



POLITECHNIKA WROCLAWSKA
Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska

Rozprawa doktorska

**Zmiany wybranych wskaźników
jakości wody wodociągowej
w systemie jej dystrybucji**

Małgorzata Wolska

Promotor:

Prof. zw. dr hab. inż. Maria Świdorska-Bróż

WROCLAW 2004 r.

**Autorka pragnie podziękować
Pani profesor Marii Świderskiej-Bróz
za pomoc i cenne uwagi podczas redagowania rozprawy**

Małgorzata Wolska

Dziękuję pracownikom MPWiK we Wrocławiu
za współpracę i pomoc w prowadzonych badaniach

Małgorzata Wolska

SPIS TREŚCI

SPIS OZNACZEŃ	7
I CZĘŚĆ TEORETYCZNA	8
1. WPROWADZENIE	8
2. CZYNNIKI WSPÓŁDECYDUJĄCE O ZMIANACH SKŁADU WODY W SYSTEMIE JEJ DYSTRYBUCJI	9
2.1. Stabilność wody wprowadzanej do systemu dystrybucji	9
2.1.1. Czynniki warunkujące stabilność chemiczną wody	9
2.1.2. Wskaźniki agresywności korozyjnej wody	13
2.1.3. Stabilność biologiczna wody i skutki jej braku	17
2.2. Korozja przewodów wodociągowych	24
2.2.1. Korozja elektrochemiczna	24
2.2.2. Korozja biologiczna	29
2.3. Warunki hydrauliczne w systemie dystrybucji i jego stan techniczny	31
2.3.1. Warunki hydrauliczne	31
2.3.2. Stan techniczny systemu dystrybucji wody	33
3. WTÓRNE ZANIECZYSZCZENIE WODY W SYSTEMIE DYSTRYBUCJI	36
4. MOŻLIWOŚĆ ZAPOBIEGANIA KOROZJI I USUWANIA OSADÓW	39
4.1. Zapobieganie korozji i usuwanie osadów w systemie dystrybucji o dobrym stanie technicznym	39
4.2. Zapobieganie korozji i usuwanie osadów w systemie dystrybucji o złym stanie technicznym	41
5. SPRECYZOWANIE PROBLEMU BADAWCZEGO	42
II CZĘŚĆ BADAWCZA	43
1. CEL I ZAKRES PRACY	43
2. PRZEDMIOT I SPOSÓB PROWADZENIA BADAŃ	43
2.1. Przedmiot badań	43
2.2. Charakterystyka wybranego fragmentu systemu dystrybucji	44
2.3. Charakterystyka punktów poboru próbek wody	47
2.3.1. Badania zmian jakości wody w systemie dystrybucji	47
2.3.2. Analiza wpływu przerwy w dostawie wody na zmianę jej jakości	49
2.4. Sposób poboru próbek wody	51
3. METODYKA BADAŃ ANALITYCZNYCH	52
4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ	55
4.1. Jakość próbek wody pobieranej z zaworów czerpalnych	55
4.1.1. Zmiany jakości próbek wody z zaworów czerpalnych K-I do K-VI	55
4.1.1.1. Zmiany wartości pH	56
4.1.1.2. Zmiany mętności	58
4.1.1.3. Zmiany intensywności barwy	60
4.1.1.4. Zmiany stężenia żelaza	61
4.1.1.5. Zmiany zawartości ogólnego węgla organicznego	65
4.1.1.6. Zmiany stężenia azotu amonowego	67

4.1.1.7. Zmiana przewodności wody	69
4.1.1.8. Zmiany twardości ogólnej	70
4.1.1.9. Ocena agresywności korozyjnej wody	72
4.1.1.10. Zmiany stężenia dezynfektantów i tlenu rozpuszczonego	74
4.1.1.11. Zmiany składu bakteriologicznego wody z zaworów K-I do K-VI	77
4.1.2. Wyniki badań próbek wody z zaworów czerpalnych K-VII do K-X	78
4.1.2.1. Zmiany pH	79
4.1.2.2. Zmiany mętności	80
4.1.2.3. Zmiany intensywności barwy	81
4.1.2.4. Zmiany stężenia żelaza	82
4.1.2.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego	84
4.1.2.6. Zmiany stężenia azotu amonowego	85
4.1.2.7. Zmiany stężenia dezynfektanta i tlenu rozpuszczonego	86
4.1.2.8. Ocena agresywności korozyjnej wody	88
4.1.2.9. Zmiany twardości ogólnej i przewodności wody	89
4.1.2.10. Zmiany składu bakteriologicznego wody	91
4.1.3. Wpływ nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego	91
4.2. Wpływ stagnacji wody w instalacji wewnętrznej na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego	95
4.3. Wyniki badań próbek wody z hydrantów	99
4.3.1. Zmiany pH	100
4.3.2. Zmiany mętności	101
4.3.3. Zmiany intensywności barwy	102
4.3.4. Zmiany stężenia żelaza	103
4.3.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego	105
4.3.6. Zmiany stężenia azotu amonowego	106
4.3.7. Zmiany stężenia chloru wolnego	107
4.3.8. Ocena agresywności korozyjnej wody	107
4.3.9. Zmiany twardości ogólnej i przewodności wody	109
4.4. Wpływ przerwy w dostawie wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego	109
4.4.1. Wpływ wymiany wycinków przewodów wodociągowych	110
4.4.1.1. Zmiany pH	111
4.4.1.2. Zmiany barwy	111
4.4.1.3. Zmiany mętności	112
4.4.1.4. Zmiany stężenia żelaza	113
4.4.1.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego	114
4.4.1.6. Zmiany stężenia azotu amonowego	115
4.4.1.7. Zmiany pozostałych wskaźników jakości wody	116
4.4.2. Wpływ wymiany wycinków przewodów wodociągowych wraz z hydrantami na zmiany składu wody	117
4.4.2.1. Zmiany pH i wskaźników korozyjności	118
4.4.2.2. Zmiany barwy	118
4.4.2.3. Zmiany mętności	118
4.4.2.4. Zmiany stężenia związków żelaza	119
4.4.2.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego i azotu amonowego	119
4.4.2.6. Zmiany pozostałych wskaźników jakości wody	119
4.5. Wpływ osadów zakumulowanych w hydrantach na jakość wody	120
5. PODSUMOWANIE	124

