

Mirosława Sroka, Marek Kulesza

Kierunki rozwoju technologii uzdatniania wody z Zalewu Zegrzyńskiego w Zakładzie Wodociągu Północnego

W Polsce około 50% wody pobiera się z ujęć powierzchniowych, tj. rzek, jezior i zbiorników zaporowych, z czego około 15% jako wody infiltracyjne, wstępnie oczyszczone. Wody powierzchniowe, oprócz naturalnych zanieczyszczeń, zawierają zanieczyszczenia przemysłowe i komunalne, a ich jakość podlega sezonowym zmianom. W uzdatnianiu wód powierzchniowych ważnym problemem jest usuwanie smaku i zapachu. Skargi konsumentów na niewłaściwą jakość wody do picia dotyczą w większości wypadków jej cech organoleptycznych. Zasadniczą przyczyną niepożądanego zapachu i smaku wody wodociągowej jest z reguły wysoka zawartość związków organicznych w wodzie surowej. Dalsze istotne problemy, to między innymi zmniejszenie wtórnego zanieczyszczenia wody o picia produktami chlorowania, a zatem rozwój technologii, w których chlorowanie może być wyeliminowane, bądź zasadniczo ograniczone [1,2]. Jakość wody zależy głównie od surowca, z którego została wyprodukowana, ale również od sposobu jej uzdatniania, dezynfekcji, magazynowania i dystrybucji [3].

W artykule przedstawiono kierunki optymalizacji i rozwoju technologii uzdatniania wody w Zakładzie Wodociągu Północnego, jednego z trzech podstawowych źródeł zasilania w wodę aglomeracji warszawskiej. Stacja uzdatniania wody w Wieliszewie pracuje od 1986 roku, produkując wodę do picia w ilości 120+150 tys. m³/d. Woda surowa ujmowana jest z Zalewu Zegrzyńskiego – zbiornika zaporowego gromadzącego wody Bugu i Narwi.

Jakość ujmowanej wody

Woda z Zalewu Zegrzyńskiego charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem jakości w poszczególnych okresach roku hydrologicznego. Okresowo występuje wysoka barwa, podwyższona zawartość azotu amonowego, fosforu i związków organicznych. Woda charakteryzuje się przy tym niską mętnością, niewielkim zasoleniem i średnią twardością. Pod względem bakteriologicznym mieści się w II i III klasie czystości. Każdego roku, w okresie od kwietnia do maja, występują cykliczne szczytowe zakwity fitoplanktonu dochodzące nawet do 180 tys. org./cm³, z dominacją okrzemek. W okresie letnim (lipiec–wrzesień) zakwity osiągają liczebność 20+30 tys. org./cm³, z przewagą drobnych zielenic. Woda ujmowana w latach 1996–1998 mieściła się w I i II klasie czystości, a okresowo – zwłaszcza podczas zakwitów planktonu – w III klasie czystości (tab.1).

Technologia uzdatniania wody

Procesy technologiczne stosowane w latach 1996–1998 w Zakładzie Wodociągu Północnego obejmowały wstępne utlenianie ozonem, koagulację siarczanem glinu (SAI) lub siarczanem żelaza (PIX) w pulsatorach, z prędkością unoszenia 0,5+0,6 mm/s, a następnie filtrację przez filtry pospieszne piaskowe z prędkością 3+4 m/h. Dla zapewnienia stabilności woda przed filrami piaskowymi była alkalizowana za pomocą wody wapiennej do pH=7,3+7,6.

Punkty dawkowania koagulantów, w warunkach braku mieszania mechanicznego, usytuowano na progach przelewowych komór dawkowania i mieszania reagentów, w celu uzyskania możliwie dobrego wymieszania z wodą. Wodę dwukrotnie dezynfekowano chlorem gazowym, tj. przed zbiornikami wody czystej w Wieliszewie i na stacji strefowej w Białołęce, oddalonej o około 18 kilometrów. Zazwyczaj przez 8+9 miesięcy dawkowana jest krzemionka aktywna, a ponadto jest możliwością okresowego dawkowania kwasu siarkowego i nadmanganianu potasu. W II etapie robudowy technologii procesy uzdatniania wody zostaną uzupełnione o ozonowanie pośrednie i sorpcję na węglu aktywnym. Nastąpi również zmiana środka do dezynfekcji z chloru gazowego na dwutlenek chloru.

