

BILANS WWA W MIEJSKIEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA

Politechnika Częstochowska, Katedra Technologii Wody, Ścieków i Chemii Środowiska
ul Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa

KOMUNIKAT

Keywords: wastewater, sewage sludge, polycyclic aromatic hydrocarbons, gas chromatography-mass spectrometry.

PAHs BALANCE IN MUNICIPAL TREATMENT PLANT

Sewage and sewage sludge from municipal wastewater treatment plant were analyzed for 16 EPA-PAH. The measurements were conducted to investigate the effect of different treatment stages on PAH content in wastewater and sewage sludge. PAH loads in influent, mechanically and biologically treated sewage, as well as in raw, digested and dewatered sludge were calculated. Mechanical and biological treatment was found to remove 85% of PAH from the influent. Despite of this a daily PAH load introduced into environment was high, and reached 37% of the PAH load in the influent. In sewage it was equal to 46 g PAH/d, with carcinogenic PAH content of 12%. In waste sludge (filter pressed sludge and sand from sand trap) PAH total load reached 68 g/d with 17% of carcinogenic PAH.

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki oznaczeń jakościowo-ilościowych 16 WWA (rekomendowanych przez EPA) w ściekach i osadach ściekowych z miejskiej oczyszczalni ścieków. Na podstawie pomiarów wielkości przepływów ścieków i osadów obliczono ładunki WWA w ściekach surowych, po mechanicznym i biologicznym oczyszczaniu oraz ładunki tych związków w osadach ściekowych: surowych, przefermentowanych i odwodnionych. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że mechaniczno-biologiczne procesy oczyszczania ścieków pozwalały na obniżenie ładunku WWA w ściekach o 85%. Mimo to dobowy ładunek tych związków wprowadzany do środowiska był wysoki i stanowił 37% wprowadzanego do oczyszczalni; ze ściekami oczyszczonymi wynosił średnio 46 g/d (w tym związki kancerogenne stanowiły 12%), z osadami odprowadzanymi z oczyszczalni i kierowanymi na składowisko (osady z piaskownika i odwodnione) wynosił średnio 68 g/d (w tym związki kancerogenne stanowiły 17%).

WSTĘP

Poziom zanieczyszczenia ścieków WWA zależy od rodzaju i udziału ścieków przemysłowych oraz systemu kanalizacji. Literatura podaje, że najbardziej obciążone

organicznymi związkami aromatycznymi są ścieki z przeróbki paliw i hutnicze zawierające do $3600 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ WWA, w ściekach bytowo-gospodarczych zanotowano stężenia nie przekraczające $5 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ [2], natomiast w ściekach miejskich oznaczano stężenia do $200 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ [7]. WWA są związkami słabo rozpuszczalnymi w wodzie ($0,26\text{--}31700 \mu\text{g}/\text{dm}^3$), charakteryzują się szerokim zakresem prężności par ($10^{-10}\text{--}4,9 \times 10^{-2}$) i zróżnicowanymi wartościami logarytmu współczynnika podziału oktanol/woda ($\log K_{ow}$) ($3,36\text{--}7,66$) [6]. Chociaż dane literaturowe dotyczące zależności pomiędzy wartościami $\log K_{ow}$ a tendencją związków chemicznych do sorbowania się na zawieszinach nie zawsze są zbieżne (Tab. 1) uważa się, że WWA szybko

Tabela 1. Tendencje WWA do kumulacji na cząstkach stałych
Tendency of PAHs to solid phase accumulation

Zachowanie się związków chemicznych w roztworze wodnym Behavior of chemical compounds in water	Wartości $\log K_{ow}$ Octanol/water partition coefficient [10]	Zachowanie WWA Behavior of PAHs [10]	Wartości $\log K_{ow}$ Octanol/water partition coefficient [11]	Zachowanie WWA Behavior of PAHs [11]
Słabo sorbujące się na cząstkach stałych Low sorbed on particulate matter	$\log K_{ow} < 4,0$	Naf, Ac	$\log K_{ow} < 2,5$	–
Amfoteryczne Amphiprotic	$4,0 < \log K_{ow} < 7,0$	Acyl, Fl, Fen, Antr, Flu, Pir, Ch, B(a)A, B(b)F, B(k)F, B(a)P	$2,5 < \log K_{ow} < 4,0$	Naf, Ac
Dobrze sorbujące się na cząstkach stałych Well sorbed on particulate matter	$\log K_{ow} > 7,0$	B(ghi)P, D(ah)A, IP	$\log K_{ow} > 4,0$	Acyl, Fl, Fen, Antr, Flu, Pir, Ch, B(a)A, B(b)F, B(k)F, B(a)P, B(ghi)P, D(ah)A, IP

