

Irena Bojanowska, Mariusz Pepliński

Optymalizacja pracy oczyszczalni ścieków w Tczewie w zakresie usuwania biogenów i związków węgla

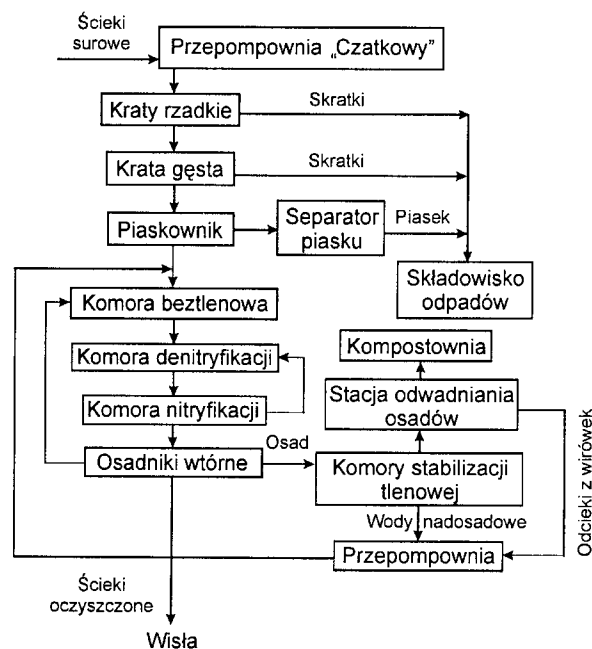
Technologia osadu czynnego jest obecnie najczęściej stosowaną metodą oczyszczania ścieków, której podstawowym celem jest zmniejszenie stężenia nieopadających, rozpuszczonych i koloidalnych organicznych form związków węgla, powodujących wzmożone zapotrzebowanie ścieków na tlen. Proces ten wykorzystuje się także do usuwania związków azotu i fosforu ze ścieków, które intensyfikują rozwój glonów, zaburzając naturalną równowagę w zbiornikach wodnych.

Oczyszczalnia ścieków w Tczewie została – po siedmioletnim rozruchu – oddana do eksploatacji wiosną 1998 r. Obiekt ten jest zlokalizowany w północnej części miasta, w odległości ok. 4 km od centrum. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań uzyskane w trakcie dwuletniej eksploatacji oczyszczalni ścieków oraz ich porównanie z okresem jej rozruchu technologicznego [1]. Jednocześnie omówiono wyniki badań nad efektywnością usuwania związków węgla i pierwiastków biogennych ze ścieków, co umożliwiło optymalizację pracy oczyszczalni.

Charakterystyka oczyszczalni ścieków

Układ technologiczny oczyszczalni ścieków w Tczewie opiera się na osadzie czynnym ze wstępnym usuwaniem większych zanieczyszczeń wleczonych i pływających oraz zawiesin mineralnych (piasku). Odpowiada on układowi znanemu w literaturze pod symbolem A2/O [2]. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Tczewie zamieszczono na rysunku 1.

Wszystkie ścieki z miasta dopływają grawitacyjnie kolektorem do głównej przepompowni Czatkowy, w której znajdują się dwie kraty mechaniczne o prześwicie 20 mm. W przepompowni znajduje się także punkt zlewny ścieków dowożonych wozami asenizacyjnymi. Z przepompowni ścieki tłoczone są do budynku krat gęstych o prześwicie 3 mm. Na obu rodzajach krat zatrzymywane są skratki, które są następnie odwadniane w praskach tłokowych, gromadzone w pojemnikach i wywożone na miejskie składowisko odpadów. Ścieki wstępnie podczyszczane na kratkach odpływają grawitacyjnie do dwóch piaskowników o przepływie poziomo-wirowym. Piasek wydzielony ze ścieków w piaskownikach jest przepompowywany do separatora i po odwodnieniu również deponowany na składowisku odpadów. Z piaskownika ścieki odpływają grawitacyjnie do układu oczyszczania biologicznego, składającego się z:



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Tczewie

- komory beztlenowej,
- komory denitryfikacji,
- komory nityfikacji,
- trzech osadników wtórnych.

