, że jest on ustabilizowany,

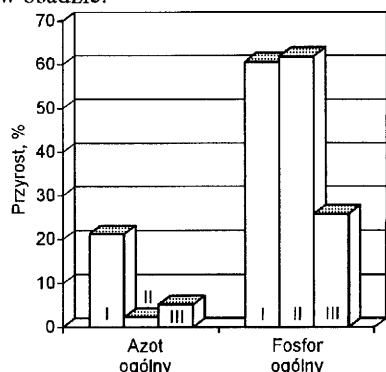
Tabela 3. Charakterystyka osadów po tlenowej stabilizacji termofilowej (w przeliczeniu na suchą masę) i cieczy nadosadowej

Parametr, jednostka	I seria	II seria	III seria
Sucha masa, mg/g	31,76	36,96	38,69
Sucha masa organiczna, mg/g	23,28	27,36	31,02
ChZT, mgO ₂ /g	1130	1077	1026
Ogólny węgiel organiczny, mgC/g	386,7	342,2	416,6
Azot ogólny, mgN/g	91,0	76,84	93,82
Fosfor ogólny, mgP/g	18,26	18,40	19,38
Potas, mgK/g	10,92	10,01	11,54
Sód, mgNa/g	5,31	4,17	3,79
Czas ssania kapilarnego, s	450	550	550
Ciecz nadosadowa			
pH, -	7,82	7,98	7,80
Zasadowość ogólna, val/m ³	32	41,5	64
Azot amonowy, gN/m ³	290	410	715
Azot ogólny, gN/m ³	975	1294	1568
Fosfor ogólny, gP/m ³	217	304	327

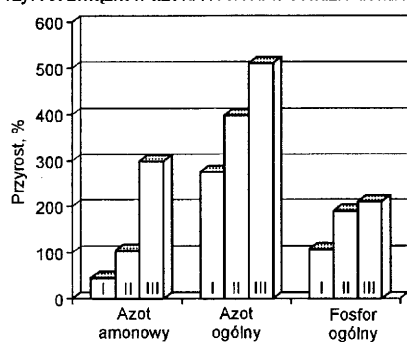
o czym świadczyły brak uciążliwości zapachowej i zagniwania oraz niewiele niższy moduł stabilizacji, w porównaniu do I serii badań. Ponadto, zdaniem wielu autorów [2,3,5,7,9,10], czas przetrzymania równy 6 d (przy temperaturze stabilizacji 55 °C) jest wystarczający do pełnej higienizacji osadu. Czas przetrzymania równy 4 d okazał się niewystarczający dla osiągnięcia pełnej stabilizacji osadu. Chociaż osad po III serii nie zgniwał, to jednak nadal charakteryzował się uciążliwością zapachową, dużym stężeniem azotu amonowego w wodzie nadosadowej (715 gN/m³) oraz najniższym – w porównaniu z I i II serią – ubytkiem suchej masy organicznej (24%).

Przemiany związków azotu i fosforu

Ujemną stroną tlenowej stabilizacji termofilowej osadów jest powstawanie znacznych ilości lotnych związków, powodujących uciążliwość zapachową. Za nieprzyjemny zapach odpowiedzialny jest w dużej mierze amoniak, powstający w wyniku przemian związków organicznych (głównie białek) zawartych w osadzie.



Rys. 4. Przyrost związków azotu i fosforu w osadzie ustabilizowanym



Rys. 5. Przyrost związków azotu i fosforu w cieczy nadosadowej po stabilizacji osadu

Największe stężenie azotu amonowego w wodzie nadosadowej wydzielonej z osadu ustabilizowanego, równe 715 gN/m³, odnotowano podczas stabilizacji w czasie 4 d (III seria), natomiast przy dłuższych czasach przetrzymania stężenie azotu amonowego było niższe i wynosiło 410 gN/m³ (II seria) oraz 290 gN/m³ (I seria). W podwyższonej temperaturze i wysokim pH azot amonowy występuje w postaci amoniaku i łatwo przechodzi do powietrza. Wykazano, że nieprzyjemny (kwaśny) zapach powietrza odlotowego odczuwalny we wszystkich trzech seriach stabilizacji, przy czym najbardziej uciążliwy pod względem zapachowym gazy odlotowe pochodziły z procesu prowadzonego przy czasie przetrzymania 4 d. Stężenie azotu amonowego w cieczy nadosadowej w III serii stabilizacji było na tyle wysokie, że nawet ustabilizowany osad charakteryzował się nieprzyjemnym kwaśnym zapachem, czego nie stwierdzono w I i II serii badań. Warto zauważyć, że azot amonowy nie może ulec biologicznemu utlenieniu do azotanów

i azotanów, gdyż podczas tlenowej stabilizacji termofilnej nie zachodzi proces nityfikacji.

