

Jarosław Sobota, Ryszard Szetela

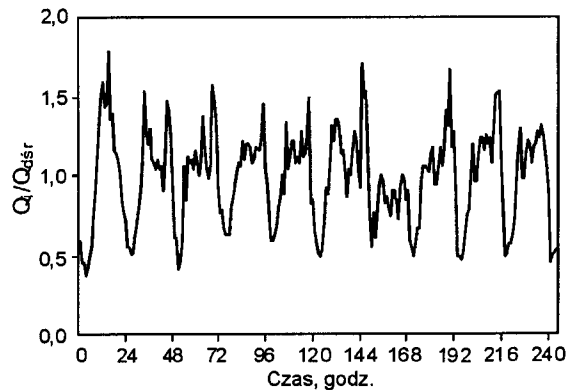
## Tworzenie szeregów czasowych natężenia dopływu i jakości ścieków na potrzeby symulacji pracy oczyszczalni komunalnych

Możliwość tworzenia szeregów czasowych, opisujących z godzinowym krokiem wartości natężenia przepływu i stężenia zanieczyszczeń ścieków dopływających do oczyszczalni komunalnych, jest istotna zarówno z punktu widzenia projektowania jak i eksploatacji urządzeń do realizacji procesów jednostkowych oczyszczania ścieków. Skuteczne tworzenie takich szeregów czasowych, o odpowiedniej długości, uwzględniających charakterystyczną zmienność sezonową, dobową i godzinową, warunkuje możliwość sterowania procesami oczyszczania ścieków i ich optymalizację technologiczną. Uzasadnia to celowość poszukiwania odpowiednich modeli matematycznych (tzw. generatorów wejść oczyszczalni), umożliwiających tworzenie reprezentatywnych danych wejściowych oczyszczalni w ramach komputerowych programów symulujących pracę oczyszczalni ścieków [1].

Niniejsza praca zawiera propozycję metodologii tworzenia takich danych wejściowych oczyszczalni ścieków. Jej istotą jest wyodrębnienie z surowych przebiegów czasowych odpowiednich składowych deterministycznych (uśrednione dobowe i roczne szkielety natężenia dopływu i stężeń zanieczyszczeń) i losowych, których modele są budowane osobno, a ich połączenie daje model generatora wejść. Metodę zweryfikowano na przykładzie czterech oczyszczalni komunalnych w Głogowie, Rzeszowie, Opolu i Cierniach, o podobnym średnim dobowym natężeniu dopływu ścieków. Celem pracy było przedstawienie metodologii tworzenia reprezentatywnych wejść oczyszczalni ścieków (szeregów czasowych natężenia przepływu i stężenia zanieczyszczeń) o długim horyzoncie czasowym (np. rocznym). Zaprezentowane wyniki mają charakter wstępny, gdyż przeprowadzona analiza dotyczy tylko oczyszczalni ścieków o średniej przepustowości.

### Szeregi czasowe natężenia dopływu ścieków

W badaniach wykorzystano dane z czterech oczyszczalni o zbliżonym średnim natężeniu dopływu ścieków, tj. w Głogowie ( $Q_{dśr}=1157 \text{ m}^3/\text{h}$ ), Rzeszowie ( $Q_{dśr}=1415 \text{ m}^3/\text{h}$ ), Opolu ( $Q_{dśr}=1286 \text{ m}^3/\text{h}$ ) i Cierniach ( $Q_{dśr}=1591 \text{ m}^3/\text{h}$ ) [12]. Na rysunku 1 pokazano przykład szeregu bezwymiarowych wartości godzinowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Głogowie. Wartości tego szeregu ( $q_{ij}$ ) otrzymano dzieląc natężenie przepływu ścieków w  $i$ -tej godzinie  $j$ -tej doby ( $Q_{ij}$ ) przez jego wartość średnią w  $j$ -tej dobie ( $Q_j^{dśr}$ ):



Rys. 1. Uśrednione natężenie dopływu ścieków surowych do oczyszczalni w Głogowie (11–25 VI 1991 r.)

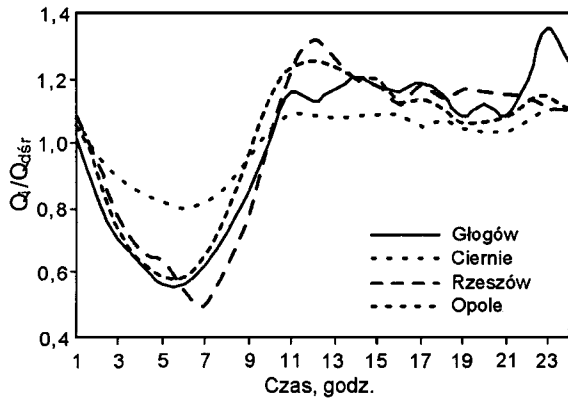
$$q_{i,j} = \frac{Q_{i,j}}{Q_j^{dśr}} \quad (1)$$

Przebiegi godzinowe w kolejnych dobach wykazywały silne podobieństwo. Podobne zależności (tutaj nie pokazane) uzyskano dla pozostałych analizowanych oczyszczalni ścieków. Na tej podstawie przyjęto w pierwszym przybliżeniu, że natężenie przepływu ścieków w poszczególnych godzinach doby jest proporcjonalne do przepływu dobowego w rozpatrywanej dobie. W oparciu o to założenie, dla każdej z oczyszczalni obliczono 24 średnie arytmetyczne z bezwymiarowych wartości godzinowego natężenia przepływu ścieków w poszczególnych godzinach doby zgodnie ze wzorem:

$$w_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n q_{i,j} \quad (2)$$

Powstały w ten sposób szereg ( $w$ ) nazwano szkieletem natężenia dopływu ścieków. Wykresy takich szkieletów przedstawiono na rysunku 2. Teza o ich podobieństwie została zweryfikowana przez obliczenie wartości współczynników korelacji pomiędzy godzinowymi wartościami poszczególnych szkieletów (tab. 1).

