

ANDRZEJ BIŁYK, BARBARA KOŁWZAN, TEODORA M. TRACZEWSKA

OCENA MUTAGENNOŚCI WÓD DEZYNFEKOWANYCH CHLOREM

EVALUATION OF MUTAGENIC ACTIVITY OF CHLORINATED WATER

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wroclawska
50-378 Wrocław, pl. Grunwaldzki 9
Dyrektor: dr inż. T. Marcinkowski

Jakość zdrowotna wody do picia pochodzącej z ujęć powierzchniowych zależy przede wszystkim od stanu czystości wody ujmowanej oraz od stosowanego procesu technologicznego i rodzaju środków dezynfekcyjnych. Zastosowane zabiegi technologiczne oraz dobór środka dezynfekcyjnego wpływały w sposób znaczący na obniżenie potencjału tworzenia trihalometanów. Potencjalna aktywność mutagenna i rakotwórcza próbek wody utrzymywała się lub też pojawiała się w wyniku działania środków dezynfekcyjnych zawierających związki chloru.

WSTĘP

Źródłem wody do picia w większości dużych aglomeracji miejskich w Polsce, w tym także dla miasta Wrocławia są wody powierzchniowe. Charakteryzują się one znacznym zanieczyszczeniem związkami organicznymi i nieorganicznymi oraz złym stanem sanitarnym [3, 12].

Problem jakości zdrowotnej wód przeznaczonych do picia należy rozpatrywać w dwóch aspektach, zanieczyszczeń pozostających po procesach uzdatniania oraz powstających w procesach dezynfekcji zwłaszcza chlorem. Wody rzeki Oławy pobierane do celów wodociągowych przez MPWiK we Wrocławiu, zawierają w znacznych ilościach wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz metale ciężkie – substancje o potencjalnych właściwościach mutagennych i rakotwórczych [2, 8]. Stąd też uzdatnianie wody wymaga skomplikowanych metod technologicznych. Z kolei wysokie skażenie bakteryjne wymaga dużych dawek dezynfektantów i długiego czasu kontaktu dla zapewnienia właściwej jakości bakteriologicznej wody do picia [4, 11]. Dezynfekcja wody związkami chloru powoduje tworzenie halogenowanych związków organicznych. Substratami tych reakcji są związki humusowe, produktami zaś lotne, dobrze zdefiniowane trihalometany (THM) oraz duża grupa nielotnych, słabo zdefiniowanych wielkocząsteczkowych chlorowanych związków humusowych [1, 5, 9]. Z uwagi na mutagenne i rakotwórcze działanie szeregu halogenowanych związków organicznych, ich obecność w wodzie jest niepożądana [6, 10, 13].

Zaistniała sytuacja stworzyła konieczność podjęcia przez zakład uzdatniania wody kroków, które poprawiłyby jakość wody przeznaczonej do picia.

Celem pracy była ocena jakości zdrowotnej wody uzdatnianej według nowej technologii opartej o wody infiltracyjne. Stężenia lotnych form chlorowcopochodnych w wodzie surowej oraz w wodzie do picia oznaczano metodami analitycznymi, co pozwala na jednostkowe szacowanie potencjalnego zagrożenia kancerogenami. Potencjalne właściwości mutagenne i rakotwórcze pozostałych zanieczyszczeń organicznych oceniono metodą bioindykacyjną *Amesa*.

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono na modelowej stacji badawczej zasilanej wodami z rzeki Oławy po procesie infiltracji. Wodę uzdatniano przez napowietrzanie, koagulację siarczanem żelazowym lub siarczanem glinowym, filtrację przez złoża piaskowe. Do dezynfekcji wody stosowano podchloryn sodowy, dwutlenek chloru, ozon oraz chloraminowanie.