Efektywność uzdatniania wody

Efektywność poszczególnych procesów technologicznych i całej technologii oceniono na podstawie analizy stopnia obniżenia wartości poszczególnych wskaźników jakości wody. Jako charakterystyczne wybrano barwę, mętność, utlenialność, absorbancję w UV (254 nm), OWO, azot amonowy oraz fitoplankton (tab.1).

W całym analizowanym okresie uzdatniania uzyskano obniżenie mętności wody o 94%, barwy o 91%, azotu amonowego o 83%, absorbancji w UV o 74%, utlenialności o 63%, OWO o 55% oraz całkowitą eliminację fitoplanktonu.

Zawartość substancji organicznych została obniżona najefektywniej w procesie koagulacji prowadzonym w pulsatorze. Ozonowanie wody oraz filtracja przez złożo piaskowe dały w tym zakresie efekt nieco mniejszy. Efektywność procesów uzdatniania w kolejnych latach była zróżnicowana, przy czym najlepszą zanotowano w 1996 r., w którym koagulację w około 2/3 całkowitej ilości wyprodukowanej wody prowadzono przy użyciu koagulantu PIX. Zmniejszenie udziału PIX w koagulacji wody w następnych latach wynikało z niestabilnej pracy tego koagulantu, w porównaniu z siarczanem glinu, zwłaszcza w okresach niskich temperatur wody, czy też dużych zmian wydajności zakładu. Mniejszy stopień obniżenia

Tabela 1. Wartości wybranych wskaźników na poszczególnych etapach uzdatniania wody z Zalewu Zegrzyńskiego w latach 1996–1998

Woda po kolejnych etapach uzdatniania		Wartości średnie roczne						
		Barwa gPt/m ³	Mętność NTU	Azot amoniowy gN/m ³	Utlenialność gO ₂ /m ³	Absorbancja (254 nm) m ⁻¹	OWO gC/m ³	Fitoplankton org./cm ³
Woda z Zalewu Zegrzyńskiego	1996	45	5,82	0,49	10,1	29,61	11,42	9931
	1997	47	6,03	0,31	10,4	29,56	10,35	20919
	1998	58	6,05	0,29	12,3	35,94	12,29	14016
Woda po wstępnym utlenianiu ozonem	1996	31	4,51	0,49	9,1	23,40	9,57	5690
	1997	32	5,06	0,33	9,5	23,58	9,66	15357
	1998	32	4,79	0,34	10,9	27,43	10,38	9308
Woda po koagulacji objętościowej	1996 ¹⁾	16	2,01	0,31	5,1	14,70	6,07	898
	1997 ²⁾	16	1,98	0,23	5,5	14,81	6,06	955
	1998 ³⁾	11	1,45	0,20	5,9	13,26	5,93	894
Woda po filtracji pospiesznej	1996	6	0,43	0,25	4,2	8,76	5,07	63
	1997	5	0,40	0,15	4,4	8,90	5,15	41
	1998	5	0,20	0,12	4,6	9,35	4,98	20
Woda po I stopniu dezynfekcji chlorem	1996	5	0,50	0,14	4,1	8,32	5,12	63
	1997	5	0,47	0,05	4,2	8,36	5,15	41
	1998	4	0,28	0,05	4,5	9,40	5,14	20
Woda po II stopniu dezynfekcji chlorem	1996	5	0,44	0,14	3,9	8,04	4,97	61
	1997	4	0,40	0,04	4,0	8,02	5,10	39
	1998	4	0,21	0,03	4,4	8,87	5,11	18

¹⁾ Do koagulacji stosowano dwa różne koagulanty; do 2/3 całkowitej ilości wody dawковано PIX, do pozostałej 1/3 SAJ; okresowo stosowano krzemionkę aktywną

²⁾ Woda przez 11 miesięcy w 2/3 koagulowana przy pomocy PIX, a w 1/3 przy pomocy SAJ; przez 1 miesiąc całą ilość wody koagulowano tylko SAJ; okresowo stosowano krzemionkę aktywną

³⁾ Woda przez 2 miesiące w ilości 1/3 koagulowana przy pomocy PIX, zaś w 2/3 SAJ; przez pozostałe 10 miesięcy koagulację prowadzono tylko przy pomocy SAJ; przez większą część roku podawano krzemionkę aktywną