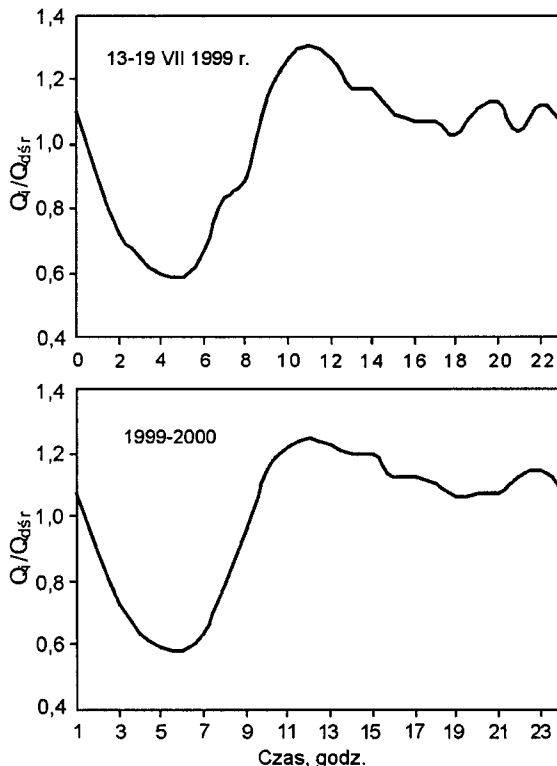
Na podstawie kilkuletnich danych z oczyszczalni w Opolu porównano szkielety natężenia dopływu ścieków w różnych miesiącach i latach. Stwierdzono ich bardzo duże podobieństwo, co potwierdza tezę o dominującym wpływie dobowego natężenia przepływu na natężenie w danej godzinie doby, niezależnie od dnia tygodnia, miesiąca czy pory roku. Na rysunku 3 pokazano przykład szkieletu natężenia dopływu w siedmiu dniach lipca 1999 r. oraz wartość uśrednionego szkieletu ze wszystkich dni w latach 1999–2000.



Rys. 2. Szkielety natężenia dopływu ścieków do analizowanych oczyszczalni

Tabela 1. Korelacja szkieletów natężenia dopływu ścieków

Oczyszczalnia	Głogów	Rzeszów	Opole	Ciernie
Głogów	1	0,913	0,910	0,979
Rzeszów	0,913	1	0,945	0,931
Opole	0,910	0,945	1	0,949
Ciernie	0,979	0,931	0,949	1



Rys. 3. Szkielety natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Opolu

Podobne uśrednione dobowe szeregi natężenia dopływu ścieków podają inni autorzy [2–5]. Z powyższego faktu wynika, że przy braku szczegółowych danych empirycznych o dopływach ścieków do danej oczyszczalni, można przyjąć za prawidłowy szkielet natężenia dopływu ścieków w oczyszczalni o podobnej przepustowości lub skorzystać z danych literaturowych. Na podstawie takiego szkieletu oraz informacji o wartości dobowego natężenia dopływu ścieków można stworzyć szereg czasowy godzinowych wartości natężenia przepływu ( $Q_{i,j}$ ), mnożąc wartości szkieletu w poszczególnych

godzinach doby ( $w_i$ ) przez odpowiednie wartości dobowego natężenia dopływu ścieków ( $Q_j^{dśr}$ ), zgodnie ze wzorem (model M1):

$$Q_{i,j} = w_i Q_j^{dśr} \quad (3)$$

Różnicę pomiędzy otrzymanymi w ten sposób wartościami i rzeczywistym natężeniem przepływu nazwano szumem, uznając na tym etapie analizy, że jest to biały szum [6]. Parametry szumu zestawiono w tabeli 2. W celu zapewnienia porównywalności wyników, wartości zamieszczone w tej tabeli, a także wszystkie dalsze obliczenia, dotyczą takiej samej liczby pomiarów we wszystkich oczyszczalniach (168 kolejnych wartości przepływu godzinowego).

Tabela 2. Parametry szeregów natężenia dopływu ścieków (pierwsze 168 wartości)

Oczyszczalnia	Szereg surowy		Szum ( $a_t$ )	
	średnia	wariancja	średnia	wariancja
Głogów (11–17 VII 1991 r.)	1164,2	165780	0,012	44195
Rzeszów (23–29 X 1995 r.)	1445,1	150714	–0,012	23017
Opole (20–26 V 1999 r.)	1280,2	111210	0,045	12879
Ciernie (7–13 V 1985 r.)	1631,8	53 80	0,036	9981

Dodanie szumu do modelu M1 daje model M2:

$$Q_{i,j} = w_i Q_j^{dśr} + a_t \quad (4)$$

w którym:

$a_t$  – szum o rozkładzie normalnym, średniej 0 i określonej wariancji

$t = (j - 1)24 + i$

Wykorzystując szkielety zmienności dobowej natężenia dopływu ścieków do czterech analizowanych oczyszczalni oraz znane wartości średniego dobowego natężenia dopływu ścieków (na tym etapie przyjęto wartości rzeczywiste), stworzono szeregi czasowe godzinowego natężenia dopływu ścieków surowych wg modelu M1. Następnie dodano szumy o rozkładzie normalnym i wariancji jak w tabeli 2, a otrzymane w ten sposób szeregi czasowe porównano z wartościami rzeczywistymi. Przykładowe wyniki symulacji przedstawiono na rysunku 4.

W wyniku przeprowadzonej analizy szumów stwierdzono, że pomiędzy poszczególnymi ich elementami ( $a_t$ ) występuje korelacja, a więc szum niesie pewną informację, która może poprawić jakość modelu. Na podstawie obliczonych autokorelacji oraz korelacji cząstkowych elementów szumów, jako najbardziej adekwatny wybrano model autoregresji pierwszego rzędu [7] w postaci:

$$a_1 = \phi_1 a_{t-1} + e_t \quad (5)$$

w której:

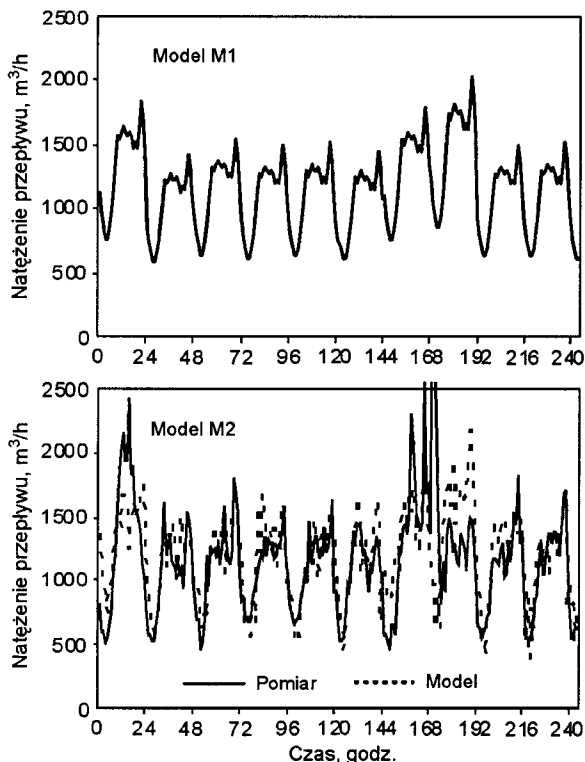
$e_t$  – biały szum

Parametry modelu (5) wyestymowano w przypadku każdej z oczyszczalni, a także dokonano sprawdzenia diagnostycznego jego adekwatności poprzez analizę szeregu reszt modeli [7] z wykorzystaniem korelogramu oraz periodogramu skumulowanego. Wyniki zawiera tabela 3.