W komorach beztlenowej i denitryfikacji zainstalowane są miesadła, dzięki którym mieszanina ścieków i osadu czynnego znajduje się w stanie zawieszenia oraz wymuszony jest ich labiryntowy przepływ. Ścieki wraz z osadem czynnym napowietrzane są w komorze nityfikacji systemem drobnopecherzykowym. Część ścieków z osadem czynnym z komory nityfikacji zawracana jest do komory denitryfikacji (recykulacja wewnętrzna), a reszta trafia do osadników wtórnych wlotem wyposażonym w kierownicę wytwarzającą strugę o ruchu laminarnym. Osad z dna osadników jest wypompowywany do koryta, skąd jego część jest recykulowana do komory beztlenowej (recykulacja zewnętrzna), a reszta – jako osad nadmierny – do komór stabilizacji tlenowej. Oczyszczone ścieki przelewami odpływają do koryt, skąd rurociągiem odprowadzane są do Wisły. Ścieki własne, tj. ciecz nadosadowa z komory stabilizacji osadu oraz odcieki z wirówek kierowane są bezpośrednio do kanału za piaskownikiem. W trakcie rozruchu oczyszczalni były one przepompowywane do kanału przed kratą gęstą, przez co zaważyły stężenia poszczególnych zanieczyszczeń w ściekach dopływających z miasta [1].

Metodyka badań

Kontrolę analityczną efektywności pracy oczyszczalni ścieków przeprowadzono w oparciu o pomiar wartości wskaźników zanieczyszczeń, określających zawartość związków organicznych, substancji biogenych i zanieczyszczeń stałych występujących w ściekach. Badania przeprowadzono w okresie od stycznia 1999 r. do grudnia 2000 r. Zakres badań obejmował analizę składu ścieków surowych i oczyszczonych, ocenę parametrów technologicznych oczyszczalni oraz obserwacje mikroskopowe osadu czynnego.

Analizowano ścieki surowe w próbkach średniodobowych, powstałych przez zmieszanie próbek pobieranych automatycznie co 30 min (za kratą gęstą), proporcjonalnie do przepływu ścieków, a ścieki oczyszczone pobierano na odpływie z osadników wtórnych. Wskaźniki zanieczyszczeń ścieków surowych i oczyszczonych, tj. ChZT, azot ogólny, azot amonowy, azot azotanowy, fosfor ogólny oraz fosforany rozpuszczone oznaczono na spektrofotometrze DR-2010 firmy HACH. BZT₅ oznaczono w Oxytopach firmy Merck, zawartość zawieszin ogólnych oznaczono zgodnie z normą PN-72/C-04559, stężenie tlenu rozpuszczonego określono przy pomocy tlenomierza OXI 320 firmy WTW, natomiast obserwacje mikroskopowe przeprowadzono za pomocą mikroskopu laboratoryjnego jasnego pola firmy Novex.

Dyskusja wyników badań

Obciążenie oczyszczalni ścieków

W ściekach surowych dopływających do oczyszczalni występował znaczny udział ścieków pochodzących z przetwórstwa spożywczego, szczególnie z drożdżowni, zaś mniejszy z przemysłu elektromaszynowego. Dokumentacja projektowa zakładała podczyszczanie ścieków z drożdżowni w celu usunięcia około 60% zanieczyszczeń organicznych. Jednakże wskutek braku podczyszczania tych ścieków ładunek substancji organicznych, określony wskaźnikiem BZT₅, stanowił znaczną część ładunku dopływającego do oczyszczalni. Spowodowało to obciążenie oczyszczalni w zakresie BZT₅ do wartości 191 983 RLM, podczas gdy Tczew liczy około 62 tys. mieszkańców. Podstawowe parametry ścieków surowych przedstawiono w tabeli 1.

W okresie badań ładunek BZT₅ w ściekach dopływających do oczyszczalni był dwukrotnie wyższy od założonego w projekcie, niższe zaś były ładunki biogenów. Rzeczywiste obciążenie hydrauliczne oczyszczalni wynosiło 10 836 m³/d i było dwukrotnie niższe od wartości założonej, a także niższe od obciążenia hydraulicznego, jakie odnotowano w trakcie rozruchu oczyszczalni ścieków [1]. W latach 90. nastąpił znaczny spadek zużycia wody w mieście przez wszystkie grupy

odbiorców, co spowodowało wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach, jednak ładunki jednostkowe zanieczyszczeń nie uległy zmniejszeniu (w porównaniu z okresem rozruchu oczyszczalni). Ładunki związków azotu zmalały, na co bezpośredni wpływ miał spadek ilości ścieków bytowo-gospodarczych, a tym samym zwiększył się udział ścieków przemysłowych. Na uwagę zasługuje również wzrost ładunku zawieszin w ściekach, który można powiązać z kontrolowanym i okresowym zrzutem wcześniej zgromadzonego osadu z niepracującej podczyszczalni ścieków w drożdżowni.