Tabela 2. Zestawienie zawartości THM w wodzie w latach 1996–1998

Składnik THM mg/m ³	1996			1997			1998		
	min.	maks.	śr.	min.	maks.	śr.	min.	maks.	śr.
Chloroform	0,2	97,4	20,1	4,2	55,6	19,4	10	40,1	22,9
Bromodichlorometan	0,3	13,2	6,2	2,9	13,3	8,0	3,5	12,6	7,5
Dibromochlorometan	0	4,0	1,0	0,8	2,9	1,6	0,5	3,4	1,6
Bromoform	0	0,6	0,1	0	1,5	0,5	0	0,6	0,2
Suma THM	0,6	109,0	27,3	7,9	71,0	29,5	14,5	54,4	32,2

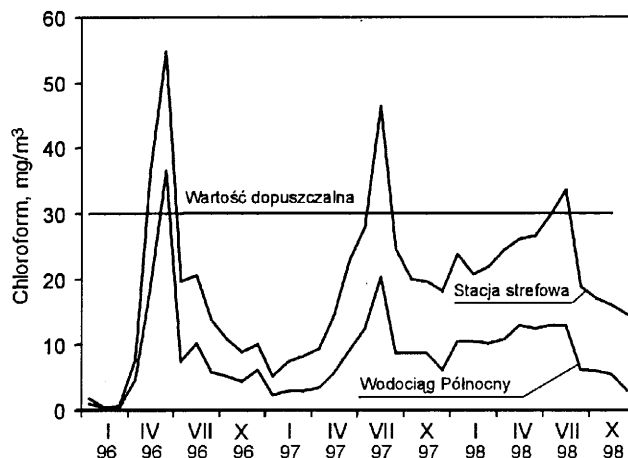
stężenia OWO, w porównaniu z innymi wskaźnikami, świadczył o przewadze przemian związków organicznych nad ich eliminacją ze środowiska wodnego [1]. Po dezynfekcji występowało jeszcze niewielkie zmniejszenie zawartości związków organicznych w wodzie.

Jakość wody uzdatnionej

Stosowana obecnie technologia uzdatniania wody wymaga dalszego doskonalenia i optymalizacji. Ograniczone możliwości technologiczne są szczególnie wyraźne w okresach spływu powierzchniowych wód wiosennych z dużym ładunkiem zanieczyszczeń oraz fitoplanktonu. W okresach tych w wodzie uzdatnionej wzrastała ilość związków organicznych, zwiększając zapotrzebowanie wody na chlor do dezynfekcji, ilość tworzących się THM oraz pogarszając właściwości organoleptyczne wody. W wodzie uzdatnionej prawie nie występował bromoform, natomiast dibromochlorometan i bromodichlorometan występowały w niewielkich ilościach (tab.2).

Najwięcej było chloroformu (ok. 70+80% sumy THM), choć jego ilość znacznie zmalała od 1994 r. [4], tj. od chwili zastąpienia chloru ozonem w procesie wstępnego utleniania. Zwiększona ilość chloroformu pojawiła się wraz ze wzrostem temperatury w okresie wiosenno-letnim, natomiast najmniej chloroformu występowało w okresie zimowym. Wraz

ze spadkiem temperatury malała też zawartość pozostałych trihalometanów, co wynikało z małego stężenia chloru w wodzie, gdyż był on w tym czasie wiązany amoniakiem (podwyższonym w okresach zimowych) i występował głównie w postaci chloramin. Najwyższe ilości THM pojawiły się na początku czerwca 1996 r. w czasie prowadzenia kilkudniowego wstępnego chlorowania ujmowanej wody, w celu poprawy skuteczności usuwania planktonu roślinnego (rys.1).



Rys. 1. Zawartość chloroformu w wodzie po dezynfekcji na wyjściu z Wodociągu Północnego i na stacji strefowej (średnia miesięczna z lat 1996–1998)

