

Izabela ZIMOCH¹ i Ewa ŁOBOS²

ANALIZA DYSKRYMINACYJNA W MODELOWANIU STĘŻENIA TRIHALOMETANÓW W SIECI WODOCIĄGOWEJ

DISCRIMINANT ANALYSIS IN THE MODELLING OF TRIHALOMETHANES CONCENTRATION IN WATERPIPE NETWORK

Abstrakt: W celu ograniczenia ryzyka powstawania wysokich stężeń trihalometanów (THM) w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi bardzo ważne jest bieżące dostosowywanie warunków operacyjnych eksploatacji układów technologicznych uzdatniania wody do zmieniającej się jakości wody w źródle zasilania. Właściwości rakotwórcze i mutagenne THM-ów w istotny sposób wpływają na częstość monitoringu ich stężeń w systemach zaopatrzenia w wodę, kształtującego znacząco koszty sprzedaży wody. W związku z tym zakres kontroli jakości wody w systemie dystrybucji jest ograniczany do niezbędnego minimum. W takich uwarunkowaniach rośnie znaczenie wykorzystania dobrych modeli matematycznych do symulacji stężeń THM-ów w zmiennych warunkach eksploatacji systemów wodociągowych. W artykule przedstawiono wyniki analizy wpływu różnych czynników na wielkość stężenia generowanych THM-ów, takich jak: odczyn wody pH, absorbancja UV w 272 nm, utlenialność, OWO, dawka chloru, stężenie chloru pozostałego. Wszystkie dane zgromadzono podczas badań prowadzonych w rzeczywistym systemie zaopatrzenia w wodę. Celem analiz było zastosowanie narzędzi statystycznych do określenia, które z wymienionych czynników (zmiennie niezależne) mają największy wpływ na zmienną zależną, czyli wielkość powstających THM-ów w sieci wodociągowej.

Słowa kluczowe: trihalometany (THM), system zaopatrzenia w wodę, modele matematyczne, analiza dyskryminacyjna

Wprowadzenie

Eksplatacja rozbudowanych systemów wodociągowych jest przeważnie źródłem problemów technicznych związanych z zachowaniem wysokiej jakości wody dostarczanej konsumentom, zgodnej z Dyrektywą Wodną Unii Europejskiej [1]. Problemy te występują zarówno w układach technologicznych uzdatniania wody, jak i w czasie jej transportu siecią wodociągową. Obecnie stacje uzdatniania wody zmagają się między innymi z trudnościami wynikającymi z dezynfekcji, która jest niezbędnym procesem do zapewnienia stabilności mikrobiologicznej wody wodociągowej. Wykorzystanie chloru w procesie dezynfekcji wody skutkuje zagrożeniem pojawienia się ubocznych produktów dezynfekcji [2-8], takich jak trihalometany (THM). Problem ten jest szczególnie istotny dla ujęć wód powierzchniowych charakteryzujących się dużym stężeniem prekursorów THM-ów, które wskutek zanieczyszczeń antropogenicznych ciągle wzrasta. Zatem w celu ograniczenia ryzyka powstawania wysokich stężeń THM-ów w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi bardzo ważne jest bieżące dostosowywanie warunków operacyjnych eksploatacji istniejących układów technologicznych uzdatniania wody do zmieniającej się jakości wody w źródle zasilania [9-14]. Z uwagi na fakt rakotwórczych i mutagennych właściwości THM-ów [3, 5, 15] monitoring ich stężeń w systemach zaopatrzenia w wodę

¹ Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska, ul. S. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel. 32 237 16 98, fax 32 237 10 47, email: Izabela.Zimoch@polsl.pl

² Instytut Matematyki, Politechnika Śląska, ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice, tel. 32 237 12 03, fax 32 237 28 64, email: Ewa.Lobos@polsl.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 16, Zakopane, 5-8.10.2016

jest konieczny i istotny również z powodu ich powstawania nie tylko w procesie uzdatniania wody, ale także podczas jej transportu w rozległych sieciach wodociągowych. Z drugiej strony szczegółowa kontrola THM-ów w systemach zaopatrzenia w wodę pociąga za sobą znaczne koszty, zatem ograniczana jest do niezbędnego minimum.