W oczyszczalni w Tczewie występowała duża nierównomierność natężenia dopływu ścieków oraz stężenia i ładunku zanieczyszczeń w ciągu doby i tygodnia. Analiza zmienności dobowej wykazała, że w ciągu ośmiu godzin nocnych (24–8) do oczyszczalni napływało 20% ogólnej ilości ścieków. Najniższe przepływy ścieków odnotowano w godzinach nocnych, co wiązało się ze zmniejszoną aktywnością ludzi i zmniejszoną produkcją w zakładach przemysłowych. Zmienność przepływu ścieków w ciągu doby kształtowała się na poziomie 100÷600 m³/h w okresie bez opadów. W czasie pogody deszczowej, czy też podczas roztopów, ilość ścieków wzrastała o 30%, a w czasie ulewy nawet o 100%, pomimo istniejącej kanalizacji rozdzielczej.

Efekty oczyszczania ścieków

Pozwolenie wodnoprawne z 5 czerwca 1996 r., wydane przez Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego w Gdańsku, obowiązujące do 31 grudnia 1999 r., zezwalało na odprowadzanie do Wisły ścieków oczyszczonych o następujących parametrach:

- BZT₅: 30 gO₂/m³,
- ChZT: 150 gO₂/m³,
- fosfor ogólny: 5,0 gP/m³,
- azot ogólny: 30 gN/m³.

Początkowy okres eksploatacji oczyszczalni ujawnił problemy w prowadzeniu gospodarki ściekowej. Pojawiły się trudności w uzyskaniu, w sposób ciągły, dopuszczalnego pozwoleniem wodnoprawnym, zawartości zawieszin w ściekach oczyszczonych oraz często przekraczano wartości ChZT i BZT₅, za co były odpowiedzialne zawiesziny ogólne (były to głównie zawiesziny organiczne – kłaczkosy osadu czynnego). Stężenie biogenów nie przekroczyło wartości dopuszczalnych.

W celu eliminacji negatywnych zjawisk oraz przystosowania się do spełnienia nowych, zaostrzonych, przepisów dotyczących wymagań stawianych ściekom odprowadzanym do wody lub do ziemi, które zaczęły obowiązywać od 1 stycznia 2000 r. [3], podjęto próbę optymalizacji parametrów technologicznych oczyszczania ścieków (tab. 2).

Tabela 1. Charakterystyka ścieków dopływających do oczyszczalni (I 1999 r. – XII 2000 r.)

Parametr, jednostka	Wartość projektowana	Wartość rzeczywista			Ładunek projektowany kg/d	Średni ładunek z rozruchu kg/d	Średni ładunek rzeczywisty kg/d
		min.	maks.	śr.			
ChZT, gO ₂ /m ³	600	819	4215	1475	13391	16058	15983
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	295	620	3900	1063	6584	11583	11519
Azot ogólny, gN/m ³	47	37	105	74	1049	942	802
Azot amonowy, gN/m ³	30	16	70	38	670	729	412
Fosfor ogólny, gP/m ³	11,8	8,4	28	13,4	263	155	145
Zawiesziny ogólne, g/m ³	362	220	4031	646	8079	5229	7000
Przepływ ścieków, m ³ /d	22318	6456	23700	10836	–	12362*	–

* Średni przepływ z okresu rozruchu, m³/d

Tabela 2. Parametry technologiczne oczyszczania ścieków (I 1999 r. – XII 2000 r.)

Parametr, jednostka	Wartość projektowana	Średnia wartość z rozruchu	Wartość rzeczywista		
			min.	maks.	śr.
Stężenie osadu w reaktorze, g/dm ³	4,0+6,0	6,7	3,7	8,2	6,3
Indeks objętościowy osadu, cm ³ /g	50+150	124	25	93	55
Wiek osadu (komora tlenowa), d	16,6	27	12	37	21
Wiek osadu (nityfikacja + denityfikacja), d	25	40	18	54	31
Obciążenie s.m. osadu ładunkiem BZT ₅ w kom. tlenowej, kgO ₂ /kg d	0,075	0,10	0,06	0,32	0,12
Obciążenie komory tlenowej ładunkiem BZT ₅ , kgO ₂ /m ³ d	0,30	0,53	0,29	1,43	0,52
Przyrost suchej masy osadu nadmiernego, kg/d	5300	5500	4550	9100	6500
Zapotrzebowanie na tlen, kgO ₂ /d	22129	25323	20963	32759	28428
Stężenie tlenu w komorze, gO ₂ /m ³	1,5+2,0	1,0	0,35	2,40	1,50
Temperatura ścieków, °C	–	14	12	23	18
Jednostkowa prędkość poboru tlenu przez s.m. osadu, gO ₂ /kg h	–	–	2,7	21,7	9,0

