

Agnieszka Brzezińska, Marek Zawilski

Dynamiczne modelowanie procesu biologicznego oczyszczania ścieków ogólnospławnych na przykładzie Łodzi

Modelowanie procesu biologicznego oczyszczania ścieków, dobrze rozpoznane w przypadku ścieków dopływających do oczyszczalni podczas suchej pogody, wymaga znacznych zmian w przypadku oczyszczania ścieków ogólnospławnych powstających podczas opadów [1, 2]. Wiedza na temat ilości zanieczyszczeń koloidalnych oraz frakcji ścieków opadowych związanych z zawiesinami jest bardzo skąpa z powodu zmienności wielkości związanych cząstek, które istotnie wpływają na skuteczność procesu oczyszczania ścieków. Zatem w przypadku ścieków powstających podczas suchej i mokrej pogody, sklasyfikowanie cząstek zanieczyszczeń do danego rodzaju frakcji – opadającej, koloidalnej i rozpuszczonej – decyduje o poprawności modelowania biologicznego oczyszczania ścieków.

Zmiany zarówno stałych, jak i rozpuszczonych frakcji ChZT i azotu ogólnego (TKN) wpływają na skuteczność usuwania związków węgla i azotu, a zatem ich wpływ powinien być wzięty pod uwagę w modelowaniu procesu biologicznego oczyszczania ścieków. W przypadku mokrej pogody zaobserwowano również znaczny wzrost zawartości frakcji cząsteczkowej ChZT w ściekach. Także typowa wartość stosunku BZT_2/BZT_5 może być inna niż przyjęta w przypadku ścieków sanitarnych – 1,47. Zbadana średnia wartość tego współczynnika była zdecydowanie większa i wyniosła 1,75 [5]. Zachodzą także znaczące zmiany temperatury dopływających ścieków w zależności od sezonu i intensywności opadów. Dlatego też istotny wpływ na sprawność reaktorów biologicznych może również mieć stosunkowo długi czas przetrzymania ścieków.

W niniejszym artykule przedstawiono wyniki dynamicznego modelowania pracy Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi podczas suchej i mokrej pogody.

Charakterystyka obiektu badań

Badania przeprowadzono w pełnej skali technicznej na Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi, jednego z największych tego typu obiektów w Polsce. Podczas suchej pogody natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni nie przekraczało 180 tys. m³/d. Po zakończonej w 2006 r. modernizacji oczyszczalni, jej nominalna przepustowość wzrosła do 215 tys. m³/d podczas suchej pogody i do 430,5 tys. m³/d podczas mokrej pogody. Stopień biologiczny oczyszczalni ścieków pracuje w systemie MUCT (rys 1).

Od pewnego czasu obserwuje się zmniejszenie poboru wody w całej aglomeracji łódzkiej, co stwarza możliwość oczyszczania większej ilości ścieków ogólnospławnych, nawet powyżej wartości $2Q_s$ (podwójnego przepływu podczas suchej pogody), która to wartość wynika z obecnie obowiązujących przepisów.

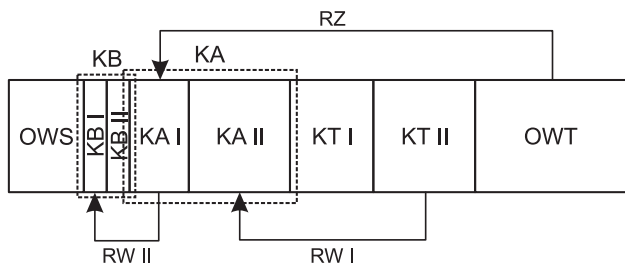
Dane i narzędzia do modelowania

Do analiz komputerowych wykorzystano pomiary natężenia dopływu ścieków wykonywane w sposób ciągły sondą ULTRAFLUX. Pomiar wartości podstawowych wskaźników jakości ścieków surowych następował z częstotliwością co 2 h podczas suchej pogody (zgodnie z harmonogramem poboru obowiązującym w oczyszczalni) oraz co 0,5÷1,0 h podczas mokrej pogody (tab. 2). Dodatkowo podczas każdego opadu wykonano analizę laboratoryjną składu frakcyjnego ChZT i azotu ogólnego w ściekach. Wykorzystaną metodą wyznaczania frakcji opisano szczegółowo w artykule [3], w którym również zaprezentowano wyniki analiz laboratoryjnych zakresu zmienności poszczególnych frakcji w ściekach surowych.