W takich uwarunkowaniach rośnie znaczenie wykorzystania dobrych modeli matematycznych do symulacji stężeń THM-ów w zmiennych warunkach eksploatacji systemów wodociągowych. Począwszy od momentu zidentyfikowania THM-ów w chlorowanej wodzie rozpoczęły się intensywne badania nad rozpoznaniem kinetyki reakcji powstawania ubocznych produktów dezynfekcji. Proces ten jest dość dobrze rozpoznany w warunkach laboratoryjnych [16, 17], natomiast próby aplikacji uzyskanych wyników do rzeczywistych systemów zaopatrzenia w wodę nie potwierdziły jego uniwersalnego charakteru. Liczne prace są prowadzone nadal i wykazują, że empiryczne modele generowania THM-ów ściśle zależą od indywidualnych cech i warunków eksploatacji zarówno układów uzdatniania wody, jak i podsystemów jej dystrybucji [9, 10, 13, 18-25].

Analiza literatury przedmiotu wskazuje na różnorodne zmienne wpływające na końcowe stężenie THM-ów w rzeczywistych systemach zaopatrzenia w wodę. Powoduje to uzyskanie przez różnych autorów innych modeli predykcji. Wynika to z faktu, że kinetyka procesu tworzenia THM-ów nie jest jeszcze do końca jednoznacznie rozpoznana. Należy jednocześnie podkreślić, że zdarzają się modele predykcji, w których wprowadza się dodatkowe zmienne (np. w postaci logarytmu z ilorazu pewnych zmiennych niezależnych), co prowadzi do uzyskania modeli o lepszych charakterystykach statystycznych. W takiej sytuacji istotnym etapem badań jest wydzielenie z dużej grupy zmiennych niezależnych tych czynników, które w największym stopniu determinują końcowe stężenie THM-ów w wodzie dostarczanej konsumentowi. Następnie na podstawie zidentyfikowanych zmiennych można budować modele matematyczne. Jeśli modele te mają wysoki współczynnik determinacji, to mogą one stanowić użyteczne, praktyczne narzędzie w zarządzaniu systemami wodociągowymi z uwzględnieniem analizy bezpieczeństwa [14].

W artykule przedstawiono wyniki analizy wpływu różnych czynników na wielkość stężenia generowanych THM-ów, takich jak: odczyn wody pH, absorbancja UV w 272 nm, utlenialność, OWO, dawka chloru, stężenie chloru pozostałego. Wszystkie dane zgromadzono podczas badań prowadzonych w rzeczywistym systemie dostarczającym wodę mieszkańcom Krakowa. Po określeniu, które z wymienionych czynników (zmienne niezależne) mają największy wpływ na zmienną zależną, czyli stężenie powstających THM-ów w sieci wodociągowej, zastosowano analizę dyskryminacyjną, która dotychczas nie była stosowana w tym obszarze badań (w cytowanych wyżej pracach stosowano różne warianty modeli regresji oraz analizy wariancji).

Podstawy analizy dyskryminacyjnej jako techniki badawczej

Analiza dyskryminacyjna jest zbiorem metod wielowymiarowej analizy statystycznej. Metody te mają na celu rozstrzygnięcie, które zmienne spośród wielu zmiennych charakteryzujących badane zjawisko wyróżniają (dyskryminują) naturalnie wyłaniające się w populacji grupy. Na podstawie tych zmiennych buduje się funkcje dyskryminacyjne

rozdzielające poszczególne grupy. Analiza dyskryminacyjna pozwala także na klasyfikację nowych przypadków na podstawie wyznaczonych wcześniej funkcji klasyfikacyjnych [26].

Wyznaczenie funkcji dyskryminacyjnych i klasyfikacyjnych opiera się na badaniu korelacji zmiennych niezależnych i pewnych ich funkcji (najczęściej są to funkcje liniowe), a zatem nie wymaga zaawansowanego aparatu matematycznego. Przy dużej liczbie zmiennych i danych metody te prowadzą oczywiście do skomplikowanych rachunków, jednak z problemem tym doskonale radzą sobie komputerowe pakiety statystyczne, jak np. STATISTICA.