ulegają kumulacji na cząstkach stałych [10, 11]. W związku z tym większość WWA zawartych w ściekach powinna być od nich oddzielona w procesie sedymentacji i zgromadzona w osadach ściekowych. Literatura podaje, że w mechanicznych procesach oczyszczania ścieków usunięcie tych związków ze ścieków może wahać się od 20 do 80%. Procesy biochemiczne, także te wspomagane koagulantami mogą przyczyniać się do przemieszczania WWA i ich kumulacji w osadach. [3, 8, 9, 14]. Zakres stężeń WWA w osadach ściekowych jest bardzo szeroki, od kilku mikrogramów do kilkuset miligramów w kilogramie suchej masy [4, 5, 7–9, 11, 14]. Zależy od rodzaju ścieków oraz od stopnia zmineralizowania substancji organicznych; w osadach surowych stężenia WWA nie przekraczają $10 \text{ mg}/\text{kg}$ s.m., natomiast

w przefermentowanych mogą być nawet trzykrotnie wyższe [9]. Dlatego za uzasadnione uważa się zbadanie, w jakim stopniu poszczególne procesy jednostkowe stosowane w oczyszczalni ścieków przyczyniają się do przemieszczania WWA pomiędzy fazami: wodną (ścieki) i stałą (osady). Dla zrealizowania tego celu określono zmiany stężeń WWA w ściekach podczas procesów oczyszczania i w osadach podczas procesów przeróbki oraz sporządzono bilansu dobowych ładunków tych związków w poszczególnych strumieniach ścieków i osadów.

MATERIAŁ I METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków i osadów pochodzących z miejskiej oczyszczalni ścieków, do której średnio dopływa 60000 m³/d ścieków; w tym ścieki przemysłowe stanowią nie więcej niż 30%. Oczyszczanie ścieków realizowane jest podczas następujących procesów jednostkowych: cedzenie, sedymentacja oraz biologiczne usuwanie związków węgla, nityfikacja i denityfikacja realizowane metodą osadu czynnego połączone z symultanicznym strącaniem fosforu. Przeróbka osadów polega na dwustopniowej fermentacji metanowej, do której kierowane są osady surowe i zagęszczony osad nadmierny. Osady ustabilizowane są kondycjonowane polielektrolitem organicznym i odwadniane na prasach filtracyjnych.

Pobierano następujące próbki:

- ścieki surowe, po sedymentacji zawiesin mineralnych, po sedymentacji zawiesin łatwo opadających, po komorach osadu czynnego (z osadem czynnym i bez) i ścieki oczyszczone a także odcieki z pras filtracyjnych;
- osady surowe, nadmierne, przefermentowane, przefermentowane dwustopniowo oraz osady odwodnione.

Zgodnie z obowiązującymi przepisami [12] pobierano próbki średniodobowe o objętości proporcjonalnej do wielkości przepływów i z uwzględnieniem czasu zatrzymania ścieków i osadów w poszczególnych urządzeniach. Na podstawie pomiarów dobowych ilości ścieków i osadów oraz oznaczonych stężeń WWA sporządzono bilans WWA dla piaskownika, osadników wstępnych, układu komór osadu czynnego z osadnikami wtórnymi oraz zamkniętych i otwartych komór fermentacji a także urządzeń odwadniających.