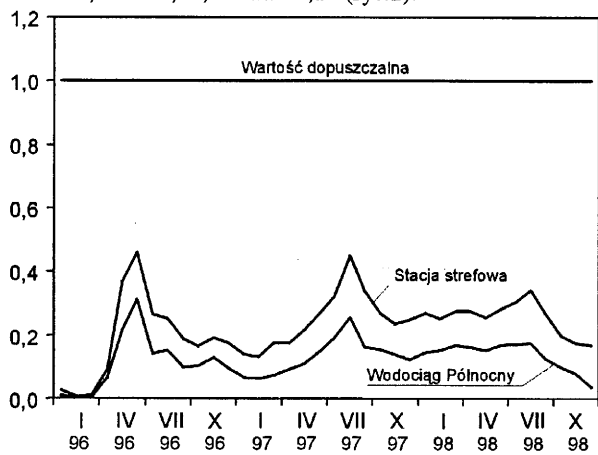
O wysokości potencjału tworzenia THM, poza ilościami organicznych prekursorów, decyduje głównie temperatura, a następnie czas kontaktu wody z chlorem. W ciągu pierwszych dwóch godzin po chlorowaniu pojawia się ponad 50% ogólnej ilości THM, powstających w wodzie wychodzącej do sieci miejskiej po wtórnej dezynfekcji i czasie działania chloru około 24 godziny [5]. Obecność chloroformu, obecnie jedyne normowanego w polskich przepisach przedstawiciela trihalometanów, incydentalnie przekraczała wartość 30 mg/m³ (rys.2). Uwzględniając sumowanie się toksyczności poszczególnych związków z grupy THM według zaleceń WHO [6]:

$$\frac{C_{CHCl_3}}{200} + \frac{C_{CHBrCl_2}}{60} + \frac{C_{CHBr_2Cl}}{100} + \frac{C_{CHBr_3}}{100} \leq 1 \quad (1)$$

gdzie:

C – stężenia poszczególnych związków, mg/m³

dla wody z Wodociągu Północnego wartość ta wynosiła zaledwie od 0,02 do 0,46, średnio 0,27 (rys.2).



Rys. 2. Przebieg zmian THM w wodzie po dezynfekcji na wyjściu z Wodociągu Północnego i na stacji strefowej (średnia miesięczna z lat 1996–1998)

Kierunki zmian technologii uzdatniania wody

Bardzo istotnym zadaniem stacji uzdatniania wody staje się obecnie optymalizacja prowadzonych procesów, w celu stałej poprawy jakości wody przesyłanej konsumentom. Bardzo ważna jest potrzeba zmniejszenia ilości związków organicznych w wodzie, która będzie kierowana w niedalekiej przyszłości na filtry węglowe. Obecne prace, zmierzające do intensyfikacji procesów uzdatniania i uzyskania lepszej jakości wody w Zakładzie Wodociągu Północnego, to m.in. zastosowanie szybkiego mieszania, wdrażanie nowych koagulantów i flokulantów oraz modernizacja instalacji dawkującej węgiel pylisty.

Wybór właściwego koagulantu i flokulantu ma podstawowe znaczenie dla końcowych efektów uzdatniania, zwłaszcza w okresie niskich temperatur. Ma również znaczny wpływ na koszty, bowiem skutki niskiej efektywności procesu koagulacji są potem często nie do odrobienia, względnie wymagają znacznych nakładów finansowych.

Optymalizacja parametrów procesu koagulacji, a w szczególności dawek koagulantów i flokulantów, jak też dawek reagentów do korekty pH, wykonywana jest na bieżąco przy pomocy testów laboratoryjnych. Badania efektywności technologicznej nowych koagulantów prowadzone są w skali laboratoryjnej metodą testów naczyniowych oraz w skali pilotowej w warunkach dynamicznych.

W dalszym ciągu występują okresowo problemy smaku i zapachu wody, szczególnie podczas zakwitów planktonu,

zwiększone ilości azotu amonowego zimą, nadmierna liczebność planktonu i stosunkowo wysoki potencjał tworzenia THM. Problemy te w dużej mierze mogą być rozwiązane poprzez zastosowanie flotacji ciśnieniowej, ozonowania pośredniego i sorpcji na węglu aktywnym, a także dwutlenku chloru do dezynfekcji zamiast chloru.