W badaniach prezentowanych w tej pracy analizowane przypadki przypisano do jednej z trzech grup, w zależności od stężenia THM-ów w reprezentatywnych punktach monitoringu w sieci wodociągowej, najczęściej stanowiących miejsce poboru wody przez konsumentów i innych użytkowników systemu. Stężenie THM-ów w pierwszej wydzielonej grupie nie przekraczało $10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, w drugiej $30 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, pozostałe przypadki zaliczono do trzeciej grupy. Progi takie zostały przyjęte na podstawie wyników wcześniejszych badań: pierwszy próg gwarantuje wysokie bezpieczeństwo eksploatacji systemu zaopatrzenia w wodę w ujęciu jakości dostarczanej wody do konsumenta, natomiast drugi informuje o ryzyku przekroczenia maksymalnego dopuszczalnego stężenia chloroformu, który w krakowskim systemie stanowi około 80% sumy wszystkich THM-ów [14].

Analiza dyskryminacyjna jest zatem alternatywą dla powszechnie stosowanej metody regresji wielorakiej. Liczbę grup można dowolnie zwiększać i otrzymywać w ten sposób aproksymację stężenia THM-ów w punktach monitoringu sieci. Błąd predykcji jest związany z progami definiującymi poszczególne grupy i może być kontrolowany, co z kolei jest trudne przy stosowaniu regresji do modeli o strukturze logarytmicznej, gdzie błąd oszacowania nie jest symetryczny i zależy od oszacowanej wartości [23].

Przedmiot i zakres badań

Jakość wody dostarczana mieszkańcom Krakowa ściśle związana jest z warunkami eksploatacji rozbudowanych podsystemów dostawy wody, opartych na pięciu niezależnych układach zasilania oraz podsystemie jej dystrybucji. Największy udział w dostawie wody do miasta (około 50% zapotrzebowania na wodę) ma zakład uzdatniania wody Raba (ZUW) wykorzystujący zasoby wód powierzchniowych ujmowanych z jeziora Dobczyce. Proces uzdatniania wody realizowany jest tu na ciągach technologicznych obejmujących wysokoefektywne procesy, między innymi: ozonowanie wstępne, koagulację, filtrację i sorpcję na węglu aktywnym oraz dezynfekcję wody chlorem. Oparcie pracy ZUW Raba na wodzie powierzchniowej, charakteryzującej się dużą zmiennością parametrów jakości w ciągu roku, a szczególnie letnio-jesiennymi zakwitami sinicowymi, zwiększa prawdopodobieństwo występowania różnorodnej matrycy organicznej w wodzie, zawierającej liczne niezidentyfikowane substancje organiczne. Zastosowana technologia uzdatniania wody gwarantuje wysoki efekt jej oczyszczania, niemniej jednak użycie chloru jako środka dezynfekcyjnego sprzyja tworzeniu się THM-ów w wodzie podczas jej długiego transportu do odbiorców.

Rozległy krakowski podsystem dystrybucji wody buduje sieć tranzytowa przewodów o średnicy $\varnothing 1400$ mm, stanowiącą łącznie 18 km długości układu. Sieć magistralna to

przewody o średnicach $\varnothing 350-1200$ mm o łącznej długości 247,9 km, natomiast największy udział w długości sieci przypada na przewody rozdzielcze o średnicach z zakresu $\varnothing 80-280$ mm, których całkowita długość obejmuje 1131 km. Ostatnim elementem liniowym są przyłącza domowe, stanowiące układ 473 km przewodów o średnicy $\varnothing 25-100$ mm. Ponad 100-letnia eksploatacja krakowskiego systemu zaopatrzenia w wodę ukształtowała znaczącą różnorodność materiałową i wiekową sieci wodociągowej. Zdecydowanie największy udział w strukturze materiałowej odgrywają przewody ze stali, stanowiące 32% całkowitej długości sieci (601 km), oraz przewody z żeliwa (26%, 481 km) i PCV (23%, 425 km). Całkowita długość sieci wodociągowej wynosi blisko 1900 km. Integralnym elementem podsystemu dystrybucji wody są zbiorniki wyrównawczo-zapasowe. Obecnie w systemie zaopatrzenia Krakowa pracuje 10 zespołów zbiorników wodociągowych o łącznej pojemności ponad 270 tys. m³. Największy zespół zbiorników o pojemności 158,5 tys. m³ znajduje się w Sierczy na trasie tranzytu wody z ZUW Raba do Krakowa.