Stężenie trihalometanów oznaczano według metodyki EPA 601 przy użyciu modułów Supelco Dynamic Thermal Stripper i Thermal Desorption Unit sprzężonych z Shimadzu GCMS QP-2000. Warunki pracy układu analitycznego: Absorbery: Carbotrap 302 i 201. Temperatura odpychania 35°C, desorpcji 300°C. Kolumna chromatograficzna VOCOL 105 m /0,53 mm/3,0μ. Program pracy kolumny: /35°C przez 5 min./wzrost 10°C/min. do 250°C/nastrzyk 1 μl, gaz nośny hel.

Próby do badań bioindukcyjnych pozbawiano wstępnie zawiesin, wodę poddaną dezynfekcji chlorem dechlorowano siarczynem sodu. Następnie frakcję organiczną wody zatrzymywano na żywicach XAD 2 i XAD 7, które przed użyciem oczyszczano. Przez kolumnę wypełnioną żywicami przesączono 40 litrów badanej wody.

Zanieczyszczenia organiczne zatrzymane na kolumnie wmywano acetonem, który odparowywano pod próżnią. Pozostałość zawierającą wodę poddawano liofilizacji. Otrzymany osad rozpuszczano w DMSO tak, aby uzyskać maksymalne zatężenie wynoszące 8000 razy co oznaczało, że 0,1 cm³ próby wprowadzanej do tekstu *Amesa* zawierało zanieczyszczenia organiczne pochodzące z 800cm³ wody. Do testu wprowadzano kolejne rozcieńczenia tak przygotowanej próby dające następujące zatężenia: 6000 x, 4000 x, 2000 x, 1000x.

Test prowadzono zgodnie z metodyką podaną przez autora [7] stosując dwa szczepy testowe (tabela I):

Szczepy uzyskane z Ames Laboratory Department of Biochemistry University of California, USA przechowywano w postaci hodowli bulionowej z dodatkiem DMSO w temperaturze – 80°C. Przed przystąpieniem do wykonania testu bulion zaszczipiano zamrożoną hodowlą i inkubowano 12 h w temperaturze 37°C. Próby równolegle poddawano aktywizacji metabolicznej przez wprowadzanie frakcji S-9.

Tabela I. Genetyczna charakterystyka szczepów użytych do badania mutagenyzy
Genetic characteristic of TA strains used for mutagenesis

Nazwa gatunkowa	Cechy charakterystyczne
<i>Salmonella typhimurium</i> TA98	his-hisD 3052, rfa, uvrB, +R
<i>Salmonella typhimurium</i> TA100	his-his, rfa, uvrB, +R

WYNIKI

Woda infiltracyjna miała odczyn obojętny, średnią twardość i średni stopień mineralizacji, podwyższoną zawartość żelaza i manganu. Wskaźniki zanieczyszczeń substancjami organicznymi wynosiły średnio OWO 4,3 g C/m³, utlenialność g O₂/m³. Stężenie kwasów humusowych wynosiło 1,5 g/m³, stężenie azotu amonowego 0,25 g/m³, bromków

0,1 g/m³, żelaza 1,6 g/m³, manganu 0,6 g/m³. Sporadycznie stwierdzano w wodzie obecność metali ciężkich, a także fenolu w stężeniach mogących okresowo pogarszać jakość wody. Suma stężeń WWA w wodzie nie przekraczała 0,024 mg/m³. Ogólna liczba bakterii ulegała w wodzie surowej znacznym wahaniom. Dotyczyło to zwłaszcza bakterii wyrastających na agarze w temp. 20°C (od 21 do 21600 komórek/cm³). Również w grupie bakterii wyrastających na agarze w temp. 37°C przypadki takie miały miejsce (od 0 do 4400 komórek/cm³). Najniższe stwierdzone wartości miana *coli* nie przekraczały 5, zaś *coli* typu fekalnego 25.

Zmiany stężenia prekursorów THM-ów śledzono przez oznaczanie stężenia w chlorowanej wodzie surowej i uzdatnionej.