Tabela 3. Parametry modelu autokorelacji pierwszego rzędu dotyczące szumów

Oczyszczalnia	$\varphi_1$	$\Delta\varphi_1$	SQ	$\bar{\epsilon}_t$	$\sigma^2\epsilon_t$
Głogów	0,535	0,067	21,031<30,144	1,835	31896
Rzeszów	0,230	0,075	26,824<30,144	0,056	21804
Opole	0,231	0,076	9,275<30,144	-0,163	12196
Ciernie	0,382	0,072	15,251<30,144	0,018	8523

SQ – charakterystyka opisująca stopień usunięcia autokorelacji z szeregu reszt modelu (porównywana z rozkładem  $\chi^2$  o prawdopodobieństwie błędu 5%; obliczenia uwzględniają 20 pierwszych autokorelacji)



Rys. 4. Natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w Głogowie obliczone przy pomocy modeli M1 i M2

Po uwzględnieniu autokorelacji szumu otrzymano model M3 w postaci:

$$Q_{i,j} = w_i Q_j^{d\acute{s}r} + \varphi_1 a_{t-1} + \epsilon_t \quad (6)$$

Na potrzeby modelu M3 (6) wykorzystano stworzone wcześniej przy pomocy modelu M1 (3) szeregi czasowe natężenia dopływu ścieków (rys. 4), do których dodano szum ( $a_t$ ) wyznaczone za pomocą modelu (5), z wartościami parametrów podanymi w tabeli 3. Otrzymane w ten sposób szeregi czasowe miały jednak nieco inne średnie i wariancje niż podane w tabeli 1. W celu poprawy jakości otrzymanej prognozy szeregi wyznaczone przy pomocy modelu M3 (6) można poddać standaryzacji [8], zgodnie ze wzorem:

$$Q_{i,j}^{st} = \left( \frac{Q_{i,j} - \bar{Q}}{\sqrt{\sigma^2 Q}} \sqrt{\sigma^2 Q_{st}} \right) + \bar{Q}_{st} \quad (7)$$

w którym:

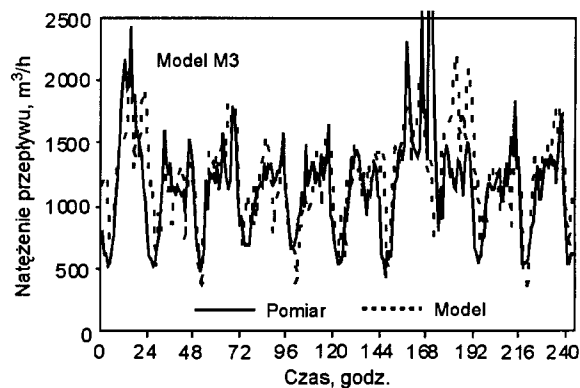
$Q_{i,j}^{st}$  – elementy szeregu po standaryzacji o średniej  $\bar{Q}_{st}$  i wariancji  $\sigma^2 Q_{st}$  (takich jak szeregi rzeczywiste – tabela 1)

$Q_{i,j}$  – elementy szeregu otrzymanego przy użyciu modelu M3 przed standaryzacją

$\bar{Q}$  – średnia szeregu otrzymanego przy użyciu modelu M3 przed standaryzacją

$\sigma^2 Q$  – wariancja szeregu otrzymanego przy użyciu modelu M3 przed standaryzacją

Po poddaniu standaryzacji szeregów otrzymanych przy pomocy modelu M3 uzyskano szereg o średniej i wariancji takich jak szeregi rzeczywiste. Na rysunku 5 przedstawiono szereg otrzymany przy pomocy modelu M3 po standaryzacji.



Rys. 5. Natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w Głogowie obliczone przy pomocy modelu M3

Przedstawione modele M1, M2 i M3 odróżnia stopień ich skomplikowania wyrażony liczbą estymowanych parametrów. Konieczne wydaje się więc przyjęcie pewnych kryteriów porównawczych, wskazujących celowość wprowadzania nowych parametrów i oceny ich wpływu na jakość prognozy. Jako podstawowe wskaźniki porównawcze modeli prognostycznych przyjęto współczynnik determinacji (R), uwzględniający zmniejszenie wariancji reszt modelu w odniesieniu do wariancji szeregu surowego oraz kryterium AIC (Akaike's Information Theoretic Criterion) [9], które dodatkowo uwzględnia liczbę estymowanych parametrów modelu. Współczynniki te wyznaczone ze wzorów:

$$R = \sqrt{1 - \frac{\sigma^2 \epsilon_t}{\sigma^2 Z_t}} \quad (8)$$

$$AIC = \log \left[ \left( 1 + \frac{2p}{N} \right) \sigma^2 \epsilon_t \right] \quad (9)$$

w których:

$\sigma^2 Z_t$  – wariancja szeregu surowego

$\sigma^2 \epsilon_t$  – wariancja reszt modelu

p – liczba parametrów modelu

N – liczba elementów szeregu użytych do estymacji

Porównanie jakości modeli M2 i M3 przedstawiono w tabeli 4.