Tabela 1
Metody i urządzenia pomiarowe stosowane do wykonywania analiz

Table 1
Methods and measurement devices used to analyses

Wskaźnik	Metoda/Urządzenie	Norma
odczyn pH	Lab. aparat wielofunkcyjny inoLab MultiLevel1	PN-EN ISO 10523:2012 [27]
temperatura	Termometr elektryczny PT-105 firmy Elmetron	PN-77/C-04584 [28]
chlor	Fotometr PC Compact Chlor	PN-ISO 7393-2:1997 [29]
UV ₂₇₂	Spektrofotometr HACH DR 4000U	PN-84/C-05472 [30]
utlenialność	Metoda miareczkowa	PN-EN ISO 8467:2001 [31]
OWO	Analizator TOC 5050 Shimadzu	PN-EN-1484-1999 [32]
Σ THM	Chromatograf gazowy Agilent Technologies GC7890B z detektorem masowym MSD5977A	PN-EN ISO 10301:2002 [33]

Oceny zmian jakości wody w podsystemie jej dystrybucji dokonano na podstawie prowadzonych systematycznie analiz laboratoryjnych jakości wody zarówno na wyjściu z ZUW Raba, jak i w reprezentatywnych punktach na sieci wodociągowej, w strefie zaopatrywania miasta wodami pochodzącymi z układu zasilania Raba. Badania prowadzone były w horyzoncie czasowym 7 lat eksploatacji, w którym gromadzono dane dotyczące zarówno jakości wody, jak i parametrów operacyjnych eksploatacji systemu. Zgromadzone podczas badań dane obejmowały zbiór zmiennych losowych, takich jak: odległość od Nastawni Piaski Wielkie (NPW), będącej punktem zasilania strefy zaopatrzenia w wodę Raba, do punktu na sieci, czas przepływu wody z ZUW do NPW, kształtowany dobową wielkością produkcji wody, stężenie chloru wolnego na wyjściu z ZUW oraz w punkcie poboru wody, dawka chloru, odczyn wody pH, temperatura wody zasilającej system, absorbancja UV w 272 nm, utlenialność na wyjściu z ZUW, OWO oraz suma THM-ów. Badania powyższe pozwoliły podjąć próbę opracowania modelu szacowania wtórnego zanieczyszczenia wody w sieci wodociągowej w aspekcie tworzenia THM-ów jako ubocznych produktów dezynfekcji wody chlorem.

Pobór próbek odbywał się zgodnie z PN-ISO 5667-5:2003 [34] oraz PN-ISO 5667-6:2003 [35]. Wskaźniki jakości badanych próbek wody oznaczono zgodnie z procedurami polskich norm podanymi w tabeli 1.

Wyniki badań

Podstawowe statystyki opisowe zmiennych zebranych podczas eksploatacji krakowskiego systemu zaopatrzenia w wodę, dotyczące ZUW Raba i reprezentatywnych punktów poboru wody na sieci w strefie zasilanych z tego zakładu, przedstawiono w tabeli 2. Większość parametrów w ZUW była badana codziennie, wyjątkiem jest stężenie THM-ów, które monitorowane jest rzadziej ze względu na znaczne koszty analiz laboratoryjnych.