Ilość azotu ogólnego w cieczy nadosadowej była proporcjonalna do stężenia azotu amonowego (rys.5, tab.3). Największe końcowe stężenie azotu ogólnego w cieczy nadosadowej (1568 gN/m³) zanotowano dla czasu przetrzymania 4 d (przyrost 510%). Przy najdłuższym czasie przetrzymania stężenie azotu ogólnego było najniższe (975 gN/m³, przyrost 280%).

Tlenowa stabilizacja termofilowa spowodowała również zmiany zawartości związków fosforu w osadzie. Podczas stabilizacji, w wyniku hydrolizy i mineralizacji polimerów organicznych, fosfor (podobnie jak azot) był uwalniany do cieczy nadosadowej. Przyrost stężenia związków fosforu w cieczy nadosadowej nie był jednak tak duży, jak przyrost stężenia związków azotu. Najwyższe stężenie związków fosforu (327 gP/m³) uzyskano w III serii stabilizacji, zaś najniższe (217 gP/m³) w I serii. Najniższe stężenie związków fosforu w cieczy nadosadowej korelowało z jego największą kumulacją w suchej masie osadu (60% w I i II serii). Dłuższy czas stabilizacji spowodował z jednej strony wzrost uwodnienia osadu, a z drugiej strony sprzyjał asymilacji i magazynowaniu związków fosforu przez mikroorganizmy termofilowe prowadzące proces mineralizacji osadu. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu przedstawiono na rysunkach 4 i 5 oraz podano w tabeli 3. Przechodzenie dużych ilości związków azotu i fosforu do cieczy nadosadowej podczas tlenowej stabilizacji termofilowej musi być brane pod uwagę przy projektowaniu tego typu instalacji w oczyszczalni ścieków. Ciecz nadosadowa jest bowiem zwracana do stopnia biologicznego oczyszczalni, powodując zwiększenie ładunku tych pierwiastków w ściekach dopływających do reaktora biologicznego.

Właściwości filtracyjne osadu

Proces tlenowej stabilizacji powoduje zmiany właściwości filtracyjnych osadów. Wielu autorów [7–9] donosi o trudnościach w odwadnianiu osadów po tlenowej stabilizacji termofilowej. W przeprowadzonych badaniach wykazano, że proces termofilowego utleniania spowodował homogenizację osadu i wpłynął wyraźnie niekorzystnie na jego odwadnialność. Świadczyły o tym wyniki testów czasu ssania kapilarnego, które dla osadów ustabilizowanych wynosiły 450 s (I seria) oraz 550 s (II i III seria) i były wielokrotnie wyższe od wartości dla osadu surowego (średnio 53 s).

Ponieważ poprawę zdolności do odwadniania uzyskuje się w procesie kondycjonowania osadów flokulantami organicznymi, dlatego też osady po zakończeniu wszystkich serii stabilizacji poddane zostały kondycjonowaniu polielektrolitami anionowymi i dwoma polielektrolitami kationowymi. Skuteczność kondycjonowania zależała od rodzaju i dawki flokulantu oraz czasu stabilizacji osadu. Najlepszy efekt uzyskano stosując polielektrolit anionowy typu Magnafloc (155), który dodany do osadu w ilości 400 mg/kg spowodował obniżenie wartości czasu ssania kapilarnego do około 60 s dla stabilizacji w czasie 6 d i 4 d oraz do około 140 s dla czasu 8 d. Polielektrolity kationowe typu Stockhausen (854 BC, 655 BC) były mniej efektywne w swoim działaniu. Przy tej samej dawce 400 mg/kg, wartości czasów ssania kapilarnego dla osadów poddanych flokulacji polielektrolitami kationowymi wahały się od 150 s i 200 s (II i III seria) do 350 s (I seria). Dla wszystkich badanych polielektrolitów w dawkach powyżej 700 mg/kg odwadnialność osadów uległa wyraźnej poprawie (czas ssania kapilarnego poniżej 20 s).