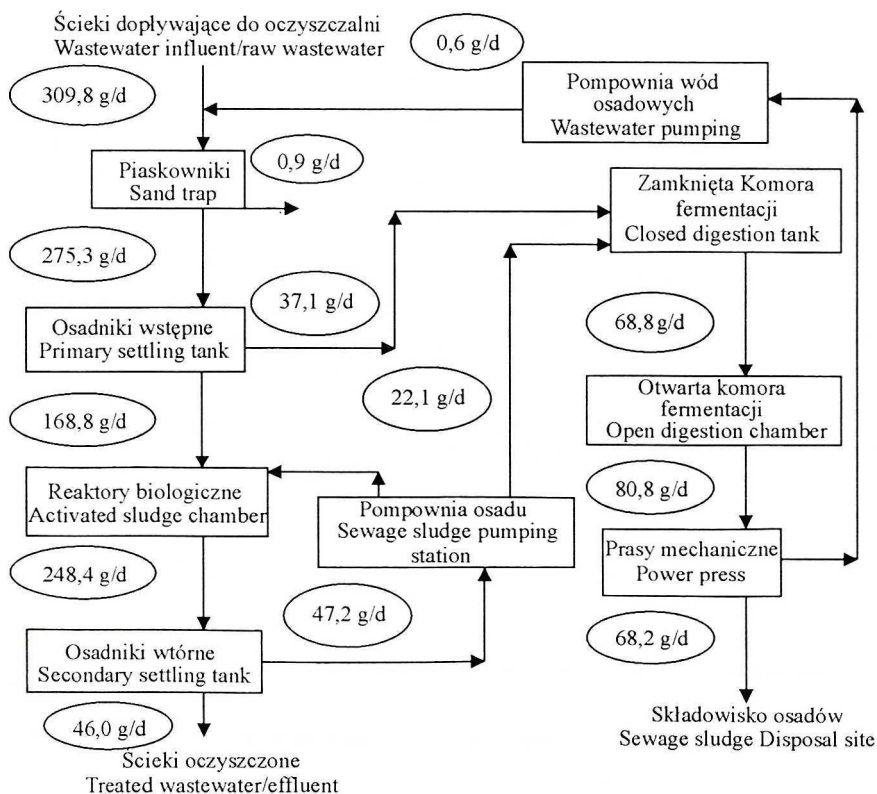
METODYKA ANALITYCZNA

Do wydzielenia matrycy organicznej ze ścieków zastosowano metodę ekstrakcji przy użyciu mieszaniny rozpuszczalników cykloheksanu i dichlorometanu z dodatkiem metanolu. Rozpuszczalniki dodawano do próbek nie sączonych zawierających zawiesinę. Następnie intensywnie mieszano w czasie 1 godziny, przy użyciu wytrząsarki. Do wydzielenia fazy organicznej z osadów ekstrakcję prowadzono metodą sonifikacji z dodatkiem cykloheksanu i dichlorometanu. Ekstrakty zawierające fazę organiczną oddzielano od próbek przez odwirowanie. Następnie zatężano je do objętości 3 cm³ w strumieniu azotu. Kolejnym etapem przygotowania próbek było wyodrębnienie WWA z fazy organicznej. Proces prowadzono techniką SPE na kolumnkach z żelazem krzemionkowym. Kolumnę SPE wstępnie kondycjonowano, przemywając ją trzykrotnie mieszaniną rozpuszczalników cykloheksan – dichlorometan (v/v) 5:1. Ekstrakty zawierające WWA ponownie zatężano do objętości 1 cm³.

Analizę jakościowo-ilościową WWA przeprowadzono przy użyciu chromatografu gazowego firmy Fisons (model GC8000/MS800) Identyfikowano 16 WWA-EPA: naftalen (Naf), acenaftylen (Acyl), acenaften (Ac), fluoren (Fl), fenantren (Fen), antracen (Ant), piren (Pir), fluoranten (Flu), benzo(a)antracen (BaA), chryzen (Ch), benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(k)fluoranten (BkF), benzo(a)piren (BaP), indeno (1,2,3,c,d)piren (IP), dibenzo(a,h)antracen (DahA), benzo(ghi)perylene (Bper). Dla przyjętej procedury przygotowania próbek i oznaczania WWA wyznaczono odzyski tych związków z wykorzystaniem mieszaniny wzorcowej Mix 16 PAH Accu Standard Inc. USA w mieszaninie rozpuszczalników benzen – dichlorometan.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

Średnie wartości odzysku mieszaniny wzorcowej 16 WWA wyznaczone z uwzględnieniem zawartości początkowej wahały się w granicach od 48% (naftalen) do 106% (fluoren i fluoranten) dla ścieków i w granicach od 58% (naftalen) do 98% (fenantren, benzo(a)antracen) dla osadów ściekowych. Wyniki te są zbliżone z danymi literaturowymi, gdzie dla zanieczyszczonych ścieków i osadów otrzymane odzyski wahały się w granicach od 38% do 128% [1, 5].