W celu uzyskania wysokiego efektu oczyszczania ścieków należało utrzymać odpowiednie stężenie tlenu oraz stężenie i wiek osadu w komorze tlenowej. Stężenie osadu zmieniało się w granicach 3,7+8,2 kg/m³, w zależności od ładunku BZT₅ i azotu dopływającego do komory oraz temperatury. Utrzymanie optymalnego stężenia osadu było bardzo trudne. Na ogół stężenie osadu zawsze było wyższe od projektowanego, tj. 4,0 kg/m³, lecz niższe od wartości podczas rozruchu oczyszczalni. Wyższe stężenie osadu odnotowano jedynie w 1999 r., kiedy dochodziło ono nawet do 8,2 kg/m³. W następnym roku eksploatacji oczyszczalni stopniowo obniżano stężenie osadu, osiągając poziom 4,5+5,5 kg/m³. Wyższe stężenia osadu zarejestrowano jedynie zimą, kiedy jego przyrost był większy. Przy wyższym stężeniu osadu w komorze zwiększało się obciążenie powierzchni osadników wtórnych masą osadu. Powodowało to wynoszenie zawieszin do odpływu z oczyszczalni i pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych [2,4,5].

Wraz ze wzrostem ładunku zanieczyszczeń w dopływie do oczyszczalni i wyższym stężeniem osadu czynnego zwiększało się zapotrzebowanie osadu na tlen. Tak więc drugim czynnikiem ograniczającym stężenie osadu w komorze była wydajność instalacji do napowietrzania. Przy zbyt dużym stężeniu osadu, szczególnie w okresie podwyższonych temperatur ścieków, w wyniku których szybkość procesów biochemicznych wzrastała oraz malała rozpuszczalność tlenu, wydajność instalacji napowietrzającej była niewystarczająca, a stężenie tlenu często spadało nawet do 0,35 gO₂/m³.

Zapotrzebowanie na tlen, obliczone w okresie badań, było wyższe od uzyskanego w trakcie rozruchu, pomimo mniejszej zawartości osadu w komorze i przy porównywalnym ładunku BZT₅ w dopływie do oczyszczalni. Przyczyną tego była niższa temperatura ścieków podczas rozruchu. Wówczas nastąpiło spowolnienie wielu procesów życiowych bakterii i zmniejszyło się zapotrzebowanie osadu na tlen. Wraz ze spadkiem zawartości osadu w komorze tlenowej wiek osadu uległ skróceniu z 27 d do 21 d oraz zwiększyło się obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń z 0,10 kgO₂/kg·d do 0,12 kgO₂/kg·d. Uzyskany efekt był wskaźnikiem prawidłowej pracy osadu czynnego. Prowadzenie procesu technologicznego przy wyższym wieku osadu było przyczyną braku uzyskania w sposób ciągły parametrów ścieków oczyszczonych, określonych w pozwoleniu wodnoprawnym [1]. Jakość osadu w tych warunkach na ogół nie zmieniała się szybko, wobec czego aktywność biochemiczna mikroorganizmów została osłabiona i osad szybciej ulegał starzeniu [6,7]. Poza

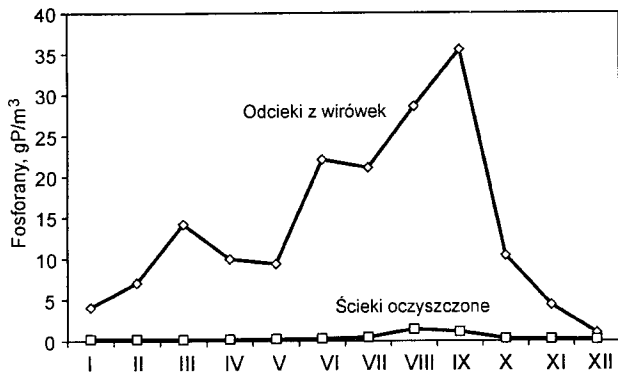
tym, w niskoobciążonym osadzie czynnym bakterie są rozproszone, co sprzyja rozwojowi bakterii nitkowatych, które powodują rozluźnienie struktury osadu czynnego, a następnie wynoszenie drobnych kłaczków do odpływu z oczyszczalni, przez co pogarsza się jakość ścieków oczyszczonych [8]. Z wyższym obciążeniem osadu związany był znaczny przyrost suchej masy osadu nadmiernego z 5500 kg/d do 6500 kg/d na skutek wzrostu obciążenia osadu ładunkiem BZT₅ oraz większego przyrostu osadu. Na większy przyrost osadu nadmiernego miał również wpływ wrzut osadu z niepracującej podczyszczalni ścieków z drożdżowni. Niski indeks objętościowy osadu (<100 cm³/g) świadczył o bardzo dobrych właściwościach sedymentacyjnych i zagęszczających osadu. Indeksy osadu poniżej 50 cm³/g mogą sugerować, że osad jest stary, bo tylko taki dobrze sedymentuje, gdyż jest ciężki [4]. Zaburzenia w procesie sedymentacji osadu w badanej oczyszczalni występowały tylko w okresie zimowym, ponieważ niska temperatura ścieków sprzyjała wzrostowi bakterii nitkowatych, a indeks osadu osiągał wartość 93 cm³/g.