Tabela 2

Statystyki opisowe badanych zmiennych

Table 2

Descriptive statistics of collected variables

Zmienna	Nr	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Odch. std.	Wsp. zmn.
odległość punktu od NPW [km]	394	8,08	8,40	2,13	13,70	3,13	38,71
czas przepływu ZUW-NPW [h]	394	11,84	11,70	8,73	16,87	1,40	11,82
chlor wolny w ZUW [mg/dm ³]	394	0,40	0,40	0,27	0,65	0,06	15,96
chlor wolny w punkcie [mg/dm ³]	394	0,11	0,10	0,00	0,50	0,07	60,87
całkowita dawka chloru [mg/dm ³]	394	1,22	1,13	0,73	2,33	0,30	24,56
pH ZUW	394	7,84	7,83	7,44	8,10	0,11	1,42
pH w punkcie	394	7,78	7,80	7,20	8,10	0,14	1,77
temperatura wody w ZUW [°C]	394	11,63	9,85	1,70	23,60	6,91	59,43
UV ₂₇₂ ZUW [cm ⁻¹]	384	0,02	0,02	0,01	0,06	0,01	28,64
UV ₂₇₂ w punkcie [cm ⁻¹]	11	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	18,61
utlenialność w ZUW [mg/dm ³]	394	1,07	1,00	0,60	1,70	0,25	23,25
OWO w ZUW [mg/dm ³]	185	1,90	1,82	1,00	3,25	0,46	24,34
OWO w punkcie [mg/dm ³]	367	1,57	1,57	0,01	5,30	0,66	42,42
ΣTHM w ZUW [µg/dm ³]	190	5,14	4,80	0,00	13,80	3,71	72,05
ΣTHM w punkcie [µg/dm ³]	394	18,61	16,75	0,50	48,60	9,34	50,22

Z dużego zbioru danych wyodrębniono do dalszych analiz tylko 190 przypadków, w których nie występowały braki danych (zdarzało się, że THM-y były badane w innych dniach w ZUW i w punktach monitoringu). Stężenia THM-ów w ZUW i w punktach na sieci są mocno skorelowane, więc w dobrych modelach powinny występować obie te

zmiennie. Podobnie jak w innych badaniach [13, 23], stwierdzono małą zmienność pH oraz dużą zmienność chloru wolnego w punktach na sieci, temperatury wody w ZUW, stężenia THM-ów w ZUW i w sieci oraz oczywistą dużą zmienność odległości punktów monitoringu od źródła zasilania.

Statystycznie istotne współczynniki korelacji wystąpiły między stężeniem THM-ów w punkcie a następującymi zmiennymi: stężenie THM-ów w ZUW (0,73), temperatura wody w ZUW (0,56), zużycie chloru od ZUW do punktu sieci wodociągowej (0,40), zużycie chloru między ZUW a Nastawnią Piaski Wielkie (0,39), całkowita dawka chloru (0,39), czas przepływu wody od ZUW do Nastawni Piaski Wielkie (0,13) oraz stężenie chloru wolnego w punkcie (-0,11). Z dalszej analizy wykluczono całkowitą dawkę chloru oraz zużycie chloru podczas przesyłu wody z ZUW do Nastawni Piaski Wielkie (ponieważ ta zmienna jest silnie skorelowana ze zużyciem chloru od ZUW do punktu - statystycznie istotny współczynnik korelacji jest równy 0,97). W analizie dyskryminacyjnej uwzględniono dodatkowo odległość punktu od Nastawni Piaski Wielkie, gdyż odległość ta wpływa na czas kontaktu wody z chlorem i w punktach bardziej odległych odnotowuje się wyższe stężenia THM-ów.

Przy tak wybranych zmiennych dyskryminacja jest statystycznie istotna (otrzymano: lambda Wilksa = 0,576, $F(12,358) = 9,47$, $p < 0,001$), przy czym największy wpływ na dyskryminację mają dwie zmienne - czas przepływu wody od ZUW do Nastawni Piaski Wielkie oraz stężenie THM-ów w ZUW. W analizie otrzymano ostatecznie dwie funkcje dyskryminacyjne (obie statystycznie istotne), z których pierwsza ma wysoką korelację kanoniczną równą 0,61, zaś druga 0,30. Funkcje te mają postać:

$$D_1 = -3,3004 + 0,0004 x_1 + 0,093 x_2 - 1,543 x_3 + 0,029 x_4 + 0,259 x_5 + 0,623 x_6,$$

$$D_2 = -8,6875 + 0,046 x_1 + 0,862 x_2 - 7,104 x_3 - 0,065 x_4 + 0,112 x_5 - 0,625 x_6,$$

gdzie: x_1 - odległość punktu od Nastawni Piaski Wielkie, x_2 - czas przepływu wody od ZUW do Nastawni Piaski Wielkie, x_3 - stężenie chloru wolnego w punkcie, x_4 - temperatura w ZUW, x_5 - stężenie THM-ów w ZUW, x_6 - zużycie chloru od ZUW do punktu poboru wody przez konsumenta. Skumulowana proporcja wyjaśnionej wariancji wynosi 0,58, co oznacza, że pierwsza funkcja dyskryminacyjna odpowiada za 58% wyjaśnionej wariancji.