Rys. 1. Bilans WWA w oczyszczalni ścieków
PAHs balance in treatment plant

Na rysunku 1 przedstawiono schematycznie oczyszczalnię ścieków wraz z naniesionymi punktami pomiarowymi i wartościami średnich dobowych ładunków WWA w ściekach i osadach ściekowych. Średnie wartości wyznaczonych ładunków WWA w badanych materiałach wraz z odchyleniem standardowym zestawiono w tabelach 2 i 3. Średnie sumaryczne stężenie 16 WWA w surowych ściekach wynosiło $5,7 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, natomiast dobowy ładunek tych związków wynosił $309,8 \text{ g}/\text{d}$. W ściekach pozbawionych zawiesin mineralnych, stężenie badanych związków było podobne i wynosiło $4,8 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, natomiast w ściekach odpływających z osadników wstępnych – $3,4 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Obliczeniowe ładunki WWA były kolejno o 11% i o 38% niższe odpowiednio po piaskownikach i osadnikach wstępnych. Uważa się, że spadek stężenia WWA w ściekach był głównie wynikiem sorpcji tych związków na cząstkach stałych, gdyż jednocześnie odnotowano wysokie zawartości tych związków w osadach wydzielonych ze ścieków.

Tabela 2. Ładunki WWA w ściekach i wodach nadosadowych
The loads of PAHs in wastewater and supernatants

WWA PAHs	Ładunki WWA w ściekach i wodach nadosadowych, g/d The loads of PAHs in wastewater and supernatants, g/d					
	Surowe Influent	Po piaskownika After sand trap	Mechanicznie oczyszczone Mechanically treated	Po reaktorach biologicznych After biological reactors	Oczyszczone Effluent	Woda z pras Supernatant from power press
Naf	175,8±26,5	148,0±15,2	136,9±11,9	155,7±3,8	6,9±2,5	0,2±0
Acyl	5,7±0,1	5,55±0,05	13,8±1,1	10,85±1,05	0,75±0,55	0,01±0
Ac	10,5±0,05	11,95±0,25	20,0±0,8	6,9±1,5	0,75±0,45	0,03±0,01
Fl	9,7±0,3	11,15±0,35	2,7±0,1	5,35±0,05	1,1±0,7	0,035±0,005
Fen	33,3±1,1	32,6±3,5	6,65±0,15	34,05±6,15	2,8±1,3	0,09±0,01
Antr	5,9±0,2	5,9±0,1	1,55±0,05	1,1±0,1	0,85±0,55	0,015±0,005
Flu	18,7±1,95	17,1±0,9	2,45±0,05	0,75±0,05	2,45±1,55	0,04±0,01
Pir	15,6±1,65	17,85±5,25	2,1±0,3	8,35±1,15	3,05±2,25	0,04±0,01
B(a)A	6,4±1,0	4,7±0,2	7,85±1,85	5,25±1,25	4,55±2,75	0,015±0,005
Ch	7,2±0,05	6,4±0,4	1,1±0,1	8,7±0,3	5,0±3,1	0,015±0,005
B(b)F	5,8±0,95	3,85±0,05	0,95±0,25	2,55±0,45	1,5±0,4	0,02±0
B(k)F	4,1±0,6	2,3±0,1	6,25±0,25	3,55±0,45	1,3±0,7	0,015±0,005
B(a)P	4,2±0,4	2,7±0,1	0,65±0,25	1,15±0,15	3,85±2,65	0,015±0,005
D(a,h)A	2,6±0,5	2,3±0,3	n.w	0,75±0,25	3,6±3,5	0,015±0,005
IP	3,3±1,3	0,9±0,1	0,55±0,05	0,95±0,15	3,8±2,6	0,015±0,005
B(ghi)P	2,4±0,1	2,3±0,5	4,8±0,6	2,8±0,5	3,9±2,7	0,015±0,005
Suma Total	309,8±16	275,3±5,3	168,8±11,7	248,4±14,5	46,0±29,4	0,595±0,095