Kontrola analityczna stężeń biogenów wykazała zadowalający stopień ich usuwania na poszczególnych etapach biologicznego oczyszczania ścieków (tab.3). Wysokie stosunki BZT₅/N=14 i BZT₅/P=79 w ściekach kierowanych do części biologicznej oczyszczalni zapewniły bardzo wysoki stopień usuwania związków azotu i fosforu, bez chemicznego strącania. W okresie letnim zaobserwowano zwiększone uwalnianie fosforanów w komorze beztlenowej, co było związane z wyższą temperaturą ścieków. Stwierdzono także wzrost zawartości fosforanów w odcieku z wirówek, ponieważ w wyższej temperaturze znacznie szybciej spadało stężenie tlenu w komorze stabilizacji tlenowej. Większe stężenie fosforanów w cieczy nadosadowej i odcieku z wirówek spowodowało wzrost ilości fosforanów w komorze beztlenowej (tab.3), przez co został zachwiany stosunek C/P w ściekach.

W procesie biologicznego usuwania fosforu ważna jest równowaga pomiędzy ilością wydzielonego fosforu w komorze beztlenowej a ilością pobranych lotnych kwasów organicznych [6]. Z badań wynika, że wydzieliło się więcej fosforu w strefie beztlenowej niż zostało pobranych kwasów, a w komorze tlenowej bakterie nie miały na tyle energii, by pobrać na nowo fosfor do budowy biomasy. To spowodowało wzrost stężenia fosforanów rozpuszczonych w odpływie z oczyszczalni do wartości 1,4 gP/m³ (rys.2). Zwiększone stężenie fosforu w ściekach wynikało również z uwalniania fosforanów w osadnikach wtórnych. W okresie letnim utrzymanie

Tabela 3. Zmiany stężeń związków biogenych w układzie biologicznym oczyszczania ścieków w zależności od pory roku

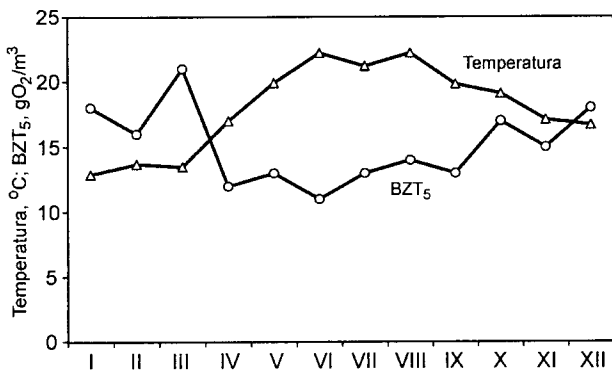
Punkt poboru	Fosforany, gP/m ³		Azot amonowy, gN/m ³		Azot azotanowy, gN/m ³	
	pora zimowa	pora letnia	pora zimowa	pora letnia	pora zimowa	pora letnia
Ścieki surowe	4,8	6,4	30,4	57,4	0,19	0,01
Odptyw z komory beztlenowej	12,0	20,6	31,4	31,0	1,0	0,09
Odptyw z komory denitryfikacji	0,8	4,7	4,8	7,0	0,8	0,1
Odptyw z komory nitrifikacji	0,14	0,17	0,8	1,8	4,8	2,9
Ścieki oczyszczone	0,19	0,51	1,8	1,8	4,4	3,6



Rys. 2. Wpływ zawartości fosforanów w odciekach z wirówek na stężenie fosforanów rozpuszczonych w ściekach oczyszczonych (1999 r.)

stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej 1,5 gP/m³ było niemożliwe.

Biodegradacja związków organicznych w warunkach tlenowych w dużym stopniu zależy od temperatury, wieku osadu i obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń. Wraz ze wzrostem temperatury wzrasta szybkość procesów biochemicznych. W okresie wiosenno-letnim 2000 r. uzyskano wyższy stopień usuwania związków węgla (rys.3). Należy nadmienić, że otrzymane wartości BZT₅ w ciągu roku uzyskano przy porównywalnej zawartości zawiesin w odptywie.



Rys. 3. Usuwanie związków węgla w zależności od temperatury ścieków (2000 r.)