Do pełnej analizy przebiegu procesu biologicznego oczyszczania ścieków ogólnospławnych zastosowano dynamiczny program komputerowy SymOs [4], wykorzystujący zmodyfikowany model matematyczny ASM 1. Zastosowany model opiera się na zasadzie zachowania masy oraz uwzględnia podstawowe prawa kinetyki i stechiometrii procesów fizycznych, chemicznych i biochemicznych. Dynamiczny charakter modelu pozwala na uwzględnienie nieustalonych warunków pracy oczyszczalni ścieków. Podstawowe elementy zastosowanego modelu matematycznego, takie jak modele składu ścieków, sedimentacji wstępnej i wtórnej oraz procesów zachodzących w komorach osadu czynnego, umożliwiają budowę różnych schematów technologicznych oczyszczalni ścieków oraz prowadzenie wariantowych symulacji komputerowych. Program poddano kalibracji polegającej na takim doborze wartości współczynników kinetycznych, aby otrzymane w wyniku symulacji wartości wskaźników jakości ścieków oczyszczonych były jak najbardziej zbliżone do rzeczywistych. Za zadowalającą zgodność przyjęto różnicę 20% między wynikami symulacji a wynikami analiz laboratoryjnych składu ścieków oczyszczonych. Kalibracji programu dokonano na podstawie stanu łódzkiej oczyszczalni ścieków w latach 2003–2005 oraz przyjmując ówczesną ilość ścieków i wartości wskaźników zanieczyszczenia podczas suchej pogody, ze względu na dostępność danych archiwalnych i wyników badań własnych [5].

Założenia do modelowania

Do programu SymOS wprowadzono schemat ciągu technologicznego Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi (rys. 1).



Rys. 1. Schemat układu technologicznego Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi (jeden ciąg technologiczny)
(OWS – osadnik wstępny, KB – komora beztlenowa, KA – komora anoksyczna, KT – komora tlenowa, OWT – osadnik wtórny, RZ – recyrkulacja zewnętrzna, RW – recyrkulacja wewnętrzna)

Fig. 1 Technological system of the Group Wastewater Treatment Plant in Lodz (one technological line)
(OWS = primary settling tank, KB = anaerobic tank, KA = anoxic tank, KT = aerobic tank, OWT = secondary settling tank, RZ = external recirculation, RW = internal recirculation)

Ponieważ program ogranicza liczbę komór osadu czynnego do czterech, dlatego też zaszła konieczność scalenia dwóch szeregowych komór beztlenowych (KBI i KBII) oraz dwóch komór anoksycznych (KAI i KAI). Jak opisano w artykule [3], w ściekach podczas mokrej pogody obserwuje się zmienność frakcji ChZT i azotu ogólnego, która może mieć wpływ na skuteczność oczyszczania, co zostało przedstawione w pracy [6]. W literaturze zagranicznej można zauważyć tendencję do przyjmowania stałych wartości

frakcji ChZT i azotu ogólnego w procesie dynamicznego modelowania procesu oczyszczania ścieków [7, 8]. W celu weryfikacji poprawności tej tezy przeprowadzono symulację komputerową trzech wybranych zjawisk opadowych różniących się znacznie między sobą (tab. 1 i 2).

Model procesu oczyszczania ścieków poddano analizie wrażliwości na zmianę frakcji ChZT i azotu ogólnego w ściekach surowych. W tym celu uwzględniono różne warianty zmian poszczególnych frakcji względem ich przeciętnej zawartości wynikającej z badań. W pierwszej kolejności założono zmiany udziału poszczególnych frakcji ChZT przy stałym udziale frakcji azotu ogólnego. Podobne założenie przyjęto następnie w przypadku azotu ogólnego, zmieniając je odpowiednio przy zachowaniu stałego udziału frakcji ChZT. Przykładowo (tab. 3), w opcji (a) w przypadku frakcji ChZT zostały dwukrotnie zwiększone wartości udziału frakcji S_s oraz S_p , pozostawiono bez zmian udział frakcji X_s , a udział frakcji X_i został obliczony tak, aby suma wszystkich udziałów wynosiła 1. Podobnych przeliczeń dokonano w innych opcjach, dotyczących zwiększenia lub zmniejszenia poszczególnych udziałów frakcji ChZT i azotu ogólnego. Zmian frakcji dokonano w szerokim zakresie, uwzględniając wyniki badań własnych i dane zawarte w literaturze [9–11], aby pokazać ich znaczny wpływ na skuteczność oczyszczania ścieków.