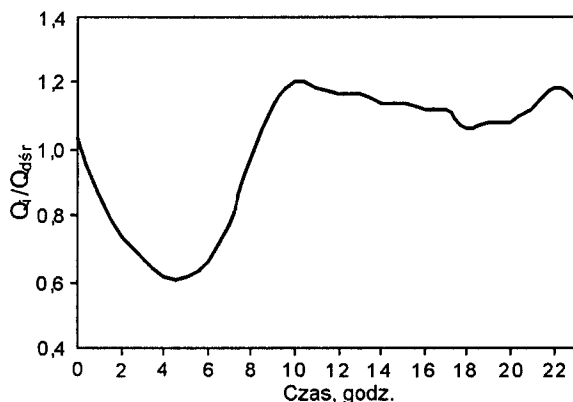
Tabela 4. Kryteria porównawcze modeli M2 i M3

Oczyszczalnia	Model M2		Model M3	
	AIC	R	AIC	R
Głogów	4,65	0,86	4,51	0,90
Rzeszów	4,37	0,92	4,35	0,92
Opole	4,12	0,94	4,10	0,94
Ciernie	4,00	0,85	3,94	0,87

Wartości współczynników determinacji w przypadku obu modeli były porównywalne, a współczynniki AIC w odniesieniu do modelu M3 były tylko nieznacznie niższe niż dotyczące modelu M2. Zważywszy na prostszą postać modelu M2 i stosunkowo niskie wartości współczynników autokorelacji ( $\phi_1$  – tab. 3), praktyczniejsze wydaje się stosowanie tego właśnie modelu, natomiast w wypadku gdy nie ma potrzeby uwzględniania czynnika losowego wskazany jest model M1.

### Szeregi czasowe natężenia dopływu ścieków przy braku danych historycznych

Uwzględniając podobieństwo szkieletów natężenia dopływu ścieków w czterech analizowanych oczyszczalniach, sporządzono jeden wspólny – uniwersalny – model zmienności natężenia przepływu ścieków w ciągu doby, uśredniając odpowiednie wartości godzinowe poszczególnych szkieletów (rys. 6).

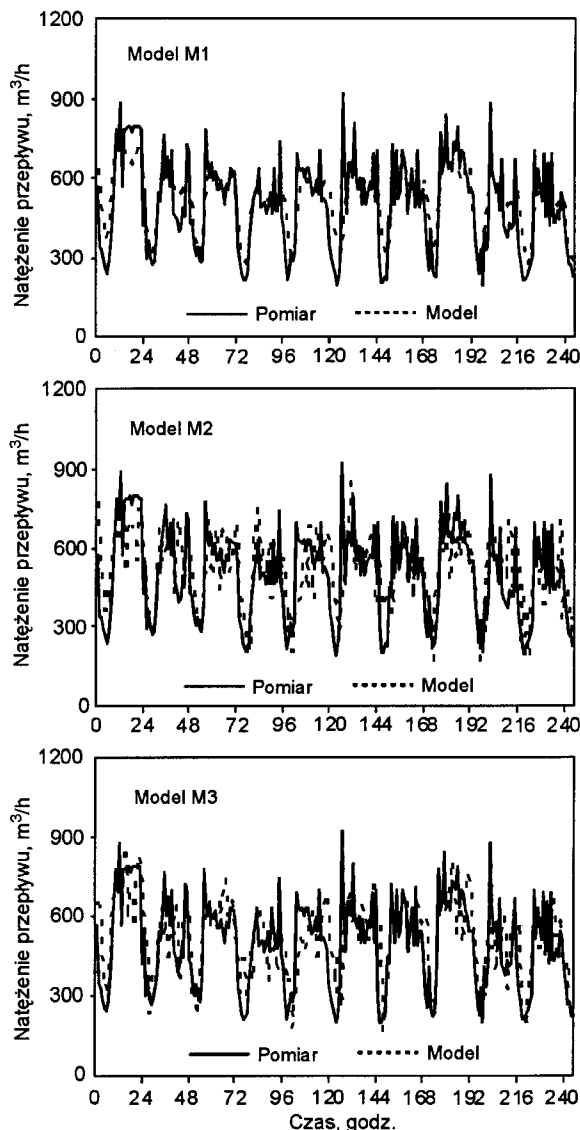


Rys. 6. Uśredniony szkielet natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Nysie

Otrzymany szkielet zmienności natężenia dopływu wykorzystano następnie do stworzenia szeregu czasowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Nysie. Korzystając z modeli M1, M2 i M3 otrzymano odpowiednie szeregi, przyjmując (na tym etapie) rzeczywiste wartości dobowego natężenia dopływu ścieków do tej oczyszczalni. Do wyznaczenia wartości  $a_t$  w modelu M3 wykorzystano model autoregresji pierwszego rzędu (5) o współczynniku  $\phi_1=0,345$  (wartość średnia  $\phi_1$  z tab. 3). Wariancję szumów oszacowano na podstawie uśrednionych współczynników determinacji ( $R$  – tab. 4), wynoszących  $R_{sr}=0,89$  (model M2) oraz  $R_{sr}=0,91$  (model M3). Korzystając z definicji współczynnika determinacji (8), na podstawie znanej rzeczywistej wariancji dopływu ścieków do oczyszczalni w Nysie wynoszącej 28655, obliczono wariancję białych szumów modeli M2 ( $\sigma_{at}^2=5957$ ) i M3 ( $\sigma_{et}^2=4926$ ). Wyniki symulacji obrazuje rysunek 7.

### Szereg czasowy wartości średniego dobowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni

Postępując analogicznie jak w wypadku przepływów godzinowych, można wyznaczyć uśrednione roczne szkielety średnich dobowych wartości natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni ( $w^a$ ). Na rysunku 8 pokazano odpowiednie przebiegi rocznej zmienności dobowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Cierniach i Jugowicach, wyznaczone na podstawie danych z pięcioletnich obserwacji.