Odnotowane wyższe wartości BZT₅ ścieków oczyszczonych w okresie zimowym związane było nie tylko z temperaturą ścieków, ale również z utrzymywaniem wyższego wieku osadu, a tym samym niskim obciążeniem osadu (tab.4). Niskie obciążenie osadu ładunkiem BZT₅ powoduje, że przyrost bakterii heterotroficznych, usuwających związki węgla był mniejszy, a to z kolei pociągało za sobą ograniczony stopień usuwania związków organicznych (wyższe BZT₅ odptywu). Ponadto, przy małej zawartości heterotrofów, osad czynny źle kłaczkował i źle sedimentował. Przy dużym wieku osadu (niskie obciążenie) szybkość obumierania komórek bakteryjnych może być większa od szybkości rozwoju nowych komórek,

na skutek ograniczonej dostępności składników pokarmowych, a w konsekwencji osad zaczyna ulegać starzeniu.

Niskie temperatury ścieków prowadzą do występowania bakterii nitkowatych, których masowy rozwój jest przyczyną wielu trudności eksploatacyjnych. Porównanie liczebności organizmów nitkowatych występujących w osadzie czynnym w zależności od pory roku przedstawiono w tabeli 5 [10]. W preparatach obserwowanych pod mikroskopem nie można było jednoznacznie określić zawartości bakterii nitkowatych we wszystkich kłaczkach. W związku z tym wprowadzono procentowy udział występowania kłaczków przerośniętych bakteriami nitkowatymi. Bakterie te tworzą długie nitki, które przerastając kłaczk osadu czynnego prowadzą do rozluźnienia jego struktury i pęcznienia osadu [8]. Objawia się to pogorszeniem właściwości sedymentacyjnych osadu oraz wynoszeniem kłaczków na powierzchnię osadników, co prowadzi do zmętnienia odpływających ścieków i wzrostu BZT₅. Nadmierny wzrost określonych gatunków bakterii nitkowatych zimą jest również wskaźnikiem niskiego stosunku składników pokarmowych do biomasy mikroorganizmów (niskie obciążenie osadu, a tym samym długi wiek osadu).

Uzyskane wskaźniki zanieczyszczeń ścieków oczyszczonych (tab.6) spełniają wymagania określone w nowym pozwoleniu wodnoprawnym, obowiązującym od 1 stycznia 2000 r. Dla skutecznego usuwania azotu i fosforu stosunek N/BZT₅ nie powinien przekraczać 0,2, a stosunek P/BZT₅ nie powinien być większy od 0,04 w ściekach surowych [2]. Wysoką wydajność procesu denitryfikacji i biologicznej defosfatacji osiągnięto przy stosunkach N/BZT₅=0,07 i P/BZT₅=0,01. Stężenie łatwo rozkładalnego węgla w pełni zaspokajało zapotrzebowanie bakterii denitryfikacyjnych oraz bakterii usuwających fosfor. Wartości maksymalne wskaźników zanieczyszczeń ścieków oczyszczonych dotyczą roku 1999, w którym obowiązywało inne pozwolenie wodnoprawne.

Optymalizacja parametrów technologicznych oczyszczania ścieków

Obniżenie stężenia fosforanów w zawracanej cieczy nadosadowej i odcieku z wirówek przyczyniło się do zadowalającego stopnia usuwania fosforanów rozpuszczonych ze ścieków oczyszczonych. Uwalnianie fosforanów z osadu ograniczono poprzez zmniejszenie czasu przebywania osadu w komorze stabilizacji tlenowej w warunkach beztlenowych (podczas sedymentacji) oraz delikatne napowietrzanie osadu w trakcie jego odwadniania. Zabiegi te przyczyniły się do zwiększenia stopnia usuwania związków fosforu i w 2000 r. uzyskano stężenie fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej 1,5 gP/m³. Ograniczono równocześnie zawartość zawiesin w odcieku z wirówek, gdyż pogarszały one sedymentację osadu czynnego w osadnikach wtórnych.

Tabela 4. Wpływ parametrów technologicznych na usuwanie związków węgla ze ścieków w 2000 r.

Miesiąc	Średnia temperatura ścieków °C	Średnie obciążenie s.m. osadu ładunkiem BZT ₅ kgO ₂ /kg-d	Średni wiek osadu tlenowego d	Średnie stężenie s.m. osadu w reaktorze g/dm ³	Średnie BZT ₅ ścieków oczyszczonych gO ₂ /m ³
Styczeń	12,9	0,09	30	6,5	18
Luty	13,7	–	–	–	16
Marzec	13,5	–	–	–	21
Kwiecień	17,0	0,140	15	5,5	12
Maj	19,9	–	–	–	13
Czerwiec	22,2	–	–	–	11
Lipiec	21,2	–	–	–	13
Sierpień	22,2	–	–	–	14
Wrzesień	19,8	–	–	–	13
Październik	19,1	0,110	30	6,5	17
Listopad	17,1	–	–	–	15
Grudzień	16,7	–	–	–	18