Analizę wrażliwości wykonano uwzględniając zmiany temperatury w komorach osadu czynnego, spowodowane przez zmiany temperatury dopływających ścieków (tab. 3). Zmiany temperatury w komorach osadu czynnego i wynikające z nich dobowe wartości średnie wprowadzone do programu, zostały wyznaczone przy zastosowaniu własnego programu komputerowego VARTEMP, modelującego zmiany temperatury w poszczególnych komorach osadu

Tabela 1. Charakterystyka badanych zjawisk opadowych
Table 1. Characteristics of the investigated wet weather events

Rodzaj opadu	Czas trwania				t_{sum} h	h_{sum} mm	i_{sr} mm/h	i_{maks} mm/h	T_{sp} d
	od		do						
Burza	09-05-2003	08:15	09-05-2003	09:54	1,65	4,4	2,67	4,25	9,5
Deszcz	04-01-2005	00:49	04-01-2005	21:47	20,97	16,5	0,79	1,84	5,1
Roztopy	23-02-2005	15:00	24-02-2005	01:30	34,50	–	–	–	–

t_{sum} , h_{sum} – całkowity czas trwania i całkowita wysokość opadu
 i_{sr} , i_{maks} – średnie i maksymalne natężenie opadu
 T_{sp} – czas suchej pogody przed opadem

Tabela 2. Charakterystyka ścieków surowych (wartości średnie ważone przepływem)
Table 2. Characteristics of raw wastewater (average flow-weighted values)

Rodzaj opadu	Szczegóły	Temperatura °C	Objętość spływu m ³	ChZT gO ₂ /m ³	Zawiesiny ogólne g/m ³	Zawiesiny mineralne g/m ³	Azot ogólny (TKN) gN/m ³	Zasadowość ogólna val/m ³
Burza	ze zjawiska	17,1+19,6	74002	524	379	171	16,3	6,2
	doba ze zjawiskiem	–	222 200	607	255	92	43,1	7,5
Deszcz	ze zjawiska	9,6+12,3	327024	390	230	106	21,8	3,6
	doba ze zjawiskiem	–	448 416	416	204	76	27,4	4,5
Roztopy	ze zjawiska	7,8+12,8	214920	354	171	76	23,5	6,0
	dwie doby ze zjawiskiem	–	360131	421	198	60	32,8	5,2
Sucha pogoda	średnia dobowa	17/20*	176375	548	190	30	50,4	7,7

*odpowiednio w porze zimowej i porze letniej

Tabela 3. Zmiany frakcji ChZT i azotu ogólnego (TKN) podczas wybranych zjawisk mokrej pogody przyjęte do oceny wrażliwości procesu biologicznego oczyszczania ścieków
 Table 3. Variations in COD and total nitrogen (TKN) fractions during the wet weather events chosen, adopted for estimating the sensitivity of the biological treatment process

Rodzaj opadu	Temp. °C	Wskaźnik	Symbol	Frakcje w dopływie podczas mokrej pogody	Opcje zmian frakcji podczas mokrej pogody						
					Frakcje jak podczas suchej pogody	frakcje ChZT			frakcje azotu ogólnego		
						a	b	c	d	e	f
Burza	19,7	ChZT	S _s	0,14	0,22	0,30	0,07	0,14	0,14	0,14	0,14
			S _i	0,07	0,05	0,15	0,03	0,07	0,07	0,07	0,07
			X _s	0,38	0,55	0,38	0,38	0,59	0,38	0,38	0,38
			X _i	0,41	0,18	0,17	0,52	0,20	0,41	0,41	0,41
		azot ogólny	S _{nh}	0,42	0,59	0,42	0,42	0,42	0,21	0,25	0,70
			S _{nd}	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,45	0,25	0,10
			X _{nd}	0,34	0,17	0,34	0,34	0,34	0,34	0,50	0,20
Deszcz	14,3	ChZT	S _s	0,31	0,22	0,46	0,16	0,31	0,31	0,31	0,31
			S _i	0,6	0,05	0,09	0,03	0,06	0,06	0,06	0,06
			X _s	0,29	0,55	0,29	0,29	0,46	0,29	0,29	0,29
			X _i	0,34	0,18	0,16	0,52	0,17	0,34	0,34	0,34
		azot ogólny	S _{nh}	0,57	0,59	0,57	0,57	0,57	0,29	0,25	0,70
			S _{nd}	0,23	0,24	0,23	0,23	0,23	0,51	0,25	0,10
			X _{nd}	0,20	0,17	0,20	0,20	0,20	0,20	0,50	0,20
Roztopy	15,2	ChZT	S _s	0,22	0,22	0,33	0,11	0,22	0,22	0,22	0,22
			S _i	0,11	0,05	0,17	0,05	0,11	0,11	0,11	0,11
			X _s	0,22	0,55	0,22	0,22	0,44	0,22	0,22	0,22
			X _i	0,45	0,18	0,28	0,62	0,23	0,45	0,45	0,45
		azot ogólny	S _{nh}	0,55	0,59	0,55	0,55	0,55	0,27	0,25	0,70
			S _{nd}	0,26	0,24	0,26	0,26	0,26	0,56	0,25	0,10
			X _{nd}	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,50	0,20

czynnego. O znaczeniu tego zjawiska świadczy fakt, że zaobserwowano spadek temperatury w komorach o kilka stopni podczas opadów, do nawet 11 °C w przypadku długich roztopów. Podczas mokrej pogody pomiary temperatury ścieków surowych pozwoliły przy użyciu prostego bilansu ciepła na odtworzenie średniej temperatury ścieków opadowych w mieszaniu. Zmiany temperatury w komorze pełnego mieszania mogą być wyznaczone z następującego równania różniczkowego:

$$V \frac{d\Theta}{dt} = Q \Theta_{dop} - Q \Theta_{odp} - F \frac{V}{H} k \quad (1)$$

w którym:

Θ – temperatura, °C

Q – natężenie dopływu i odpływu, m³/s

F – powierzchnia lustra wody, m²

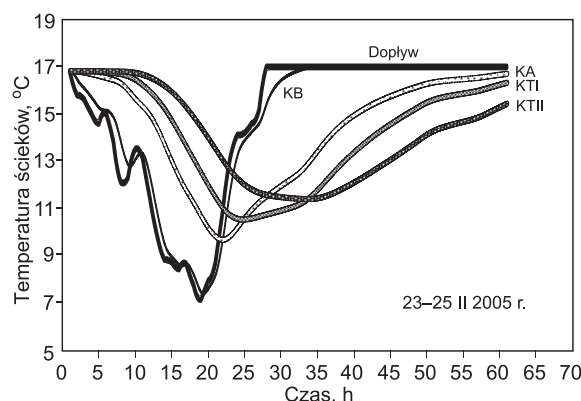
H – głębokość czynna komory, m

k – współczynnik strat ciepła przez powierzchnię, J/m²s

Spadek temperatury ścieków podczas przepływu przez oczyszczalnię został pominięty (k≈0 na podstawie pomiarów temperatura ścieków wykonanych 10 marca 2005 r. na dopływie i odpływie w ciągu 10 h (pora zimowa, sucha pogoda). Pomiary wykazały różnice temperatur mniejsze od 0,5 °C, co można przypisać dużej objętości reaktorów. Założenie to wydaje się w tym przypadku rozsądne, chociaż nie może być stosowane w każdej oczyszczalni ścieków [12].

Równanie (1) zostało rozwiązane w przypadku każdego z reaktorów biologicznych występujących w ciągu

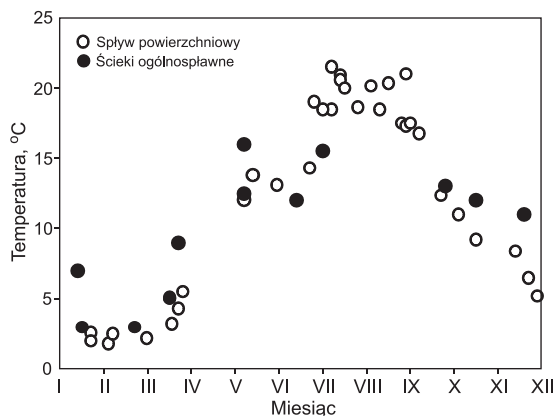
technologicznym oczyszczalni ścieków (pominięto zmiany temperatury w piaskownikach i osadnikach wstępnych). W wyniku obliczeń otrzymano przebieg zmian temperatury w poszczególnych reaktorach pokazany na rysunku 2.



Rys. 2. Przykład przebiegu zmian temperatury w komorach osadu czynnego podczas roztopów
 Fig. 2. Example of temperature variations in activated sludge tanks during a snowmelt episode

Modelowanie zmian temperatury ścieków dopływających do oczyszczalni podczas mokrej pogody może być określone wg natężenia przepływu ścieków i ich temperatury podczas suchej pogody oraz natężenia przepływu ścieków opadowych (różnica między natężeniem ścieków ogólnospławnych i ścieków podczas suchej pogody) i ich temperatury. Ta z kolei w danym przypadku mogła

być określona z bilansu ciepła ścieków dopływających do oczyszczalni podczas mokrej pogody, a także oceniona dodatkowo dzięki monitoringowi rzeki Sokołówki, przyjmującej ścieki z kanalizacji deszczowej. Obydwa rodzaje wyników zostały przedstawione na rysunku 3.