Tabela 3. Ładunki WWA w osadach
The loads of PAHs in sewage sludge

WWA PAHs	Ładunki WWA w osadach ściekowych, g/d The loads of PAHs in sewage sludge, g/d					
	Z piaskownika From sand trap	Surowe Raw	Nadmierny Excess sludge	Przefermentowane Digested	Przefermentowane dwustopniowo Digested in two steps	Odwodnione Dewatered
Naf	0,21±0,04	2,45±0,35	2,95±0,54	5,85±0,45	6,6±0,1	4,2±0,1
Acyl	0,06±0,02	0,6±0,1	0,4±0,1	0,9±0,1	1,0±0,2	2,6±0,85
Ac	0,03±0,01	1,0±0,2	1,15±0,25	6,35±0,45	4,8±1,1	1,5±0,55
Fl	0,04±0,01	1,35±0,25	0,95±0,25	5,6±0,7	5,6±0,1	4,9±0,65
Fen	0,09±0,01	5,0±1,4	3,9±1,6	16,6±1,4	17,15±2,95	15,8±1,8
Antr	0,03±0,01	3,65±2,5	0,7±0,1	3,75±0,65	3,5±0,5	5,6±0,8
Flu	0,11±0,02	3,85±1,25	3,05±0,35	9,0±1,5	9,95±2,75	4,9±1,75
Pir	0,10±0,02	2,8±0,7	1,8±0,5	6,3±1,1	7,1±1,1	16,7±4,25
B(a)A	0,06±0,01	0,9±0,3	0,65±0,25	1,95±0,35	5,4±2,8	4,8±0,65
Ch	0,06±0,01	1,05±0,15	1,1±0,3	2,1±0,3	3,05±0,55	2,8±0,65
B(b)F	0,03±0,005	1,0±0,1	1,3±0,5	3,1±0,7	3,4±0,7	1,6±0,7
B(k)F	0,02±0,005	0,8±0,2	1,0±0,3	1,25±0,15	1,5±0,1	0,5±0,2
B(a)P	0,03±0,005	0,65±0,05	1,1±0,3	1,8±0,3	2,5±0,3	0,8±0,05
D(a,h)A	0,01±0,005	3,9±2,2	0,25±0,05	0,7±0,2	3,45±0,55	0,3±0,1
IP	0,02±0,005	0,4±0,2	0,8±0,2	1,5±0,3	1,5±0,2	0,2±0,1
B(ghi)P	0,01±0,005	7,65±0,45	1,0±0,3	2,05±0,45	11,4±1,8	1,0±0,4
Suma Total	0,91±0,2	37,05±4,95	22,1±5,9	68,8±8,7	80,8±1,8	68,2±11,85

W ściekach pobranych po reaktorach biologicznych oznaczone stężenie WWA było wyższe od stężenia w ściekach mechanicznie oczyszczonych (stężenia wahały się od 4,4 do 8,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$). Wzrost ten, mógł być wynikiem ciągłej recyrkulacji osadów wydzielonych w osadnikach wtórnych do reaktorów biologicznych. Dla sprawdzenia tej hipotezy, ścieki pobrane po reaktorach oddzielono w laboratorium od osadu czynnego i oznaczono w nich WWA. Odnotowano stężenia wyższe o 46–87% niż w ściekach mechanicznie oczyszczonych. Zatem zwiększone stężenia WWA w reaktorach biologicznych nie wynikały z recyrkulacji osadu z osadników wtórnych. Oznaczono szczególnie wysokie stężenia fenantrenu i chryzenu, co może świadczyć o pojawianiu się ich jako produktów przemian biochemicznych złożonych struktur organicznych. Ładunek WWA w mieszaninie ścieków z osadem czynnym był prawie 50% wyższy niż w ściekach po mechanicznym oczyszczaniu.

W ściekach oczyszczonych pobranych z odpływu osadników wtórnych stężenia WWA były niskie i nie przekraczały 1,4 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$; maksymalne stężenie benzo(a)pirenu wynosiło 0,7 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Sumaryczne stężenie średnie dla sześciu normowanych WWA w wodach powierzchniowych wynosiło 0,3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ co odpowiada IV klasie czystości [13]. Odnotowano, że ładunek WWA odprowadzany do odbiornika wraz ze ściekami oczyszczonymi wahał się w granicach od 16,6 do 75,4 kg/d.