Tabela 5. Zawartość mikroorganizmów nitkowatych w osadzie czynnym w komorze nityfikacji

Rozpowszechnienie	Zawartość wg [10]	Zawartość wg badań własnych	
		pora zimowa	pora letnia
Żadna	0	nw.	nw.
Niewiele	tylko w niektórych kłaczkach	nw.	nw.
Kilka	obecne, ale nie we wszystkich kłaczkach	nw.	ok. 70% kłaczek
Częste	we wszystkich kłaczkach 1+5 nitek	ok. 47% kłaczek	ok. 30% kłaczek
Bardzo częste	we wszystkich kłaczkach 5+10 nitek	ok. 44% kłaczek	nw.
Rozpowszechnione	we wszystkich kłaczkach powyżej 20 nitek	ok. 9% kłaczek	nw.
Nadmierne	więcej nitek niż kłaczek	nw.	nw.

nw. – nie wykryto

Tabela 6. Skuteczność oczyszczania ścieków (I 1999 r. – XII 2000 r.)

Parametr, jednostka	Wg pozwolenia wodnoprawnego	Wartość średnia z rozruchu	Wartość rzeczywista		
			min.	maks.	śr.
ChZT, gO ₂ /m ³	150	133	64	164	112
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	15	29	8,0	27	15
Azot ogólny, gN/m ³	30	12,9	6,4	18,2	12,2
Azot amonowy, gN/m ³	nie norm.	2,5	0,5	2,7	1,2
Fosfor ogólny, gP/m ³	1,5	2,3	0,3	7,5	1,4
Zawiesiny ogólne, g/m ³	50	71	13	76	48

Ogólną poprawę efektywności oczyszczania ścieków zrealizowano przy mniejszym stężeniu osadu i mniejszym wieku osadu czynnego. Niższe BZT₅ ścieków oczyszczonych osiągnięto przede wszystkim poprzez ograniczenie wynoszenia zawiesin do odpływu oraz przy wyższym obciążeniu osadu. Uśrednienie i rozcieńczenie ścieków technologicznych z drożdżowni wodami popłuczynymi z tego zakładu pozwoliło na znaczne zmniejszenie nierównomierności, spowodowanej dopływem ładunku zanieczyszczeń do oczyszczalni w ciągu doby i zaowocowało zwiększeniem stopnia usuwania związków organicznych.

Ograniczenie zjawiska wyptywania zawiesin zrealizowano poprzez usprawnienie pracy osadników wtórnych polegające na zamontowaniu zastawki z odpowiednim spadkiem w korycie znajdującym się w komorze tlenowej, co spowodowało równomierny napływ ścieków do każdego osadnika. Poza tym w osadnikach wtórnych dokonano regulacji poziomu zawieszenia koryt przelewowych odprowadzających sklarowane ścieki, przez co wyrównano poziom lustra cieczy we wszystkich osadnikach (równomierne obciążenie krawędzi przelewowej).

Zabiegi te przyczyniły się do poprawy stopnia sklarowania ścieków oczyszczonych.

Zmniejszono nadmierne wysoki stopień recyrkulacji zewnętrznej osadu z 200% do 100% oraz zróżnicowano stopień tej recyrkulacji w zależności od pory doby. Przy zwiększonej recyrkulacji osad z osadników wtórnych był często porywany przez ścieki sklarowane. Przykładowo, wzrostowi zawartości zawiesin na odpływie z osadnika wtórnego o 1,0 g/m³ odpowiada wzrost BZT₅ o 0,3+0,5 gO₂/m³, a fosforu ogólnego o 0,02+0,04 gP/m³ [2].

Aby nie przekroczyć dopuszczalnych wartości BZT₅ i fosforu ogólnego, należy utrzymywać stężenie zawiesin w odpływie na poziomie 20 g/m³. W związku z występującym (okresowo) w komorze nityfikacji deficytem tlenowym w ciągu doby zwiększono także intensywność napowietrzania na dopływie do komory (do 2,0 gO₂/m³), kosztem spadku stężenia tlenu na całej długości odpływu z komory (nawet poniżej 1,0 gO₂/m³). Istotną korzyścią zmiany sposobu natlenienia ścieków jest większe wykorzystanie tlenu w procesie redukcji parametru BZT₅, ponieważ największe zapotrzebowanie na tlen występuje w początkowej objętości komory, zaś w ostatniej fazie procesu, tlen potrzebny jest tylko do utrzymania osadu czynnego w stanie ożywienia.