Rys. 7. Natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w Nysie obliczone przy pomocy modeli M1, M2 i M3

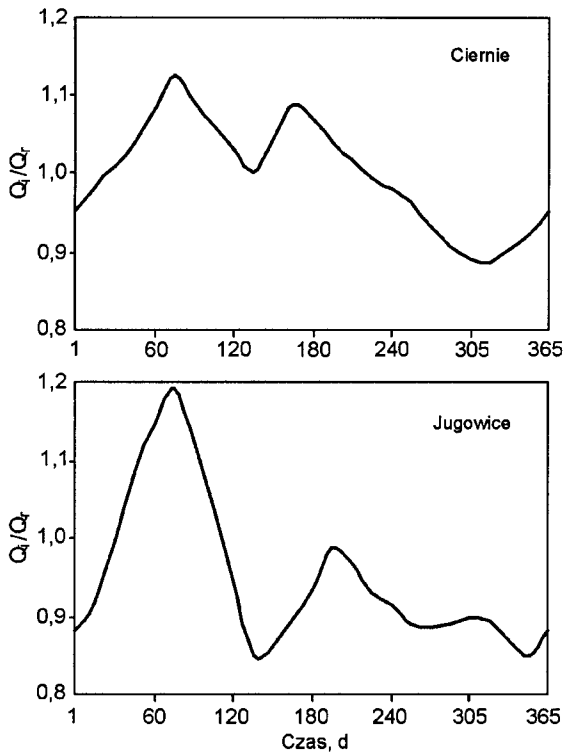
Postępując się wartościami szkieletów (rocznego i dobowego), wystarczy znajomość średniego rocznego natężenia dopływu ścieków, aby otrzymać wartości godzinowe w poszczególnych dniach. Metodę prognozowania średnich rocznych wartości natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni ( $Q^{dsr}$ ) można znaleźć w pracach [2,10]. Wartości dobowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w  $j$ -tym dniu roku ( $Q_j^{dsr}$ ) oblicza się ze wzoru M1a:

$$Q_j^{dsr} = w_j^a Q^{asr} \quad (10)$$

Otrzymany w ten sposób szereg wartości przepływów dobowych może posłużyć do określenia szeregu wartości przepływów godzinowych z wykorzystaniem modeli M1–M3. Po uwzględnieniu składnika losowego model M1a przekształca się do modelu M2a:

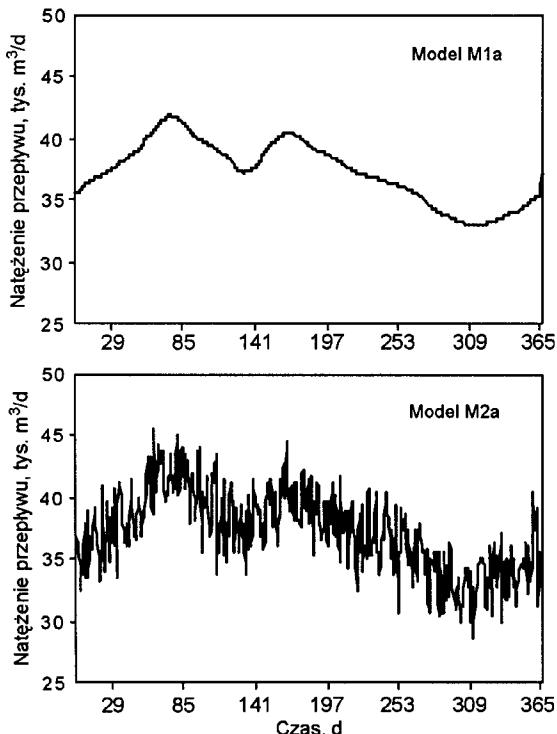
$$Q_j^{dsr} = w_j^a Q^{asr} + a_t^a \quad (11)$$

Korzystając z modelu M1a otrzymano szeregi czasowe wartości średnich dobowych natężeń dopływu ścieków surowych do oczyszczalni w Cierniach (średnie roczne natężenie dopływu ścieków 37224 m<sup>3</sup>/d). Z definicji wariancji wynika,



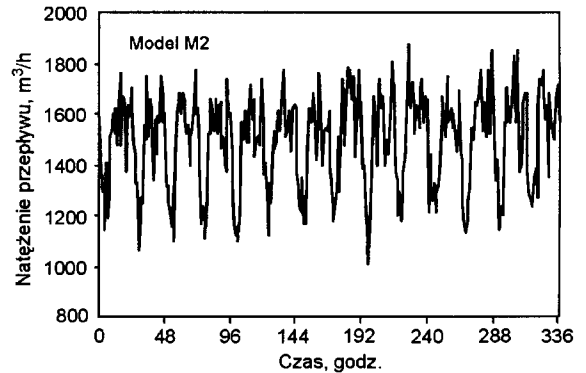
Rys. 8. Szkielety roczne natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Cierniach i Jugowicach

że jeśli wartości szeregu  $Z_t$  pomnoży się przez  $n$  to jego wariancja wzrośnie  $n^2$ -krotnie. Korzystając z tej właściwości, wariancję szeregu reszt modelu M2 (operującego wartościami wyrażonymi w  $m^3/d$ , a więc średnio 24-krotnie większych niż znane wartości godzinowe wyrażone w  $m^3/h$ ) oszacowano mnożąc wariancję reszt szeregu surowego (9981) przez  $24^2$ . Otrzymany biały szum (o średniej 0 i wariancji 5749056) dodano do modelu M1a, zgodnie z modelem M2a. Wyniki symulacji pokazano na rysunku 9.



Rys. 9. Dobowe natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w Cierniach obliczone przy pomocy modeli M1a i M2a

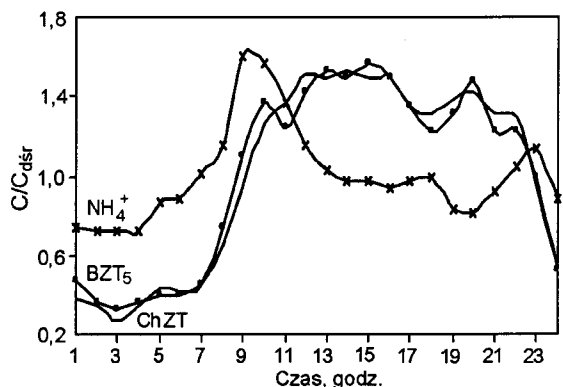
Otrzymane wartości dobowego natężenia przepływu ścieków wykorzystano następnie do uzyskania wartości przepływów godzinowych w oparciu o model M2. Na rysunku 10 pokazano wyniki otrzymane w przypadku oczyszczalni ścieków w Cierniach. Omówiona metoda pozwala na otrzymanie zarówno wartości średnich dobowych w ciągu roku, jak i poszczególnych wartości przepływów godzinowych w dowolnej dobie.