Wyznaczone funkcje dyskryminacyjne są istotne, więc można znaleźć funkcje klasyfikacyjne. Ponieważ wcześniej, w założeniach analizy, wyodrębniono trzy grupy, otrzymujemy trzy funkcje klasyfikacyjne:

$$K_1 = -63,83 + 1,43 x_1 + 8,71 x_2 - 11,61 x_3 - 0,56 x_4 + 0,29 x_5 + 21,13 x_6,$$

$$K_2 = -71,83 + 1,47 x_1 + 9,46 x_2 - 18,78 x_3 - 0,57 x_4 + 0,69 x_5 + 21,46 x_6,$$

$$K_3 = -73,83 + 1,44 x_1 + 9,06 x_2 - 16,66 x_3 - 0,49 x_4 + 1,01 x_5 + 27,75 x_6.$$

W analizie dyskryminacyjnej dla każdego przypadku oblicza się wartości wszystkich funkcji klasyfikacyjnych, a następnie zalicza się konkretny przypadek do i -tej grupy, jeśli dla tego przypadku wartość K_i jest największa. Dla analizowanych danych w 93% przypadków klasyfikacja wskazała na rzeczywistą grupę ze względu na stężenie THM-ów w punkcie. Wynik ten wskazuje na dużą skuteczność klasyfikacji (tylko 7% przypadków zostało źle zaklasyfikowanych).

Podsumowanie i wnioski

Przedstawiona w niniejszym artykule metoda została prawdopodobnie po raz pierwszy zastosowana do predykcji stężenia trihalometanów w wodzie dostarczanej konsumentom. Uzyskane bardzo dobre wyniki uzasadniają potrzebę prowadzenia dalszych badań nad aplikacją analizy dyskryminacyjnej w ocenach poziomu zmian jakości wody w rzeczywistych systemach zaopatrzenia w wodę, o dużym ryzyku powstawania THM-ów w wodzie w sieci wodociągowej. Metoda nie jest ani skomplikowana, ani czasochłonna (dobre pakiety statystyczne pozwalają uniknąć ewentualnych trudności wynikających ze złożoności obliczeniowej), co zwiększa jej przydatność w opracowywaniu modeli predykcji stanowiących narzędzie analityczne w procedurach zarządzania systemami wodociągowymi.

W przedstawionych badaniach przyjęto dwa progi dla stężenia THM-ów w punktach monitoringu, a dane uzyskane z pomiarów zakwalifikowano do jednej z trzech grup o wartościach granicznych stężeń pozwalających na opracowanie działań prewencyjnych eliminujących ryzyko przekroczenia stężeń THM-ów w wodzie dostarczanej konsumentom. Uzyskane wyniki mają znaczenie praktyczne przy analizie zagrożeń utraty bezpieczeństwa eksploatacji systemu w zakresie jakości wody przeznaczonej do spożycia. Interesujące będą wyniki kolejnych badań przy większej liczbie grup. Ustalenie większej liczby progów przy klasyfikacji grup może pozwolić na aproksymację stężenia THM-ów w wodzie w sieci wodociągowej z większą dokładnością (równą różnicy między kolejnymi progami).

Budowa modeli opisujących przewidywane stężenie THM-ów jest tematem wielu aktualnych prac [13, 21, 23, 24, 36], które opierają się na wykorzystaniu regresji wielorakiej. Uzyskiwane są różne modele (ich liczba i różnorodność wskazuje na to, że raczej nie uda się znaleźć modelu uniwersalnego dla wszystkich systemów zaopatrzenia w wodę) o różnych współczynnikach determinacji - z reguły większych do analizy procesu w zakładzie uzdatniania wody niż w punktach monitoringu sieci wodociągowej. Należy podkreślić, że przedstawione w tym artykule funkcje klasyfikacyjne dały dużo lepsze oszacowania niż wcześniejsze, uzyskane przy zastosowaniu modelu regresji.