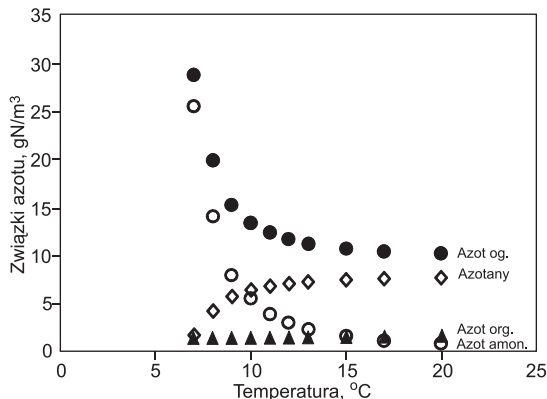


Rys. 3. Zmiany temperatury spływów opadowych
Fig. 3. Variations in urban runoff temperature

Jak wynika z tej analizy, temperatura spływu powierzchniowego spowodowanego opadami nie wpływała w znaczący sposób na temperaturę ścieków ogólnospławnych w porze letniej, w przeciwieństwie do zimy i wczesnej wiosny, kiedy to temperatura spływu może wyraźnie wpływać na temperaturę ścieków ogólnospławnych, szczególnie w przypadku roztopów. Każda symulacja procesu biologicznego oczyszczania ścieków podczas mokrej pogody została poprzedzona 10-dobowym czasem symulacji w warunkach suchej pogody z uwzględnieniem temperatury ścieków odpowiednio 17°C w porze zimowej i 20°C w porze letniej, zostały więc zachowane warunki ustalone funkcjonowania oczyszczalni ścieków przed opadami deszczu lub roztopami.

Omówienie wyników symulacji komputerowej i dyskusja

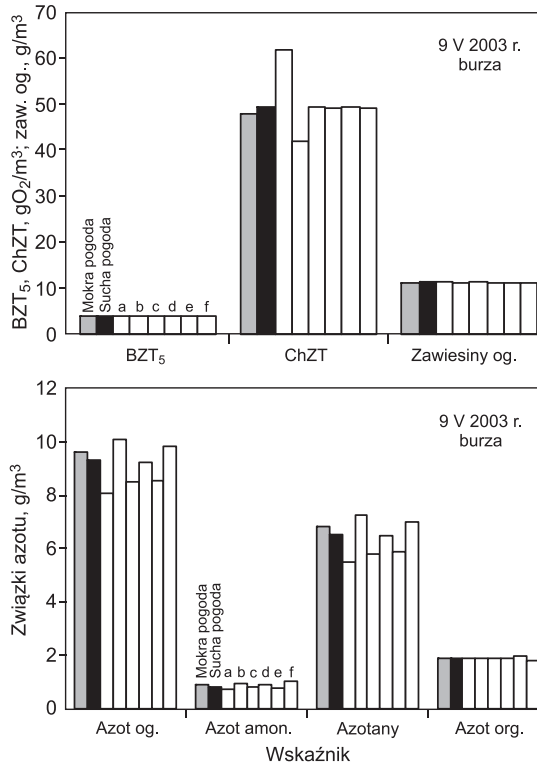
Spadek temperatury wywołuje przede wszystkim zmniejszenie skuteczności usuwania związków azotu, co wynika z charakteru procesu i może być już stwierdzone na drodze symulacji statycznej (rys. 4). Taka analiza jest jednakże tylko hipotetyczna, ponieważ temperatura ścieków surowych może spadać jedynie w porze zimowej. Zjawisko



Rys. 4. Wpływ temperatury na usuwanie związków azotu wg symulacji w warunkach ustalonych podczas suchej pogody
Fig. 4. Effect of temperature on the removal of nitrogen compounds according to simulation under steady dry weather conditions

to w warunkach mokrej pogody zostało opisane w pracy [8], jako możliwy wzrost zawartości azotu amonowego w odpływie aż o 33%.

Zmiany jakości ścieków oczyszczonych zostały scharakteryzowane przy pomocy średnich wartości poszczególnych wskaźników jakości ścieków po stopniu biologicznym, obliczonych przez program komputerowy SymOS (rys. 5–7).

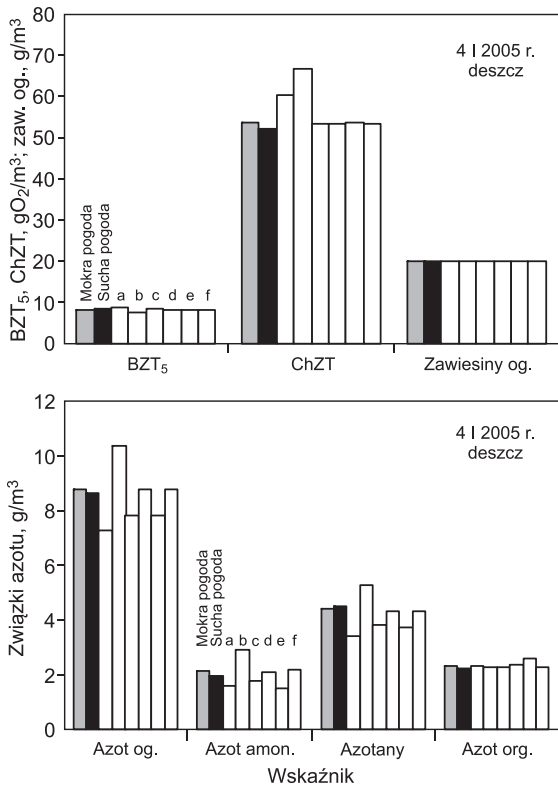


Rys. 5. Zmiana składu ścieków oczyszczonych podczas burzy wynikająca ze zmiany składu frakcyjnego zanieczyszczeń w ściekach surowych