Rys. 10. Godzinowe natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w Cierniach obliczone przy pomocy modelu M2 (1-14 stycznia)

### Szeregi czasowe wskaźników jakości ścieków surowych

Metodykę otrzymywania wartości wskaźników jakości ścieków dopływających do oczyszczalni można oprzeć na takich samych zasadach, jak w wypadku natężenia dopływu ścieków. Na rysunku 11 pokazano szkielety dobowe ( $w^c$ ) podstawowych wskaźników jakości ścieków dopływających do oczyszczalni w Głogowie. Szkielety dobowe dotyczące oczyszczalni w Rzeszowie i Opolu okazały się bardzo podobne, co wskazuje na istnienie uniwersalnego szkieletu w przypadku oczyszczalni komunalnych o podobnej przepustowości. Potwierdzają to także dane literaturowe [2-5].



Rys. 11. Szkielety dobowe wskaźników jakości ścieków dopływających do oczyszczalni w Głogowie

Modele do tworzenia godzinowych wartości wskaźników jakości ścieków – M1c, M2c i M3c – mają następujące postaci:

$$C_{ij} = w_i^c C_j^{dśr} \quad (12)$$

$$C_{ij} = w_i^c C_j^{dśr} + a_i^c \quad (13)$$

$$C_{ij} = w_i^c C_j^{dśr} + \phi_{1a}^c - 1 + e_i^c \quad (14)$$

w których:

$C_j^{dśr}$  – średnia dobowa wartość wskaźnika zanieczyszczeń w  $j$ -tej dobie,  $g/m^3$

W wypadku tworzenia szeregów czasowych średnich dobowych wartości wskaźników jakości ścieków metoda obliczeń może być zasadniczo taka sama, jak podczas modelowania natężenia dopływu ścieków. Jednak ze względu na fakt, iż niewiele oczyszczalni ma kilkuletnie zbiory odpowiednich danych (np. BZT<sub>5</sub>, azot, fosfor), niezbędna jest metodologia alternatywna. W niniejszej pracy zaproponowano wykorzystanie stwierdzonych zależności korelacyjnych pomiędzy średnim dobowym natężeniem dopływu ścieków i średnimi dobowymi wartościami wskaźników jakości ścieków surowych ( $C_j^{dśr}$ ). W wyniku przeprowadzonych badań zaproponowano model w postaci:

$$C_j^{dśr} = \frac{k}{Q_j^{dśr}} \quad (15)$$

w którym:

$k$  – współczynnik odwrotnej proporcjonalności

$Q_j^{dśr}$  – średnie dobowe natężenie dopływu ścieków w  $j$ -tej dobie, m<sup>3</sup>/h

Po uwzględnieniu zależności (15) modele M1c, M2c i M3c przyjmują następujące postaci:

$$C_{ij} = w_i^c \frac{k}{Q_j^{dśr}} \quad (16)$$

$$C_{ij} = w_i^c \frac{k}{Q_j^{dśr}} + a_i^c \quad (17)$$

$$C_{ij} = w_i^c \frac{k}{Q_j^{dśr}} + \varphi_1 a_{i-1}^c + e_i^c \quad (18)$$

Na podstawie danych uzyskanych z czterech oczyszczalni ścieków o porównywalnej przepustowości, wyznaczono wartości współczynnika  $k$  dotyczącego podstawowych wskaźników jakości ścieków surowych. Wartości te zestawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Wartości współczynnika  $k$  jakości ścieków surowych

Wskaźnik	Głogów (1157 m <sup>3</sup> /h)*	Rzeszów (1415 m <sup>3</sup> /h)*	Ciernie (1076 m <sup>3</sup> /h)*	Opole (1274 m <sup>3</sup> /h)*
BZT <sub>5</sub>	178772	345747	320838	331678
ChZT	299247	817149	529158	782473
Azot amonowy	21475	35801	30220	–
Substancje rozpuszcz.	673919	–	–	780072
Fosfor	7737	11422	6572	22708
Zawiesiny ogólne	111263	324699	262264	348807

\* Wartości średnie z dób, w których wykonano analizy jakości ścieków

Z przekształcenia równania (15) do postaci  $k = Q_j^{dśr} C_j^{dśr}$  wynika, że współczynnik  $k$  wyraża średni dobowy ładunek zanieczyszczeń. Przy braku innych danych, jego wartość można więc łatwo oszacować na podstawie liczby mieszkańców i jednostkowego wskaźnika zanieczyszczeń [2,11]. W wypadku tworzenia szeregów czasowych BZT<sub>5</sub> występuje dodatkowo możliwość wykorzystania liniowej zależności między wartościami BZT<sub>5</sub> i ChZT, odpowiednio:

– oczyszczalnia ścieków w Głogowie:

$$Y_t = 0,5759X_t + 6,15 \quad (19)$$

– oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie:

$$Y_t = 0,5332X_t - 66,9 \quad (20)$$

– oczyszczalnia ścieków w Cierniach:

$$Y_t = 0,4702X_t - 19,8* \quad (21)$$

w których:

$Y_t$  – wartość BZT<sub>5</sub> w  $t$ -tej godzinie, gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

$X_t$  – wartość ChZT w  $t$ -tej godzinie, gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>

\* – próbka zlewana proporcjonalnie do przepływu co 2 godz. (analiza co 8 godz.)

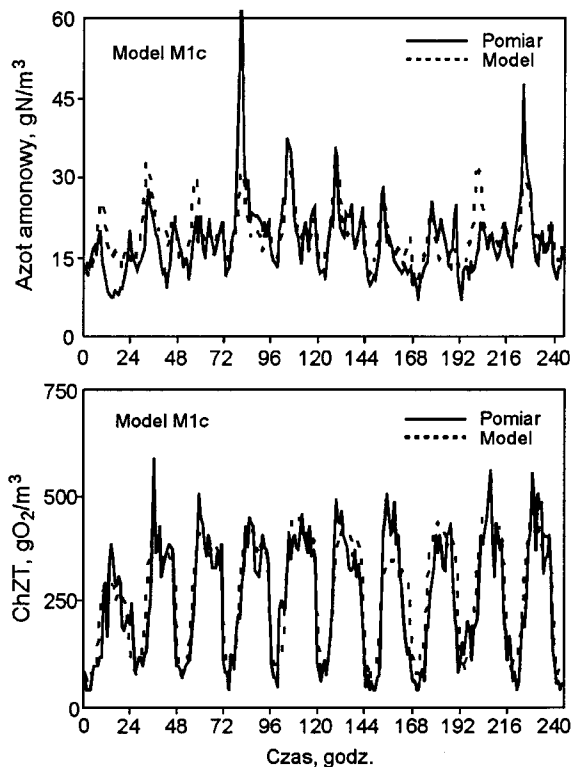
Wartości współczynnika korelacji Pearsona w wypadku powyższych zależności wyniosły odpowiednio 0,90, 0,83 i 0,84.