Literatura

- [1] Drinking Water Directive 98/83/EC. Council Directive of November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Off J EC. 1998; L 330.5.12.98:32-54. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=EN>.
- [2] Urbansky E, Magnuson M. Anal Chem. 2002;74(9):260A-267A. DOI: 10.1021/ac022009k.
- [3] Richardson S. Trend Anal Chem. 2003;22(10):666-684. DOI: 10.1016/S0165-9936(03)01003-3
- [4] Krasner S, Weinberg H, Richardson S, Pastor S, Chinn R, Scilimenti M, et al. Environ Sci Tech. 2006;40(23):7175-7185. DOI: 10.1021/es060353j.
- [5] Richardson S, Plewa M, Wagner E, Schoeny R, DeMarini D. Mutation Res. 2007;636:178-242. DOI: 10.1016/j.mrrev.2007.09.001.
- [6] Goslan E, Krasner S, Bower M, Rocks S, Holmes P, Levy L, et al. Water Res. 2009;43:4698-4706. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.029.
- [7] Francis R, Small M, Van Briesen J. Water Res. 2009;43:3453-3468. DOI: 10.1016/j.watres.2009.05.008.
- [8] Włodyka-Bergier A, Bergier T, Kot M. Desalin Wat Treat. 2014;52:3898-3907. DOI: 10.1080/19443994.2014.887490.
- [9] Golfiopoulou SK, Arhonditsis GB. Chemosphere. 2002;47:1007-1018. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00058-9.
- [10] Abdullah M, Yew C, Ramli M. Water Res. 2003;37:4637-4644. DOI: 10.1016/j.watres.2003.07.005.