Fig. 5. Change in the composition of treated water during storm, caused by the change in the fractional composition of the pollutants in raw wastewater

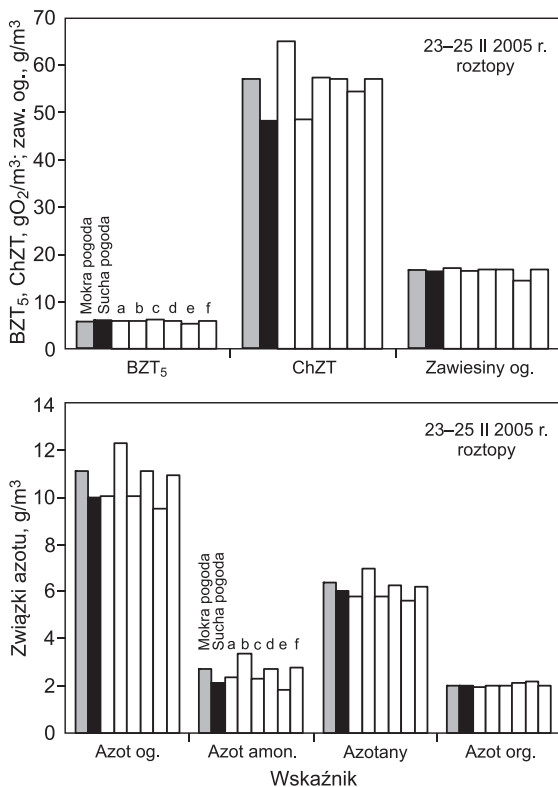
Analizując wyniki przeprowadzonej symulacji można stwierdzić, że:

- nie ma istotnych różnic w jakości ścieków oczyszczonych uzyskanych w wyniku symulacji w wariancie z frakcjami rzeczywistymi podczas mokrej pogody i frakcjami przyjmowanymi jak podczas suchej pogody,
- warianty zmian frakcji w surowych ściekach ogólnospławnych nie miały żadnego wpływu na zawartość zawiesin i miały praktycznie pomijalny wpływ na BZT₅ i zawartość azotu organicznego, w ściekach oczyszczonych,
- zwiększenie ChZT ścieków na odpływie może być wyjaśnione głównie przez wzrost zawartości frakcji S_i w dopływie podczas mokrej pogody, która nie ulega zmianie w trakcie procesu oczyszczania,
- zwiększenie zawartości azotu ogólnego wiąże się natomiast z równoczesnym wzrostem natężenia dopływu, spadku temperatury i zmiany składu frakcyjnego ścieków surowych [13],
- znaczne zmiany frakcji w ściekach podczas mokrej pogody dopływających do oczyszczalni spowodowały niewielkie zmiany wartości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, co można tłumaczyć krótkotrwałością spływu opadowego i jednoczesnym wymieszaniem się ścieków w poszczególnych stopniach procesu oczyszczania.



Rys. 6. Zmiana składu ścieków oczyszczonych podczas deszczu wynikająca ze zmiany składu frakcyjnego zanieczyszczeń w ściekach surowych

Fig. 6. Change in the composition of treated water during rainfall, caused by the change in the fractional composition of the pollutants in raw wastewater



Rys. 7. Zmiana składu ścieków oczyszczonych podczas roztopów wynikająca ze zmiany składu frakcyjnego zanieczyszczeń w ściekach surowych

Fig. 7. Change in the composition of treated water during snowmelt, caused by the change in the fractional composition of the pollutants in raw wastewater