Występowanie zależności pomiędzy natężeniem dopływu ścieków surowych i wskaźnikami ich jakości daje możliwość tworzenia ciągów średnich dobowych wartości tych wskaźników. W oparciu o nie, korzystając z odpowiedniego szkieletu dobowego, możliwe jest otrzymanie godzinowych szeregów czasowych tych wskaźników.

Na rysunku 12 porównano otrzymane i rzeczywiste zawartości azotu amonowego i ChZT w oczyszczalni ścieków w Głogowie. Wartości natężenia dopływu ścieków uzyskano korzystając z modelu M1 (analogicznie jak na rys. 4). Godzinowe zawartości azotu amonowego i ChZT obliczono ze wzoru (16) (model M1c), wykorzystując wartości współczynników z tabeli 5. Szeregi z dodanym szumem według wzoru (17) (model M2c) przedstawiono na rysunku 13.

W wypadku wskaźników BZT<sub>5</sub> i ChZT możliwe było skorzystanie z modelu M3c. Parametry modeli autoregresji pierwszego rzędu dopasowanych do szeregów reszt podano w tabeli 6, natomiast otrzymane wartości BZT<sub>5</sub> i ChZT przedstawiono na rysunku 14.

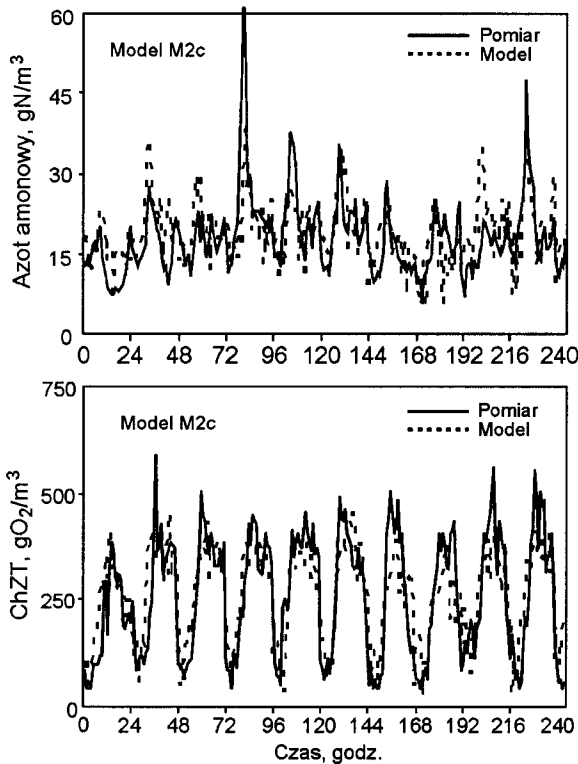
Szeregi szumów dotyczące pozostałych wskaźników jakości ścieków wymagały budowy skomplikowanych modeli, które jednak nie dały znaczącej poprawy jakości otrzymanej



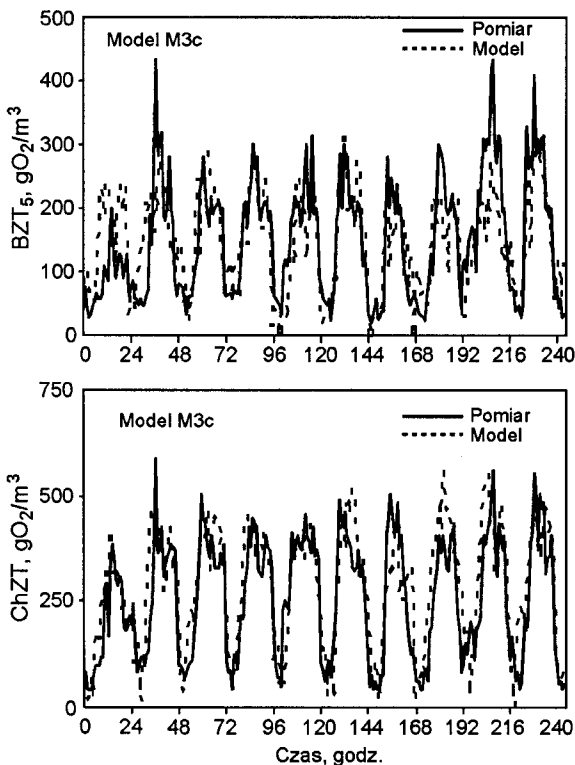
Rys. 12. Zawartość azotu amonowego i ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni w Głogowie obliczone przy pomocy modelu M1c (11–25 VI 1991 r.)

Tabela 6. Parametry modelu autokorelacji pierwszego rzędu dotyczące szumów

Wskaźnik	$\varphi_1$	$\Delta\varphi_1$	SQ	$\bar{\varepsilon}_t$	$\sigma^2\varepsilon_t$
BZT <sub>5</sub>	0,513	0,066	10,066<30,144	-0,039	1426
ChZT	0,391	0,071	22,552<30,144	-0,132	2549



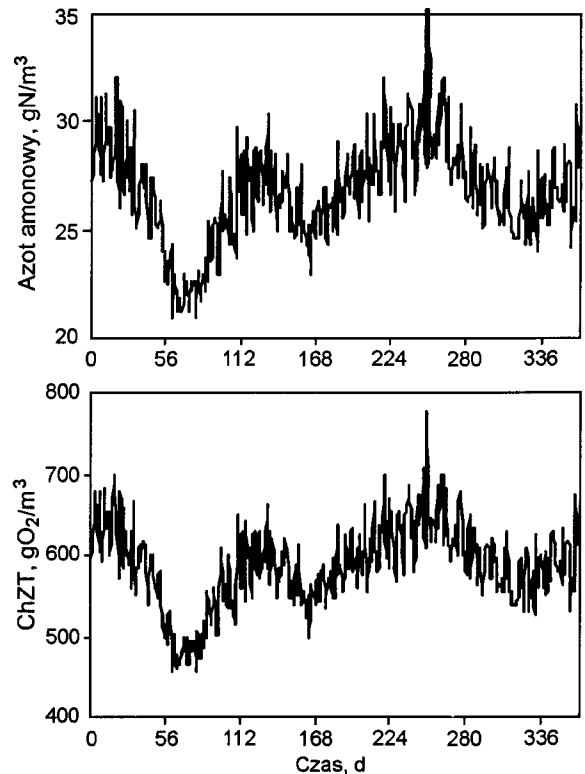
Rys. 13. Zawartość azotu amonowego i ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni w Głogowie obliczone przy pomocy modelu M2c (11–25 VI 1991 r.)