Procesy mechaniczno-biologiczne zastosowane w badanej oczyszczalni pozwoliły na usunięcie ze ścieków 82–85% sumarycznej ilości WWA, co nie odbiega od danych opublikowanych przez Rogersa (efektywność usuwania WWA z fazy wodnej nie przekraczała 90%) [11]. Było to związane przede wszystkim z kumulacją tych związków na cząstkach zawieszonych, dlatego obniżaniu się stężeń WWA w ściekach towarzyszyła wysoka ich zawartość w osadach. W osadach mineralnych (z piaskownika) sumaryczna zawartość WWA wynosiła średnio 546 mg/kg s.m. Naftalen stanowił 27% tej zawartości; w wysokich stężeniach występowały także fluoranten, fenantren i piren. W osadach surowych pobranych z zagęszczaczy osadników wstępnych oznaczone stężenie WWA było ponad 4-krotnie wyższe (2384 mg/kg s.m.) od stężenia tych związków w osadach mineralnych, w tym 20% stanowił benzo(ghi)perylen. Ładunek WWA w osadach wprowadzanych do komór fermentacji z uwzględnieniem wód nadosadowych wraz z osadami surowymi wynosił średnio 37,1 g/d z osadem nadmiernym 22,1 g/d. W osadach przefermentowanych pobranych bezpośrednio z odpływu z zamkniętych komór fermentacji oznaczone stężenia były w granicach od 4383 do 5958 mg/kg s.m. (średnie stężenie było ponad 3-krotnie wyższe niż w osadach surowych). Jest to zbliżone z danymi literaturowymi, które podają, że w osadach ustabilizowanych w warunkach anaerobowych stężenia tych związków są zwykle wyższe niż w surowych [4, 9, 14]. Odprowadzany dobowy ładunek badanych poliaromatów z zamkniętych komór fermentacji przekraczał 68 kg/d. Proporcje poszczególnych węglowodorów w sumarycznej ilości WWA dla większości badanych związków pozostały identyczne w obu osadach za wyjątkiem acenaftenu i acenaftyleny. Należy dodać, że podczas fermentacji osadów (mineralizacji substratu organicznego) następował 2,5-krotny ubytek suchej masy osadów. Ze względu na odniesienie stężeń WWA do jednostki suchej masy osadu można sądzić, że te związki, których stężenie wzrosło z niższą krotnością mogły ulec beztlenowej biodegradacji (acenaftylen, chryzen, benzo(k)fluoranten), natomiast te, których stężenie wzrosło ponad 2,5-krotnie mogły być uwalniane z matrycy podczas procesu zgazowania substratu organicznego. Dotyczyłoby to zwłaszcza acenaftenu, antracenu, fluorenu i indeno(1,2,3,c,d)pirenu, których stężenia wzrosły ponad 5-krotnie. W osadach przefermentowanych dwustopniowo pobranych z otwartych komór fermentacji średnie stężenie sumaryczne 16 WWA było w granicach od 2785 do 3787 mg/kg s.m. Najniższe zawartości WWA zaobserwowano w osadach odwodnionych pobranych z pras filtracyjnych. Nastąpiło tu obniżenie stężenia badanych związków średnio o 67%. Było to wynikiem silnego sorpcyjnego oddziaływania polielektrolitu dodawanego do osadów, który w wysokim stopniu wpływał na wiązanie WWA w fazie stałej. Ze względu na wprowadzanie odcieków z pras do ścieków surowych sprawdzono, w jakim stopniu są zanieczyszczone WWA. Badania wykazały, że w wodach tych stężenie 16 WWA było niższe lub porównywalne ($1,7\text{--}6,8\ \mu\text{g}/\text{dm}^3$) z zawartością tych związków w ściekach surowych. Wprowadzanie odcieków z odwadniania osadów do ścieków surowych nie wpływało znacząco na obciążenie oczyszczalni WWA. Podsumowując można stwierdzić, że oznaczone stężenia WWA w ściekach dopływających do oczyszczalni pozostawały w zakresie podawanym w literaturze [7, 11]. Również stężenia badanych związków w osadach nie odbiegały od opisywanych przez innych autorów [4, 5, 7–9, 11].