Zauważono, że istotny wpływ na skuteczność oczyszczania miały zmiany frakcji ChZT. Przyjęcie podczas burzy dwukrotnego oraz podczas deszczu i roztopów półtorakrotnego wzrostu frakcji S_i względem wartości wyznaczonej laboratoryjnie (opcja a) spowodowało proporcjonalny wzrost ChZT ścieków odpływających ze stopnia biologicznego. Należy zauważyć, że przy założonej stałej wartości frakcji azotu ogólnego w ściekach ogólnospławnych, wzrost frakcji S_s (rozpuszczonej, biologicznie łatwo rozkładalnej) w ChZT spowodował lepsze usunięcie związków azotu. Związane to było z kinetyką procesu denitryfikacji, a co zostało również uwzględnione w modelu ASM 1 – skuteczność tego procesu zależała w dużym stopniu od ilości łatwo przyswajalnych związków węgla w ściekach. Dwukrotny spadek udziału tej frakcji, z jednoczesnym wzrostem udziału frakcji X_i w odniesieniu do wartości rzeczywistych w badanych zjawiskach, spowodował wzrost zawartości azotu ogólnego w odpływie powyżej wartości dopuszczonych przepisami, czyli powyżej 10 gN/m^3 . Nie zauważono natomiast istotnych zmian w jakości ścieków oczyszczonych przy zmianach frakcji azotu ogólnego i stałych (rzeczywistych) wartości frakcji ChZT (opcje d–f). Jedynie wariant e (spadek frakcji S_{nh} i odpowiednio wzrost frakcji X_{nd} w odniesieniu do wartości wyznaczonych podczas mokrej pogody) spowodował we wszystkich zjawiskach spadek zawartości azotanów i w konsekwencji azotu ogólnego w odpływie co najmniej o 1 gN/m^3 . Wykonane symulacje miały na celu jedynie wykazanie, czy i jakie frakcje mogą wpływać na przebieg procesu oczyszczania ścieków i jego skuteczność. Wskazane jest dalsze prowadzenie badań tego zagadnienia, bowiem przyjęta podczas symulacji zawartość niektórych frakcji w rzeczywistości może zdarzać się bardzo rzadko.

Podsumowanie

Proces biologicznego oczyszczania ścieków jest wrażliwy na wszelkie gwałtowne zmiany wywołane nie tylko ewentualnymi awariami występującymi w oczyszczalni, ale także zmianami składu i ilości dopływających ścieków. Szczególnie niebezpieczne są wzmożone opady i roztopy. W takich warunkach zmieniają się nie tylko proporcje między poszczególnymi wskaźnikami zanieczyszczenia, ale także ich skład frakcyjny. Wcześniejsze badania własne dotyczące mokrej pogody wykazały w odpływie z oczyszczalni zdecydowany wzrost frakcji biernych, zarówno w postaci rozpuszczonej, jak i związanej w zawiesinach. Przeprowadzona symulacja procesu biologicznego oczyszczania ścieków ogólnospławnych w Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi przy użyciu skalibrowanego programu komputerowego SymOs wykazała, że takie zmiany składu frakcyjnego dopływających ścieków mogą być jedną z przyczyn gorszej jakości ścieków oczyszczonych opuszczających obiekt. Zdecydowany wzrost w dopływie do oczyszczalni zarówno frakcji rozpuszczonych, jak i biernych, w połączeniu ze spadkiem temperatury podczas procesu biologicznego oczyszczania powoduje znaczący wzrost ChZT ścieków odpływających z oczyszczalni. Równoczesny spadek łatwo biodegradowalnej frakcji ChZT jest powodem zmniejszenia skuteczności usuwania związków azotu, co może być wyjaśnione czasowym niedoborem łatwo przyswajanego źródła związków węgla. Symulacja komputerowa wykazała jednak, że niewielkie zmiany składu frakcyjnego ChZT i azotu ogólnego nie powinny wywoływać istotnych zmian jakości ścieków oczyszczonych.

Nawet radykalne hipotetyczne zmiany niektórych frakcji od 100% do około 300% (deszcz – wariant c) względem wartości zbadanych zmieniły wartości poszczególnych wskaźników maksymalnie o około 20 g/m³ (ChZT ścieków oczyszczonych biologicznie). Nie zauważono znacznej różnicy w modelowanej jakości ścieków oczyszczonych w wariancie obliczeniowym z przyjętymi wartościami frakcji jak podczas suchej pogody oraz jak podczas mokrej pogody. Niemniej jednak zaleca się w każdym systemie kanalizacyjnym szczegółowe rozeznanie zmian składu frakcyjnego ścieków ogólnospławnych spowodowanych spływami opadowymi. Zdobyta wiedza w tym zakresie pozwoli na lepsze przygotowanie oczyszczalni ścieków na niekorzystne warunki pracy. Pozwoli to m.in. (w zależności od rzeczywistego składu frakcyjnego ChZT) na wzbogacenie ścieków ogólnospławnych w łatwo przyswajane źródło węgla, którego ubytek wykazano w badaniach własnych, a którego odpowiednia ilość gwarantuje poprawność przebiegu procesu biologicznego oczyszczania ścieków.