Wodę infiltracyjną poddawano uzdatnianiu w procesie koagulacji Roflokiem-WP zawierającym 15 g Fe/m³ w osadniku z zawieszonym osadem oraz filtracji przez złożo wpracowane ($v_f = 6$ m/h). Dezynfekcję prowadzono podchlorynem sodu, dwutlenkiem chloru lub przez chloraminowanie. Dla właściwego przebiegu chloraminowania zwiększono stężenia azotu amonowego do stężenia 1,5 g N/m³, a dawkę chloru dobierano w oparciu o krzywą chlorową. Stężenia powstałych THM-ów zestawiono w tabeli II.

Tabela II. Stężenia THM-ów obserwowane po dezynfekcji wody infiltracyjnej surowej i uzdatnionej w procesie koagulacji w osadzie zawieszonym i filtracji przez złożo wpracowane.

Concentration of THMs in disinfected raw and treated water.

Związek	Stężenie związków (mg/m ³)							
	Woda surowa				Woda uzdatniona			
	3 g Cl ₂ /m ³		2 g Cl ₂ /m ³		1,7 g ClO ₂ /m ³		NH ₄ 1,5 g N/m ³ + 10 gCl ₂ /m ³	
czas kontaktu (h)	0,5	24	0,5	24	0,5	24	0,5	24
CHCl ₃	0,8	25,8	4,9	15,1	0,8	1,5	5,6	11,8
CCL ₄	0,9	1,2	0,8	0,9	0,9	0,9	1,0	1,0
CHBrCl ₂	nw	6,8	4,4	8,0	nw	nw	nw	nw
CHBr ₂ Cl	nw	0,9	1,4	1,8	nw	nw	nw	nw
CHBr ₃	nw	nw	1,2	1,3	nw	nw	nw	nw

W wyniku chlorowania wody surowej infiltrowanej dawką 3,0 g Cl₂/m³ po 30 min. kontaktu powstawały jedynie bardzo małe ilości chloroformu. Po 24 h kontaktu jego stężenie wzrosło do 25 mg/m³ oraz stwierdzono obecność dichlorobromometanu w stężeniu 6,8 mg/m³.

Woda uzdatniona zawierała mniejszą ilość prekursorów THM-ów. Jej chlorowanie powodowało wytworzenie o 40% mniejszej ilości chloroformu. Nieco większe było natomiast stężenie pochodnych bromowych.

Zastosowanie dwutlenku chloru w dawce 1,7 gClO₂/m³ wytwarzało jedynie 1,5 mg/m³ chloroformu i 0,9 mg/m³ tetrachlorku węgla po 24 h kontaktu.

Dodanie do wody azotu amonowego, a następnie jej chlorowanie dawką poniżej punktu przełamania $10 \text{ g Cl}_2/\text{m}^3$ powodowało po 24 h kontaktu 25% obniżenie ilości powstającego chloroformu i całkowite wyeliminowanie związków bromopochodnych. Ozonowanie wody surowej infiltrowanej zwiększało ilość prekursorów THM-ów. Stężenie chloroformu w wodzie surowej infiltrowanej ozonowanej, a następnie poddanej chlorowaniu, wzrastało po 5 h kontaktu o 20%, zaś po 24 h wzrastało o prawie 40% w stosunku do jego ilości powstającej po chlorowaniu wody surowej. Znacznie wyższe były także obserwowane stężenia dichlorobromometanu i chlorodibromometanu (tabela IIa).

Tabela IIa Wpływ preozonowania wody na tworzenie THM-ów.
THMs in disinfected preozonated water.