- [11] Villanueva C, Castaño-Vinyals G, Moreno V, Carrasco-Turigas G, Toledo E, Altzibar J, et al. *Environ Res.* 2012;114:1-11. DOI: 10.1016/j.envres.2012.02.002.
- [12] Zimoch I, Łobos E. Method of safety analysis of water supply system. Proc. 11th International Probabilistic Safety Assessment and Management Conference and the Annual European Safety and Reliability Conference. Helsinki: IAPSAM&ESRA. 2012; vol. 7:5816-5823. <http://www.proceedings.com/16286.html>.
- [13] Zimoch I, Łobos E. Desalin Water Treat. 2014;52:3719-3724. DOI: 10.1080/19443994.2014.884684.
- [14] Zimoch I, Łobos E, Żaba T. Drinking water quality aspect in ensuring the safety of water supply systems. In: Nowakowski T, et al, editors. *Safety and Reliability: Methodology and Applications*. London: Taylor & Francis Group; 2014: 717-726.
- [15] WHO. Disinfectants and disinfectant by-products. Environmental Health Criteria 216. Geneva: World Health Organization; 2000 http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_216/en/.
- [16] Amy GL, Chadik PA, Chowdhury ZK. *Res Techn.* 1987;7:89-97.
- [17] Gallard H, von-Gunten U. *Water Res.* 2002;36:65-74. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)001887-7.
- [18] Rodriguez MJ, Serodes JB. *Water Res.* 2001;35:1572-1586. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00403-6.
- [19] Sadiq R, Rodriguez MJ. *Sci Tot Environ.* 2004;321:21-46. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2003.05.001.
- [20] Chowdhury S, Champagne P, McLellan P. *Sci Total Environ.* 2009;407(14):4189-4206. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.006.
- [21] Chen B, Westerhoff P. *Water Res.* 2010;44:3755-3762. DOI: 10.1016/j.watres.2010.04.009.
- [22] El Shehawry R, Awad J. *Civil Environ Res.* 2012;2(2):59-69. <http://iiste.org/Journals/index.php/CER/article/view/1571/1602>.
- [23] Zimoch I, Łobos E. Comparison of statistical models of water disinfection by products prediction. In: Proceedings of V International Conference on Water, Climate and Environment. BALWOIS 2012. http://balwois.com/proceedings/page/42/?k9_balwois_conference=52.
- [24] Wei J, Ye B, Wang W, Yang L, Tao J, Hang Z. *Sci Total Environ.* 2010;408:4600-4606. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.053>.
- [25] Rivadeneyra A, Garcia-Ruiz MJ, Delgado-Ramos F, Gonzalez-Martinez A, Osorio F, Rabaza O. *Water.* 2014;6:3590-3602. DOI: 10.3390/w6123590.
- [26] Krzyśko M. *Analiza dyskryminacyjna*. Warszawa: WNT; 1990.
- [27] PN-EN ISO 10523:2012, Jakość wody - odczyn pH. Warszawa: PKN; 2012. <http://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-7887-2012p.html>.
- [28] PN-77/C-04584, Woda i ścieki - pomiar temperatury. Warszawa: PKN; 1977. <http://sklep.pkn.pl/pn-c-04584-1977p.html>.
- [29] PN-ISO 7393-2:1997, Jakość wody - oznaczanie chloru wolnego i chloru ogólnego. Warszawa: PKN; 1997. <http://sklep.pkn.pl/pn-iso-7393-2-1997p.html>.
- [30] PN-84/C-05472, Woda i ścieki - Oznaczenia zawartości rozpuszczonych związków organicznych w wodzie metodą spektrofotometrii w nadfiolecie. Warszawa: PKN; 1984. <http://sklep.pkn.pl/pn-c-05472-1984p.html>.
- [31] PN-EN ISO 8467:2001, Jakość wody - oznaczanie indeksu nadmanganianowego. Warszawa: PKN; 2001. <http://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-8467-2001p.html>.
- [32] PN-EN-1484-1999, Analiza wody - wytyczne oznaczania ogólnego węgla organicznego (OWO) i rozpuszczonego węgla organicznego (RWO). Warszawa: PKN; 1999. <http://sklep.pkn.pl/pn-en-1484-1999p.html>.
- [33] PN-EN ISO 10301:2002, Jakość wody - Oznaczanie łatwo lotnych chlorowcowych pochodnych węglowodorów - Metody z zastosowaniem chromatografii gazowej. Warszawa: PKN; 2002. <http://sklep.pkn.pl/pn-en-iso-10301-2002p.html>.
- [34] PN-ISO 5667-5:2003, Jakość wody - Pobieranie próbek - Część 5: Wytyczne dotyczące pobierania próbek wody do picia i wody używanej do produkcji żywności i napojów. Warszawa: PKN; 2003. <http://sklep.pkn.pl/pn-iso-5667-5-2003p.html>.
- [35] PN-ISO 5667-6:2003, Jakość wody - Pobieranie próbek - Część 6: Wytyczne dotyczące pobierania próbek z rzek i strumieni. Warszawa: PKN; 2003. <http://sklep.pkn.pl/pn-iso-5667-6-2003p.html>.
- [36] Rezaei L, Alipour V, Shokoohyan S, Ghanbarnejad A. *J Health Sci Surv Sys.* 2014;2(1):36-41. jhss.sums.ac.ir/index.php/jhss/article/download/50/40.

DISCRIMINANT ANALYSIS IN THE MODELLING OF TRIHALOMETHANES CONCENTRATION IN WATERPIPE NETWORK

¹ Faculty of Energy and Environmental Engineering, Silesian University of Technology, Gliwice

² Faculty of Applied Mathematics, Silesian University of Technology, Gliwice

Abstract: It is very important to adapt water treatment arrangements to changing conditions of raw water quality in the order to reduce the risk of too high concentration of generated trihalomethanes (THMs). Since THMs are danger for human health because of their mutagenic and carcinogenic character, their monitoring in whole water supply system should be frequent. The precise monitoring of THM is expensive so it is limited to indispensable minimal range because of its close relation to price of water delivered to consumers. Hence increases the role of good mathematical models predicting the concentration of THMs in changing operating condition of real water supply system. In this paper authors analyzed different factors influencing the THMs concentration, such as pH, temperature, UV absorbance 272, chemical oxygen demand, total organic carbon, chlorine dose, residual chlorine. All data were collected in real water supply system. The statistical tools were used to identify which of listed factors (independent variables) are of the most impact on dependent variable (level of THMs generated in water pipe network).

Keywords: trihalomethanes, water supply system, mathematical models, discriminant analysis