Tabela 4. Zmiany zawartości metali ciężkich podczas stabilizacji osadu

Metal	Jednostka	Osad surowy	Osad po stabilizacji			Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w osadzie wg [12]		
			I seria	II seria	III seria	A	B	C
Żelazo	mgFe/kg	1180	3640	2740	1417	-	-	-
	przyrost, %	-	208	132	20			
Ołów	mgPb/kg	249	402	365	314	500	1000	1500
	przyrost, %	-	61	47	26			
Cynk	mgZn/kg	3689	6863	5775	4087	2500	3500	5000
	przyrost, %	-	86	57	11			
Miedź	mgCu/kg	397	821	682	466	800	1200	2000
	przyrost, %	-	107	72	17			
Kadm	mgCd/kg	9,1	18,4	17,5	12,2	10	25	50
	przyrost, %	-	102	92	34			

A – przy stosowaniu osadów w rolnictwie, do rekultywacji gruntów na potrzeby rolnicze oraz do kompostowania

B – przy stosowaniu osadów do rekultywacji gruntów na potrzeby nierolnicze

C – przy stosowaniu osadów do upraw roślin przeznaczonych do produkcji kompostu oraz do roślinnego utrwalania powierzchni gruntów

Zawartość metali ciężkich

Podczas tlenowej stabilizacji termofilowej dochodziło do zwiększenia zawartości metali ciężkich w osadzie. Na podstawie zmian stężeń wybranych metali (żelazo, ołów, cynk, miedź i kadm) można wnioskować, że kumulacja metali w suchej masie osadu spowodowana była ubytkiem ogólnego węgla organicznego i azotu podczas stabilizacji. W suchej masie osadu po stabilizacji zawartość żelaza wynosiła maksymalnie 3640 mgFe/kg (I seria). Zawartość miedzi i kadmu wzrosła ponaddwukrotnie i wynosiła odpowiednio 821 mgCu/kg i 18,4 mgCd/kg po stabilizacji przy czasie przetrzymania 8 d. Ołów kumulował się w najmniejszym stopniu (61% przyrostu w I serii) i osiągnął wartość 402 mgPb/kg.

Wzrost zawartości metali ciężkich w osadzie po stabilizacji spowodował ograniczenie możliwości jego wykorzystania na cele nieprzemysłowe w myśl rozporządzenia [12]. Najbardziej niekorzystny pod tym względem był osad po stabilizacji dla czasów przetrzymania 8 d i 6 d (I i II seria), ponieważ w ogóle nie spełniał wymogów rozporządzenia [12]. Powodem tego była duża zawartość cynku w suchej masie osadu, która przekroczyła dopuszczalną wartość 5000 mgZn/kg dla osadu, który można stosować do upraw roślin przeznaczonych do produkcji kompostu oraz do roślinnego utrwalania powierzchni gruntów. Zawartości pozostałych metali nie przekroczyły dopuszczalnych wartości dla osadów stosowanych w rolnictwie (ołów) bądź do rekultywacji gruntów na potrzeby nierolnicze (kadm, miedź). Zmiany zawartości niektórych metali ciężkich w osadach po stabilizacji oraz ich dopuszczalne ilości w osadach wykorzystywanych na cele nieprzemysłowe przedstawiono w tabeli 4.

Wnioski

◆ Najlepszy efekt tlenowej stabilizacji termofilowej osadów uzyskano dla czasu przetrzymania 8 d oraz związanego z tym obciążenia komory suchą masą organiczną osadu 4,95 kg/m³ d. Ubytek suchej masy organicznej osadu wynosił 39,3%, a moduł stabilizacji był równy 30,8%. Ponadto osad ustabilizowany nie wykazywał uciążliwości zapachowej i nie zagniwał.

◆ Czas przetrzymania 6 d okazał się wystarczający do stabilizacji osadu, który jednak nie spełnił wymogów US EPA dla klasy A. Uzyskano ubytek suchej masy organicznej osadu równy 28,6%, przy module stabilizacji 28,2%. Osad ustabilizowany nie zagniwał i był pozbawiony uciążliwości zapachowej. Przy 4-dobowym czasie przetrzymania osiągnięto jedynie

częściową stabilizację osadu. Mimo iż osad nie zagniwał, to jednak miał nieprzyjemny zapach.

◆ Podczas stabilizacji zanotowano duży wzrost zawartości azotu w cieczy nadosadowej, który w postaci amoniaku był usuwany wraz z powietrzem odlotowym, zwiększając jego uciążliwość zapachową. Największy przyrost stężeń azotu ogólnego i amonowego w cieczy nadosadowej miał miejsce przy czasie przetrzymania 4 d, dla którego zaobserwowano również największą uciążliwość zapachową powietrza odlotowego. Nie stwierdzono natomiast istotnych zmian w stężeniu azotu ogólnego w suchej masie osadu.

◆ Procesom stabilizacji towarzyszyło uwalnianie fosforu do cieczy nadosadowej oraz jego kumulacja w suchej masie osadu. Dłuższy czas stabilizacji sprzyjał kumulowaniu się fosforu w suchej masie osadu, a tym samym zmniejszeniu jego stężenia w cieczy nadosadowej.