Rys. 14. Zawartość azotu amonowego i ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni w Głogowie obliczone przy pomocy modelu M3c (11–25 VI 1991 r.)

prognozy. W świetle analizowanych kryteriów porównawczych, modele te odrzucono na korzyść modeli M1c i M2c.

Niezależnie od potrzeby modelowania zmienności godzinowej wskaźników jakości ścieków, użyteczne było także modelowanie ich wartości średnich dobowych. Wykorzystując otrzymany wcześniej przy pomocy modelu M2a szereg średniego dobowego natężenia dopływu ścieków do oczyszczalni w Opolu oraz korzystając z zależności (15) i wartości współczynnika  $k$  podanych w tabeli 5, otrzymano szeregi czasowe średnich dobowych zawartości azotu amonowego i ChZT. Wyniki tej symulacji przedstawiono na rysunku 15.



Rys. 15. Symulacja średniej dobowej zawartości azotu amonowego i ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni w Opolu

## Podsumowanie

Przedstawiona metodologia pozwala na tworzenie szeregów czasowych wartości natężenia dopływu ścieków oraz wartości wskaźników ich jakości. Możliwe jest to zarówno w wypadku dostępności danych historycznych z analizowanej oczyszczalni, jak i przy ich braku. W takiej sytuacji wskazane jest skorzystanie z danych literaturowych lub danych z oczyszczalni o podobnej przepustowości. Zaproponowano również alternatywną metodologię bazującą na stwierdzonych zależnościach korelacyjnych pomiędzy średnim dobowym natężeniem dopływu ścieków i średnimi dobowymi wartościami wskaźników jakości ścieków surowych. Jeżeli w ciągach pomiarowych występują luki (np. brakuje pomiarów w niektórych godzinach), wówczas możliwe jest wyznaczenie tych wartości przy pomocy modeli prognostycznych [12].

Zaproponowane modele M1, M2 i M3 zasadniczo różnią się tylko sposobem uwzględniania czynnika losowego (szumu). W miarę rozbudowywania modeli służących do otrzymywania szeregów czasowych rośnie dokładność ich dopasowania do wartości rzeczywistych. Rośnie jednak także stopień skomplikowania modeli, potrzebne jest estymowanie dodatkowych współczynników, co niekiedy może być dość kłopotliwe oraz może wносить dodatkowe zakłócenia (estymatory są obciążone pewnym błędem), tym bardziej im mniej jest dostępnych danych do ich oszacowania.

Tworzenie szeregów czasowych opisujących dopływ ścieków surowych do oczyszczalni jest szczególnie istotne w wypadku programów symulujących pracę oczyszczalni ścieków. Omówione modele mogą pełnić funkcję wiarygodnego generatora wejść dla takich programów.

#### LITERATURA

1. R.W. SZETELA: Model dynamiczny oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Seria Monografie, Wrocław 1990.
2. K. IMHOFF: Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Arkady, Warszawa 1982.
3. W. TANTHAPANICHAKOON, D.M. HIMMELBLAU: Simulation of a time dependent activated sludge wastewater treatment plant. *Water Research*, 1981, 15, p. 1185.
4. J.B. BUSBY, J.F. ANDREWS: Dynamic modeling and control strategies for the activated sludge process. *Journal WPCF*, 1975, 47, p. 1055.
5. J.C. YOUNG, J.L. CLEASBY, E.R. BAUMANN: Flow and load variations in treatment plant design. *Journal EED, ASCE*, 1978, 104, p. 289.
6. W. KRYSICKI i in.: Rachunek prawdopodobieństwa i statystyka matematyczna. Cz. II. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1995.
7. G.E.P. BOX, G.M. JENKINS: Analiza szeregów czasowych. Prognozowanie i sterowanie. PWN, Warszawa 1983.
8. W. STARZYŃSKA: Statystyka praktyczna. PWN, Warszawa 2000.
9. L. LJUNG: System Identification. The Math Works Inc, 1987.
10. Z. SIWON: Stochastyczne modelowanie procesu zużycia wody i prognozowanie zapotrzebowania na wodę w miastach. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1986.
11. K. BARTOSZEWSKI, E.S. KEMPA, R. SZPADT: Systemy oczyszczania ścieków. Podstawy technologiczne i projektowe. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1981.
12. J. SOBOTA, R. SZETELA: Jednowymiarowe modele natężenia i jakości ścieków dopływających do oczyszczalni komunalnych. *Ochrona Środowiska*, 2005, nr 1, ss. 15–22.

**Sobota, J., Szetela, R. Simulating the Performance of Municipal Wastewater Treatment Plants: Generation of the Time Series of Inflow Rate and Quality Parameters of the Wastewater. *Ochrona Środowiska* 2006, Vol. 28, No. 2, pp. 39–46.**

**Abstract:** The potentiality for generating the time series of the inputs for municipal wastewater treatment plants such that describe, in hourly steps, the flow rates and concentrations of pollutants in the influent wastewater stream is of importance to the design and control of wastewater treatment processes. In this paper, a method is proposed for the generation of such inputs. The method consists in separating from the raw time series appropriate deterministic (averaged daily and annual 'skeletons' of inflow rate and pollutant concentrations) and stochastic components; their models are constructed separately, and the combination of those models produces the model of the input

generator. The generator well imitates the characteristic seasonal, daily and hourly variability of the inputs for the wastewater treatment plant and can therefore be applied to simulation analyses aimed at optimizing technological processes and relevant control strategies. Presently, only few wastewater treatment plants in Poland are in possession of comprehensive data sets including the characteristic of raw wastewater quality recorded for several years, which are needed when designing an input generator. With these thoughts in mind, an alternative methodology is proposed, where use is made of the correlations between the average daily rate of wastewater inflow and the average daily concentrations of the pollutants in raw wastewater.

**Keywords:** Wastewater treatment plant, flow rate, wastewater characteristics, time series, diurnal variations, daily variations, seasonal variations, simulation.