Związki stosowane	Stężenie THM (mg/m^3)					
	chlorowanie $5 \text{ g Cl}_2/\text{m}^3$			ozonowanie + chlorowanie $5 \text{ g Cl}_2/\text{m}^3$		
	czas kontaktu (h)					
	0,5	5	24	0,5	5	24
CHCl_3	4,6	9,6	10,9	5,0	11,4	16,1
CCl_4	2,3	2,3	1,9	2,1	2,1	1,0
CHBrCl_2	8,9	12,6	18,7	7,6	13,9	15,5
CHBr_2Cl	4,1	4,2	6,0	4,2	10,9	7,7
CHBr_3	nw	nw	0,4	0	0,6	0,6

Koagulacja siarczanem glinu i filtracja zmniejszały wymaganą dawkę chloru. Ilość powstającego chloroformu była niższa o około 20% w stosunku do wody surowej, niezależnie od czasu kontaktu (tabela III). Zaobserwowano natomiast wzrost stężenia pochodnych bromowych.

Tabela III. Zmiany stężenia THM-ów w wodzie surowej oraz uzdatnionej poddanych ozonowaniu, a następnie chlorowaniu.
Concentration of THMs in raw and treated water disinfected with ozone and chlorine.

Związki stosowane	Stężenie THM-ów (mg/m^3) po 24 h kontaktu			
	woda surowa	woda surowa ozonowana	woda uzdatniona	woda uzdatniona ozonowana
CHCl_3	23,0	36,1	17,8	16,5
CCl_4	nw	nw	nw	nw
CHBrCl_2	2,1	7,5	8,8	14,0
CHBr_2	0,6	7,4	6,7	6,3
CHBr_3	nw	nw	nw	nw

Ozonowanie, a następnie chlorowanie wody uzdatnionej nie wpływało znacząco na zmianę podatności wody na tworzenie chloroformu. Stężenie chloroformu w wodzie uzdatnionej chlorowanej i uzdatnionej ozonowanej, a następnie chlorowanej, po dłuższym czasie kontaktu było prawie identyczne i prawie dwukrotnie niższe aniżeli w wodzie surowej ozonowanej. Wyraźnemu zwiększeniu ulegało stężenie dichlorobromometanu. Niewielkie stężenia tetrachlorku węgla wykryto tylko w próbach po 30 minutowym czasie kontaktu.

Badania bioindykacyjne puli zanieczyszczeń wody surowej i uzdatnionej prowadzone były przy użyciu dwóch szczepów bakterii *Salmonella typhimurium* TA98 i TA100.

W tabelach IV, V przedstawiono wyniki testów dla dwóch wód surowych.

Tabela IV. Współczynnik mutagenności dla wody surowej i wód w różnym stopniu uzdatnionych (próba wody surowej nr 1).

Mutagenicity ratio of water and variously treated water (raw water no 1).

Rodzaj próby	Zatężenie	Współczynnik mutagenności MR			
		-S9		+S9	
		TA98	TA100	TA98	TA100
Woda surowa	8000	1,0	0,5	0,75	0,7
	6000	1,0	0,5	0,86	0,7
	4000	1,0	0,6	1,0	0,7
	2000	1,0	0,5	1,3	0,7
	1000	1,2	0,5	1,3	0,7
Woda napowietrzana	8000	0,7	0,9	1,3	0,7
	4000	1,3	0,8	1,0	0,8
	2000	1,3	0,8	1,0	1,0
	1000	1,3	0,8	1,0	1,0
Woda chlorowana	8000	1,0	1,2	4,8	1,3
	6000	1,0	1,3	1,4	1,0
	4000	1,0	0,8	1,3	1,0
	2000	1,0	0,7	1,1	1,1
	1000	1,0	0,8	1,1	1,0
Woda chlorowana dwutlenkiem chloru	8000	1,4	1,0	1,4	1,0
	6000	2,7	1,2	2,7	0,8
	4000	21,0	1,2	2,1	0,9
	2000	1,1	1,7	1,0	0,8
	1000	0,9	1,0	1,0	1,0

MR>2 próba mutagenna

Tabela V. Wartość współczynnika mutagenności dla wody surowej i wód w różnym stopniu uzdatniania (próba wody surowej nr 2).
Mutagenicity ratio of raw and variously treated water (raw water no 2).