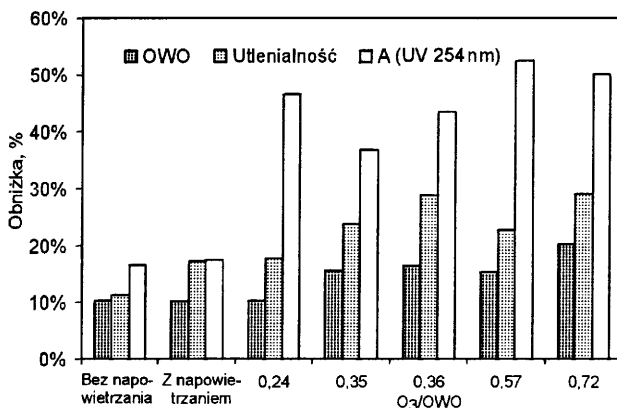
Są to technologie dość kosztowne w realizacji i eksploatacji oraz w sposób wyraźny wpływają na cenę wody. Ich efektywne wykorzystanie zależy w znacznym stopniu od poprzedzającego je dobrego przygotowania wody do tych procesów. Brak tego przygotowania prowadzi do znacznych strat ekonomicznych i może powodować wątpliwości co do sensu ich stosowania [1,7]. Dlatego też o kształcie przyszłego schematu technologicznego uzdatniania wody decydować powinny badania modelowe. Stacja pilotowa Zakładu Wodociągu Północnego oddana do użytku w 1989 r. składa się z trzech niezależnych ciągów technologicznych. Spełnia ona rolę zarówno badawczą, jak też pilotującą proces uzdatniania wody w skali technicznej. Doskonaląc technologie uzdatniania wody należy uwzględnić zasadę, że uzdatnianie wody powinno polegać przede wszystkim na usuwaniu zanieczyszczeń, a nie na ich destrukcji i przemianach przy użyciu chemicznych środków utleniających [1].

Flotacja ciśnieniowa

Badania przeprowadzone na stacji pilotowej wykazały, że flotacja prowadzona przy optymalnym pH jest wysokosprawnym procesem usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody, umożliwiającym obniżenie utleniałości o 60÷75%, absorbancji w UV o 60÷71% oraz zawartości fitoplanktonu o 92÷98% [8]. Flotacja ciśnieniowa poprzedzona koagulacją pozwala na osiągnięcie wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń z wody w czasie znacznie krótszym niż sedymentacja.

Ozonowanie wtórne i sorpcja na węglu aktywnym

W latach 1994–1998 w Zakładzie Wodociągu Północnego badano i testowano włączenie do istniejącego układu technologicznego procesów ozonowania wtórnego i filtracji przez granulowany węgiel aktywny, wykorzystując do tego celu jeden z ciągów stacji pilotowej zasilany wodą po filtrach pospiesznych. Zarówno ozonowanie jak i wzrost dawki ozonu powodowały zwiększenie stopnia usuwania substancji organicznych. Brak ozonowania drastycznie wpływał na pogorszenie sprawności uzdatniania wody. Ozonowanie wody przed filtrami węglowymi jest więc konieczne (rys.3).



Rys. 3. Wpływ ozonowania oraz dawki ozonu na obniżenie zawartości substancji organicznych (OWO=3,9-4,9 gC/m³, D_{O3}=0÷3,3 gO₃/m³, czas kontaktu na filtrach węglowych 20 min)

Badania procesu ozonowania wykazały konieczność ograniczenia dawki ozonu do $3,5 \text{ gO}_3/\text{m}^3$, ze względu na powstawanie nadmiernej ilości bromianów [9].

Zwiększenie czasu kontaktu na filtrach węglowych powodowało wzrost stopnia usuwania substancji organicznych. Czas kontaktu wody z węglem aktywnym powinien wynosić około 15 min i być wydłużony w razie możliwości. W celu wydłużenia okresów pomiędzy regeneracjami złóż węglowych należy stworzyć optymalne warunki dla występujących procesów biologicznych, np. poprzez zastosowanie dodatku H_2O_2 [10] w procesie ozonowania wtórnego, bądź kwasu fosforowego [11] w okresach niskich temperatur wody.

Dezynfekcja wody dwutlenkiem chloru

Na podstawie materiału uzyskanego w okresie od listopada 1997 r. do maja 1998 r. podjęto próbe określenia dawek dwutlenku chloru, niezbędnych do skutecznej dezynfekcji wody. Analizę stężonego roztworu dwutlenku chloru wykonano metodą kolorymetryczną (445 nm) [12], natomiast stężenia związków chloru pozostałych w wodzie po dezynfekcji oznaczono zmodyfikowaną metodą kolorymetryczną z DPD [13]. Zapotrzebowaniu wody na chlor odpowiadały dawki chloru, dla których po 24-godzinnym czasie kontaktu pozostawał chlor wolny w ilości $0,5 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Zapotrzebowaniu wody na dwutlenek chloru odpowiadały dawki, dla których po 24-godzinnym czasie kontaktu pozostawał dwutlenek chloru w ilości $0,02 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$, co spełnia wymagania dotyczące zawartości chloru w końcówkach sieci (tj. $\geq 0,05 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$).