Obliczeniowe ładunki WWA wskazały na pewne rozbieżności w bilansowaniu tych związków w poszczególnych urządzeniach, zwłaszcza w reaktorach biologicznych, osadnikach wtórnych i zamkniętych komorach fermentacji. Świadczy to o jednocześnie zachodzących procesach degradacji WWA jak również możliwości ich uwalniania. Spośród destruk-

cyjnych procesów za najważniejsze uznać należy utlenianie, fotolizę i biodegradację [9, 11]. Uważa się, że duży wpływ na oznaczenie niższych zawartości WWA w ściekach miała sorpcja na cząstkach stałych, co szczególnie zaznacza się podczas sedymentacji w osadniku wtórnym przy długim wynoszącym 12 godzin czasie zatrzymania ścieków. Z drugiej strony można przypuszczać, że podczas rozkładu złożonych związków organicznych (w warunkach tlenowych i anaerobowych) badane węglowodory mogły powstawać jako produkty pośrednie lub/i w odpowiednich warunkach być łatwiejsze do pozyskania przez zastosowane rozpuszczalniki.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań i otrzymanych wyników można sformułować następujące wnioski:

1. Skuteczność usuwania WWA ze ścieków w badanej oczyszczalni mechaniczno-biologiczno-chemicznej wynosiła średnio 85%.
2. Procesy utleniania i hydrolizy złożonych związków organicznych mogą wpływać na pozyskiwanie WWA.
3. Ładunek WWA odprowadzany do środowiska stanowił około 37% dopływającego do oczyszczalni (15% z oczyszczonymi ściekami, 22% z ustabilizowanymi osadami i niespełna 0,2% z osadami mineralnymi).

Pracę wykonano w ramach projektu badawczego nr 3T09C-033-19 finansowanego przez Komitet Badań Naukowych w latach 2000–2002.

LITERATURA

- [1] Bartulewicz E., J. Bartulewicz, J. Gawłowski: *Problemy analityczne oznaczania substancji rakotwórczych w wodach*, Materiały Sympozjum PZH, Warszawa 1997, 95–109.
- [2] Bodzek D.: *Występowanie i oznaczanie w osadach ściekowych wybranych toksycznych mikrozanieczyszczeń organicznych*, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1996, 49–57.
- [3] Doong R.A., W.G. Lei: *Solubilization and mineralization of polycyclic aromatic hydrocarbons by Pseudomonas putida in the presence of surfactant*, Journal of Hazardous Materials, 96, 15–27 (2003).
- [4] Janoszka B., D. Bodzek, M. Bodzek: *Występowanie i oznaczanie WWA i ich pochodnych w wybranych osadach ściekowych*, Arch. Ochr. Środ., 1-2, 55–67 (1997).
- [5] Kirk P.W., J.N. Lester: *The rate of polycyclic aromatic hydrocarbons during sewage sludge digestion*, Environmental Technology, 12, 13–20 (1990).
- [6] Maliszewska-Kordybach B.: *Trwałość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie*, Wydawnictwo Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy 1993.
- [7] Manoli E., C. Samara: *PAHs in waste waters and sewage sludge. Extraction and Clean Up for HPLC Analysis with Fluorescence Detection*, Chromatographia, 43, 135–141 (1999).
- [8] Perez S., M. Farre, M.J. Garsia, D. Barcelo: *Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the ToxAlert 100 bioassay*, Chemosphere, 45, 705–712 (2001).
- [9] Perez S., M. Guillamon, D. Barcelo: *Quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plant*, Journal of Chromatography, 938, 57–65 (2001).
- [10] Praca zbiorowa: *Monitoring pestycydów w wodach powierzchniowych*, Biblioteka Monitoringu Środowiska Wydawnictwo Inspektoratu Ochrony Środowiska, Warszawa 1993.

- [11] Rogers H.R.: *Sources, behavior and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludge's*, The Science of the Total Environment, **185**, 3–26 (1996).
- [12] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29.11.2002, Dz. U. Nr 212, poz. 1799.
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11.02.2004, Dz. U. Nr 32, poz. 284.
- [14] Włodarczyk-Makuła M., W. Sułkowski, A. Popena, L.W. Robertson: *The influence of sewage sludge treatment processes on concentration of PAH*, Fresenius Environmental Bulletin, **12**, 338–342 (2003).

Wpłynęło: 7 maja 2004, zaakceptowano do druku: 19 lipca 2004.