W wyniku tych zabiegów uzyskano następujący stopień usuwania zanieczyszczeń:

- ChZT: 92%,
- BZT₅: 99%,
- fosfor ogólny: 90%,
- azot amonowy: 97%,
- azot ogólny: 84%,
- zawiesiny ogólne: 93%.

W porównaniu z wynikami uzyskanymi podczas rozruchu oczyszczalni ścieków [1], w okresie badań osiągnięto wyższy stopień obniżki BZT₅, stężenia fosforu ogólnego oraz zawartości zawiesin ogólnych.

Podsumowanie

Przedstawiony sposób optymalizacji parametrów technologicznych oczyszczalni ścieków w zakresie intensyfikacji usuwania fosforu i obniżania BZT₅ dowodzi znacznych możliwości w tym zakresie. Wykazano, że można było dostosować obiekt do zaostrzonych wymagań obowiązujących od roku 2000. Jedynie BZT₅ przekraczało dopuszczalną wartość, lecz tylko w okresie zimowym. Prawdopodobną przyczyną przekroczeń tego wskaźnika był zbyt wysoki wiek osadu czynnego, który należy stopniowo obniżać w celu spełnienia wymagań określonych w pozwoleniu wodnoprawnym.

Utrzymanie odpowiedniego stężenia osadu w komorze było ograniczone wydajnością instalacji napowietrzającej, obciążeniem powierzchni osadników masą osadu oraz wymaganym stopniem oczyszczania ścieków. Do optymalizacji procesu należy więc eksperymentalnie ustalić stężenie osadu w komorze nityfikacji, dla którego uzyskane zostaną wymagane wskaźniki zanieczyszczeń ścieków oczyszczonych. Jednocześnie wykazano, że przy takich parametrach procesu zapotrzebowanie na powietrze może zostać zminimalizowane.

Stwierdzono, że wzrost ładunku związków organicznych zwiększa obciążenie oczyszczalni ścieków w zakresie BZT₅ do wartości 191 983 RLM, co w przypadku wprowadzenia standardów Unii Europejskiej dla oczyszczalni powyżej 100 000 RLM będzie wymagać obniżenia stężenia związków azotu z 30 gN/m³ do 10 gN/m³, a związków fosforu do 1,0 gP/m³ w odpływie z oczyszczalni [11]. Obecnie stężenie azotu ogólnego w odpływie z oczyszczalni wynosi 12 gN/m³, zaś stężenie fosforu mieści się w granicach 0,8+1,0 gP/m³.

O ile uzyskanie w odpływie dopuszczalnego stężenia fosforu do 1,0 gP/m³ nie stwarza trudności eksploatacyjnych, to obniżenie stężenia azotu ogólnego do wartości 10 gN/m³ będzie wymagać dalszych prac optymalizacyjnych.

LITERATURA

1. A. ROSTKOWSKA, E. SIEDLECKA: Ocena skuteczności miejskiej oczyszczalni ścieków w Tczewie. *Ochrona Środowiska*, 1999, nr 1(72), ss. 13–17.
2. J. BEVER, A. STEIN, H. TEICHMANN: Zaawansowane metody oczyszczania ścieków. *Projprzem-EKO*, Bydgoszcz 1997.
3. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. *Dz. U.* nr 116, poz. 503.
4. Praca zbiorowa: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. PZITS, Poznań 1997.
5. K. K. R. IMHOFF: *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*. *Projprzem-EKO*, Bydgoszcz 1996.
6. D. H. EIKELBOOM, H. I. I. VAN BUIJSEN: *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Szczecin 1999.
7. H. KLIMOWICZ: *Znaczenie mikrofauny przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1989.
8. Praca zbiorowa: *Przyczyny powstawania i zwalczania osadu spęczniełego*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Szczecin 2000.
9. Praca zbiorowa: *Usuwanie związków biogennych ze ścieków*. LEM, Kraków 1997.
10. D. JENKINS, M. G. RICHARD, G. T. DAIGGER: *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Focming*. Water Research Commission, Pretoria 1986.
11. Dyrektywa Rady Wspólnot Europejskich nr 91/271/EEC z 21 maja 1991.

Optimizing the Performance of the Tczew Wastewater Treatment Plant in Terms of Biogen and Carbon Compound Removal

In the optimizing procedure, use was made of the data sets obtained during 2-year operation of the municipal wastewater treatment plant, as well as of those acquired in the period of technological start-up. What needed optimization was the reduction in BOD₅ and the removal of nitrogen and phosphorus

(biogens). The study showed that if the Clean Water Act requirements are to be met, it is necessary to keep the SS content in the effluent below 20 g/m³. It is also advisable to control the concentration of the activated sludge and the performance of the system for sludge aeration.