Tak określone dawki dwutlenku chloru były zależne od jakości wody po filtrach piaskowych i zmieniały się w granicach od $0,8$ do $1,1 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$. W wodzie dezynfekowanej dwutlenkiem chloru powstawały chloryny średnio w ilościach około 60–70% dawki dwutlenku chloru. Dawki dwutlenku chloru podawane do wody po filtrach węglowych były średnio o około 30% niższe od dawek dla wody po filtrach piaskowych, przy czym następował proporcjonalny spadek stężenia chlorynów. Zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru korelowało z zapotrzebowaniem na chlor i dla 24-godzinnego czasu kontaktu (przy $0,02 \text{ g/m}^3 \text{ ClO}_2$ pozostałego) $\text{ZClO}_2:\text{ZCl}_2 \approx 1:3$ [5].

Z przeprowadzonych prób wynika, że głównym problemem stosowania dwutlenku chloru do dezynfekcji wody są zbyt wysokie dawki tego dezynfekanta, skutkujące wysokim poziomem produktów jego reakcji z substancjami zawartymi

w wodzie. Ponieważ pogodzenie wysokich dawek dwutlenku chloru, wynikających z jakości wody, z ograniczeniami zawartości chlorynów nie jest możliwe, dlatego należy dążyć do zmniejszenia dawki dezynfektanta, zarówno dwutlenku chloru jak i chloru, poprzez poprawę jakości wody.

LITERATURA

1. A. L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Oczyszczanie wody, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa–Wrocław 1997.
2. J. SOBESTO: Wybrane aspekty uzdatniania wód powierzchniowych do celów konsumpcyjnych. Mat. konf. „Ochrona jakości i zasobów wód”, Zakopane 1998, ss. 235–240.
3. B. RANKE-RYBICKA, B. WICHROWSKA: Wpływ organizmów wodnych na jakość wody do picia. Informacja INSTAL, 1997, nr 11, ss. 12–17.
4. B. MISZTAK: Skuteczność wstępnego utleniania domieszek wody w Wodociągu Północnym w Warszawie. Ochrona Środowiska, 1995, nr 4(59), ss. 29–32.
5. B. MISZTAK, M. SROKA, M. SZARLAK: Dezynfekcja wody z Wodociągu Północnego związkami chloru – podsumowanie doświadczeń. Mat. konf. „Dezynfekcja wody”, Warszawa 1998, ss. 29–43.
6. Wytyczne WHO, tom I. Rekomendacje. Wydawnictwo PZITS, Warszawa 1998.
7. L. ZIĘBA: Uwarunkowania jakości wody do picia. Ochrona Środowiska, 1995, nr 3(58), ss. 3–14.
8. M. KULESZA, K. OZIMIŃSKI: Uzdatnianie wody w procesie flotacji ciśnieniowej na stacji pilotowej Wodociągu Północnego. Ochrona Środowiska, 1997, nr 4(67), ss. 37–40.
9. Sprawozdanie końcowe z badań technologicznych w Zakładzie Wodociągu Północnego w Wieliszewie wykonanych w okresie XI94–XI95. Elimp Sp. z o.o, Warszawa 1996 (praca nie publikowana).
10. A. L. KOWAL: Zastosowanie wody utlenionej w procesie oczyszczania wody i ścieków. GWiTS, 1996, nr 1, ss. 3–5.
11. T. YOSHIZAKI, M. OZAKI: On removal of ammonia nitrogen by addition of phosphoric acid in ozone-granulated carbon treatment. Water Supply, 1993, Vol. 11, pp. 321–330.
12. Water Analysis Handbook. HACH Company, Loveland, Colorado 1989.
13. T. PALIN: Determining chlorine dioxide and chlorite. Journal AWWA, 1984, No. 7, pp. 483–484.

Improving the Treatment Technology for the Zegrzyński Impoundment Lake Water Taken in the Waterworks of Warsaw

Waterworks are to supply the users with quality water in quantities adequate for their needs. To achieve this goal it is necessary to develop new treatment technologies or modify (more or less) those used so far, because the pollution level in the recipients continues to increase, and so do the quality standards for potable water. Making use of the data sets provided by the Northern Waterworks, the quality of the water supplied to the city network, and the efficiency of the treatment train were assessed. The results obtained showed that the treatment train

needed improvement (especially at the stage of disinfection) in order to reduce THM precursors in the course of the treatment process and to minimize the potential of THM formation in the water. Thus, it is postulated that (1) the treatment train should be extended by the inclusion of secondary ozonation and adsorption on GAC beds, and (2) chlorine dioxide should be substituted for gaseous chlorine which has been used so far for water disinfection.