◆ Tlenowa stabilizacja termofilowa spowodowała znaczne pogorszenie właściwości filtracyjnych osadu, a dłuższy czas przetrzymania wpłynął niekorzystnie na jego odwadnialność. Dużą poprawę zdolności osadu do odwadniania uzyskano w procesie kondycjonowania dużymi dawkami flokulantów organicznych, przy czym najefektywniejszy okazał się polielektrolit anionowy.

◆ Podczas stabilizacji stwierdzono przyrost zawartości metali ciężkich w suchej masie osadu. Najbardziej wzrosła zawartość żelaza, natomiast zawartość cynku była na tyle duża, że uniemożliwiła ewentualne wykorzystanie osadu do celów nieprzemysłowych.

LITERATURA

1. J. BERNACKA, L. PAWŁOWSKA: Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. IOŚ, Warszawa 1994.
2. K. BARTOSZEWSKI, J. OLESZKIEWICZ: Tlenowa stabilizacja osadów. Mat. konf. Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów, LEM, Kraków 1998, ss.9–1–9–22.
3. R. S. REIMERS, M. BANKSTON: Disinfection of pathogens by biosolids processing. Proc. conf. US Environmental Protection Agency – Region 6, Oklahoma City 1996.
4. J. OLESZKIEWICZ, Z. DYMACEWSKI, M. SOZAŃSKI: Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZITS, LEM, Poznań 1997.
5. L. FUCHS, H. G. SCHWINNING: On the current state of aerobic thermophilic sludge stabilization and decontamination. Korrespond. Abwasser, 1997, Vol. 44, No. 10, pp. 1834–1842.

6. J. OLESZKIEWICZ: Gospodarka osadami ściekowymi. LEM, Kraków 1998.
7. K. BREITENBÜCHER: Engineering and practical experiences of autoheated aerobic thermophilic digestion. Proc. conf. "Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes", Elsevier Applied Science Publishers, New York 1984, pp. 192–205.
8. W. J. JEWELL, R. M. KABRICK: Autoheated aerobic thermophilic digestion with aeration. Journal WPCF, 1980, Vol. 52, pp. 512–523.
9. H. G. KELLY, H. MELCER, D. S. MAVINIC: Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one-year, full-scale demonstration project. Wat. Env. Research, 1993, Vol. 65, No. 4, pp. 849–861.
10. M. SCHÖNERKLEE, F. KOCH, D. HAGENRÄKE: A study of aerobic thermophilic treatment of sewage sludge. Mat. konf. „Osady ściekowe – odpad czy surowiec?”, Politechnika Częstochowska, Częstochowa 1997, ss. 61–67.
11. W. K. WOLIŃSKI: Aerobic thermophilic sludge stabilization using air. Journal Water Pollution Control, 1985, Vol. 84, pp. 433–445.
12. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 11 sierpnia 1999 r. w sprawie warunków, jakie muszą być spełnione przy wykorzystaniu osadów na cele nieprzemysłowe. Dz. U. nr 72, poz. 813, zał. nr 1.

Aerobic Thermophilic Stabilization of Municipal Sludges

The aerobic thermophilic stabilization (ATS) process was investigated on sludge samples collected at the Municipal Treatment Plant of Tomaszów Mazowiecki, serving a population of about 70,000 inhabitants. Mixed (primary and waste activated) sludge, pre-thickened to an approximately 5% dry solids concentration, was treated in a laboratory setup under semi-continuous conditions. Maximum stabilization rate, paralleled by an over 39% reduction of mixed liquid volatile suspended solids, was obtained at a hydraulic retention time (HTR) of eight days. The minimum HTR to provide complete stabilization turned out to be six days, partial stabilization being achieved after four days of the ATS process. In the course of ATS, large amounts of nitrogen were released into the supernatant. A certain portion of the nitrogen converted into ammonia, thus accounting for an unpleasant odour of the outlet gas. The highest nitrogen concentration (1568 gN/m³) in the supernatant and the most objectionable odour of the outlet air were recorded at the HTR of four

days. Phosphorus followed a slightly different pattern: it entered the supernatant (like nitrogen), but also cumulated in the sludge; the highest phosphorus concentration (327 gP/m³) in the supernatant was recorded at the HTR of four days, whereas the maximum phosphorus cumulation (over 60%) in the dry solids portion of the sludge was achieved at the HRT of 6 to 8 days. Apart from phosphorus, they were also heavy metals that accumulated in the sludge. Maximum concentrations of iron, cadmium, copper and lead in the dry solids portion (208%, about 100% and 61%, respectively) were measured at the HRT of eight days. The ATS process noticeably deteriorated the dewaterability of the sludge, which was measured by a capillary suction timer. Following completion of the process, the capillary suction time increased almost tenfold. To upgrade the dewaterability of stabilized sludge, conditioning was carried out with organic flocculants, of which the anion polyelectrolyte Magnafloc was found to be the most effective.