Rodzaj próby	Zatężenie	Współczynnik mutagenności MR			
		-S9		+S9	
		TA98	TA100	TA98	TA100
Woda surowa	8000	1,1	1,1	1,3	21,4
	6000	1,1	1,1	1,3	5,3
	4000	0,9	1,0	1,0	5,1
	2000	1,0	1,2	1,0	5,1
	1000	1,0	1,0	0,9	1,2
Woda chlorowana	8000	1,4	1,0	1,0	1,1
	6000	1,2	1,1	1,0	1,1
	4000	1,0	1,0	0,8	1,0
	2000	1,0	1,0	0,9	1,0
	1000	0,7	1,0	0,9	0,8
Woda chlorowana dwutlenkiem chloru	8000	0,9	1,0	0,9	0,9
	6000	0,9	1,1	0,9	0,9
	4000	1,2	1,0	0,9	0,9
	2000	1,5	1,1	0,9	1,1
	1000	4,4	1,0	0,9	1,4

MR>2 – próba mutagenna

Wody te wykazały zróżnicowanie pod względem jakości zdrowotnej. W próbach wody surowej niezawierającej składników mutagennych i rakotwórczych poddanej procesowi uzdatniania i dezynfekcji otrzymano 5 wyników dodatnich. Przekroczenia dopuszczalnej wartości współczynnika MR były w niektórych przypadkach bardzo wysokie i wynosiły przykładowo 4,8 dla wody chlorowanej dawką 0,5 g Cl/m³ (szczep *S. typhimurium* TA98), oraz 21,0 w wodzie chlorowanej dwutlenkiem chloru w stężeniu 2,5 g/m³ (szczep *S. Typhimurium* TA98). Woda surowa, która zawierała zanieczyszczenia mutagenne i rakotwórcze poddana procesowi uzdatniania i dezynfekcji nadal charakteryzowała się złą jakością zdrowotną. Przy zatężeniu z wody surowej omawianych związków na Amberlicie XAD2 i 7 wynoszącym 8000 razy otrzymano bardzo wysokie przekroczenie współczynnika mutagenności wynoszące 21,4. Pozostałe próbki zawierające coraz mniejsze ilości zaadsorbowanych na Amberlicie związków dały również wyniki dodatnie, za wyjątkiem próbki najmniejszej – stosowanej do badań (1000 µrotne zatężenie).

OMÓWIENIE WYNIKÓW

Woda rzeki Oławy pod względem bakteriologicznych wskaźników sanitarnych mieściła się z reguły w III klasie czystości lub poniżej. Infiltracja zmniejsza liczbę bakterii w wodzie ujmowanej, jednocześnie powinna stabilizować jej skład chemiczny i mikrobiologiczny. Jednakże nadal wysoka zawartość związków organicznych i drobnoustrojów wymagała stosowania pełnego cyklu uzdatniania i dezynfekcji.

Woda surowa infiltracyjna wykazywała wysoki potencjał tworzenia THM-ów. Uzdatnianie wody w procesach koagulacji i filtracji powodowało obniżenie potencjału tworzenia THMów o około 40%. Stosowanie dezynfekcji przez chloraminowanie powodowało wytworzenie o połowę mniejszej ilości THM-ów w porównaniu z chlorowaniem. Nie wytwarzało także pochodnych bromowych. Najmniejsze ilości THM powstawały w procesie dezynfekcji dwutlenkiem chloru. Stężenia chloroformu i tetrachloru węgla nie przekraczało kilku g/m^3 . Proces ten nie wytwarzał pochodnych bromowych. Niezbędne dawki dwutlenku chloru były jednakże dość wysokie, co może ograniczyć możliwość stosowania tego środka dezynfekcyjnego ze względu na tworzenie chlorynów.