Symulacja komputerowa powinna uwzględniać również zmiany temperatury ścieków obserwowane podczas mokrej pogody. Efekt ten wpływa niekorzystnie na proces biologicznego oczyszczania i nie może być pomijany, tym bardziej, że występuje jednocześnie wraz ze zmianami frakcji ChZT i azotu ogólnego. Orientacyjne zmiany temperatury ścieków ogólnospławnych mogą być wyznaczone z bilansu ciepła, biorąc pod uwagę sezonowe zmiany temperatury dopływających ścieków i ich dość stabilną temperaturę podczas suchej pogody.

LITERATURA

1. J. SOBOTA, R. SZETELA: Jednowymiarowe modele natężenia i jakości ścieków dopływających do oczyszczalni komunalnych. *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 1, ss. 15–22.
2. J. SOBOTA, R. SZETELA: Tworzenie szeregów czasowych natężenia dopływu i jakości ścieków na potrzeby symulacji pracy oczyszczalni komunalnych. *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 2, ss. 39–46.
3. M. ZAWILSKI, A. BRZEZIŃSKA: Variability of COD and TKN fractions of combined wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies* 2009, Vol. 18, No. 3, pp. 501–505.
4. R.W. SZETELA: Symulator oczyszczalni ścieków SymOs v. 3.0. Podręcznik. Eco-Consult, Wrocław 1999.
5. A. BRZEZIŃSKA: Analiza możliwości przyjmowania ścieków opadowych w biologicznych oczyszczalniach miejskich na przykładzie Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej. Rozprawa doktorska, Politechnika Łódzka, Łódź 2006.
6. A. BRZEZIŃSKA, M. ZAWILSKI: The effect of combined wet weathering sewage quality on the biological treatment process. Case study of Lodz. Proc. of the 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen 2005 (a CD-ROM collection of papers).
7. J. LANGEVELD: Interactions within Wastewater Systems. OPTIMA Grafische Communicatie, Rotterdam 2004.
8. C. PETERS: Potenziale von Regenwasserversickerung, Speicherung, Urinseparation und Pumpenwerkssteuerung für den Gewässerschutz. Technische Universität, Berlin 2007.
9. D. ORHON, E. ATEŞ, S. SÖZEN, E. ÇOKGÖR: Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution* 1997, Vol. 95, No. 2, pp. 191–204.
10. P.J. ROELEVELD, M.C.M. VAN LOOSDRECHT: Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands. *Water Science and Technology* 2002, Vol. 45, No. 6, pp. 77–87.
11. P. GINESTET, A. MAISONNIER, M. SPÉRANDIO: Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions. *Water Science and Technology* 2002, Vol. 45, No. 6, pp. 89–97.
12. S. LIPPI, D. ROSSO, C. LUBELLO, R. CANZIANI, M.K. STENSTROM: Temperature modelling and prediction for activated sludge system. *Water Science and Technology* 2009, Vol. 59, No. 1, pp. 125–131.
13. A. BRZEZIŃSKA: Analiza możliwości przyjmowania ścieków opadowych w biologicznych oczyszczalniach miejskich na przykładzie Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej. Cz. III. Oszacowanie przepustowości stopnia biologicznego dla ścieków ogólnospławnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2008, nr 3, ss. 29–33.

Brzezińska, A., Zawilski, M. Dynamic Modeling of the Biological Treatment Process for Combined Wastewater: A Case Study. *Ochrona Środowiska* 2010, Vol. 32, No. 3, pp. 21–26.

Abstract: Problems inherent in the biological treatment of combined wastewater in the city of Lodz were examined by computer simulation and by analyzing the results of the authors' own studies. Detailed consideration was given to the variations in the temperature and composition of the combined wastewater during wet weather periods. During runoff caused by such meteorological phenomena as storm, rainfall or melting snow the composition of the wastewater is constantly changing, which adversely affects the stability and efficiency of biological treatment. Of particular concern is the excessive dilution of the wastewater stream, as this largely reduces the quantity of the readily biodegradable carbon source, an important contributor to the course of the treatment process. The results of a previous study have shown that the fractional composition of COD and

total nitrogen (TKN) is a decisive factor in the modeling of the biological treatment process. In the present study the process was analyzed for the response to the variations in the particular fractions of the two parameters. The variations in the values of these fractions were related to those in the real quality parameters of the raw wastewater entering the Group Wastewater Treatment Plant in Lodz over a dry weather period. It has been demonstrated that the variations in the fractional composition of the combined wastewater pollutants – when related to the wastewater entering the treatment plant during dry weather – generally have a limited impact on the quality of the treated water. In some instances, however, these variations may exert a notably adverse effect on the COD and TKN values. In the case of nitrogen, this unfavorable effect is also attributable to the drop in the wastewater temperature in the winter season.

Keywords: Combined wastewater, biological treatment, modeling, dry weather, wet weather, temperature, COD, TKN.