Ozonowanie wody uzdatnionej, nie wpływało znacząco na zmiany potencjału tworzenia THMów. W wodzie stwierdzono obecność chloroformu oraz jego pochodnych bromowych. Obecność w uzdatnionej wodzie infiltrowanej THM-ów nadaje jej stałą, choć nie wysoki potencjał kancerogeny i mutageny. Analizy wykonane metodą *Amesa* wykazały obecność w wodzie infiltracyjnej zanieczyszczeń o właściwościach mutagennych i rakotwórczych, stosowany proces uzdatniania nie eliminował tego potencjału.

Ponieważ analizy chemiczne obejmowały jedynie lotne tri-halometany wykonano badania aktywności biologicznej puli chlorowych związków organicznych o dużych masach cząsteczkowych powstających w procesie dezynfekcji. Do badań zastosowano test *Amesa* szeroko stosowany do bioindykacji potencjalnych właściwości mutagennych i rakotwórczych nie tylko czystych związków chemicznych, ale także ich mieszanin. Test ten pozwala jednocześnie na symulację transformacji enzymatycznej promutagenów, analogicznie do procesów zachodzących w organizmie człowieka i zwierząt stałocielnych.

Pod względem zawartości zanieczyszczeń o potencjalnych właściwościach mutagennych nie uzyskano stabilizacji składu chemicznego wody infiltracyjnej, bowiem zdarzały się przypadki wykrywania w niej składników o badanej aktywności.

Niezależnie od jakości wody infiltracyjnej pobieranej do uzdatniania jak i stosowanej postaci chloru zabiegi dezynfekcyjne przyczyniały się do podwyższania jej właściwości mutagennych.

Wysoki współczynnik mutagenności jaki uzyskano w wodzie dezynfekowanej dwutlenkiem chloru świadczy o potencjalnej możliwości zwiększania puli związków aktywnych biologicznie w rezultacie czego nabywa ona cechę genotoksyczności w stężeniach niższych niż woda surowa.

W sumie wykonane badania zwracają uwagę na zmienny skład chemiczny wody, w której okresowo pojawiają się związki szkodliwe dla zdrowia. Drugim źródłem mutagenów są produkty chlorowania powstające podczas dezynfekcji.

WNIOSKI

1. Uzdatnianie wody w procesach koagulacji i filtracji powodowało usunięcie około 40% prekursorów THM-ów. Chloraminowanie wody powodowało wytworzenie ponad 50% mniejszej ilości THM-ów i nie tworzyło pochodnych bromowych. Najmniejsza ilość THM-ów powstawała w reakcji prekursorów z dwutlenkiem chloru. Stężenia chloroformu i tetrachloru węgla nie przekraczały kilku g/m^3 . Proces ten nie wytwarzał pochodnych bromowych THM-ów. Ozonowanie wody nie wpływało znacząco na stężenia THM-ów w procesie końcowego chlorowania wody uzdatnionej.

2. Pogarszanie się jakości zdrowotnej wody następowało podczas dezynfekcji chlorem i dwutlenkiem chloru wskutek formowania się chloroorganicznych pochodnych o właściwościach genotoksycznych. Przypadki te nie zawsze były regułą. Zatem jakość zdrowotna wody chlorowanej zależy od składu chemicznego wody surowej i obecności bądź nieobecności chemicznych prekursorów warunkujących aktywność mutageną lub rakotwórczą.

A. Biłyk, B. Kołwzan, T.M. Traczewska

EVALUATION OF MUTAGENIC ACTIVITY OF CHLORINATED WATER

Summary

City of Wrocław is supplied with water from Oława. The main contaminations of water are high concentration of organic compounds and bacteria count. Raw and drinking water show some mutagenic and carcinogenic properties in *Ames* tests. To improve the quality of drinking water new technology based on infiltrated water composed of, coagulation, filtration and disinfection was tested. The goal of investigation and was to examine mutagenic and carcinogenic properties of raw and treated water. Potential carcinogenic activity of volatile disinfection – by – products was estimated by direct analysis of THMs, while for nonvolatile halogenated organic substances *Ames* test was used. Carcinogenic risk based on THMs concentration could be estimate as 10^{-5} for chlorine and 10^{-6} for chlorine dioxide. Ozonation and post chlorination did not lowered the risk. Positives results of *Ames* test obtained for raw water no 2 with *Salmonella typhimurium* TA100, and for chlorinated treated water with *Salmonella typhimurium* TA98. The treatment of water with chlorine transforms same compounds into carcinogenic chlorinated derivatives and does not eliminate its harmful properties. Our results suggest that not all methods of treatment remove harmful to the health components from the water. Consequently in the case of the presence of such compounds in surface water it is necessary to employ appropriate methods and procedures the used *Ames* test allows rapid determination of the presence of carcinogenic compound in water. In Poland determination of the presence of potential carcinogens in water destined for the supply of urban areas is not obligatory and standard analyses of chemical composition do not give such information. It seems that the mentioned test could be considered for the control of the quality of raw and treated water as an indispensable measure contributing to reducing the health hazard for the population.

PIŚMIENNICTWO

1. Johnson J.D., Jensen J.N.: THM and TOX formation routes, rate and precursors JAWWA, 1986, 78, 157.
2. Kołwzan B.: Badania nad bioindykacją metali ciężkich o właściwościach mutagennych i rakotwórczych w wodach powierzchniowych, Ochrona Środowiska 1988, 34, 13.
3. Kołwzan B., Traczewska T., Godzińska H., Pawlaczyk-Szpilowa M.: Bacteriological state of water in the river Oława at the site of its uptake for the supply system. EPE, 1986 vol. 12, 17.
4. Kołwzan B., Traczewska T., Pawlaczyk-Szpilowa M.: Preliminary examination of resistance of

bacteria isolated from drinking water to antibacterial agents, EPE, 1991, 17, 53. -5. *Krasner W.S. i inni: The occurrence of disinfection by products in US drinking water JAWWA, 1989, 81,41.* -6. *Kronberg L., Holmbom B., Reunanen M., Tikkanen L.:* Identification and quantification of the Ames mutagenic compound-3-chloro-4-(dichloromethyl)-5hydroxy-2(5H)-furanone and of its geometric isomer (E)-2-chloro-3-(dichloromethyl)-4-oxobutenoic acid in chlorine – treated humic water and drinking water extracts. *Environ. Sci. Technol.* 1988, 22, 1097. -7. *Maron D.M., Ames B.N.:* Revised methods for the Salmonella mutagenicity test. *Mutat. Research* 1983, 113, 173. -8. *Pawlaczyk-Szpilowa M., Sztajer H., Traczewska T.:* Bioindication of Mutagenic and Carcinogenic Pollutants in Waters of Oława River, *Acta Microbiologica Polonica*, 1985, 34, 287. -9. *Singer D.C., Chong S.D.:* Correlations between trihalometane and total organic halides formed during water treatment JAWWA, 1989, 81,61. -10. *Scully F.E., White W.N., Boehling R.S.:* Water contamination and health. Marcel Dekker, 1994, 45.

11. *Traczewska T.M., Jadczyk P.:* Wrażliwość bakterii wyizolowanych z wkładu filtru Eko 22 na antybiotyki, chlor i promieniowanie UV. *Ochrona Środowiska*, 1994, 54–55, 37. -12. *Traczewska Y., Kołwzan B., Godzińska H., Pawlaczyk-Szpilowa M.:* Bacteriological evaluation of the treatment efficiency of surface water used for water supply system. Part II EPE, 1986, 12, 25. -13. *Vartiainen T., Lampelo S., Kauranen P.:* Mutagenicity of drinking waters in Finland. *Mutation and the Environment, Part E*, 1990, 1.

Otrzymano: 1995.09.15