5.1. Zmiany parametrów jakości wody w systemie dystrybucji	125
5.1.1. Woda z zaworów czerpalnych	125
5.1.2. Woda z hydrantów	135
5.2. Wpływ rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego	138
5.3. Wpływ nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego	141
5.4. Wpływ stagnacji wody na zmiany jej jakości	142
5.4.1. Zmiana składu wody podczas nocnej stagnacji	142
5.4.2. Zmiana składu wody podczas jej stagnacji w przewodach rozdzielczych	144
5.5. Wpływ osadów zgromadzonych w hydrantach na skład wody	148
5.6. Wpływ rodzaju materiału kontaktującego się z wodą na zmiany zawartości żelaza ołowiu i cynku	150
5.7. Wpływ innych parametrów na zmiany jakości wody	152
6. WNIOSKI KOŃCOWE	156
BIBLIOGRAFIA	158
SPIS TABEL	166
SPIS WYKRESÓW	168
ZAŁĄCZNIKI	171

SPIS OZNACZEŃ

- AWO - łatwoasymilowalny węgiel organiczny, gC/m^3
B - barwa, gPt/m^3
BRWO - biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny, gC/m^3
 Ca^{+2} - wapń, gCa/m^3
 Cl^- - chlorki, gCl/m^3
 Cl_2 - chlor wolny, gCl_2/m^3
 ClO_2 - dwutlenek chloru, gClO_2/m^3
 ClO_2^- - chloryny, $\text{gClO}_2^-/\text{m}^3$
 ClO_3^- - chlorany, $\text{gClO}_3^-/\text{m}^3$
 $\text{CO}_{2\text{agr}}$ - agresywny dwutlenek węgla, gCO_2/m^3
 $\text{CO}_{2\text{w}}$ - wolny dwutlenek węgla, gCO_2/m^3
 Fe_{og} - żelazo ogólne, gFe/m^3
 Fe_{roz} - żelazo rozpuszczone, gFe/m^3
 Fe(II) - żelazo dwuwartościowe, gFe/m^3
 Fe(III) - żelazo trójwartościowe, gFe/m^3
I - wskaźnik intensywności agresywności kwasowęglowej
IL - indeks Langeliera
IR - indeks Ryznara
M - mętność, NTU
 Mg^{+2} - magnez, gMg/m^3
 NH_4^+ - azot amonowy, gN/m^3
NOM - naturalna materia organiczna
 NO_3^- - azotany, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$
OWO - ogólny węgiel organiczny, gC/m^3
 pH_s - odczyn wody znajdującej się w stanie równowagi ze stałym węglanem wapniowym
 pH_{rz} - odczyn wody w momencie pomiaru
Przew.- przewodność, mS/cm
RI- indeks Riddicka
RWO - rozpuszczony węgiel organiczny, gC/m^3
 SO_4^{-2} - siarczany, $\text{gSO}_4^{-2}/\text{m}^3$
s.r. - substancje rozpuszczone, g/m^3
T – temperatura, $^{\circ}\text{C}$
 Tw_{og} - twardość ogólna wody, $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$
Zas. - zasadowość ogólna wody, val/m^3
ZOW - zakład oczyszczania wody
Dotyczy tylko rozdziałów 4.4 i 5.4.2.
I - próbki wody pobrane przed przerwą w dostawie wody
II - próbki wody pobrane po przerwie w dostawie wody
Dotyczy tylko rozdziałów 4.5. i 5.5.
H- I_{NP} : H- III_{NP} - próbki wody pobrane z hydrantów bez ich wcześniejszego płukania
Dotyczy tylko rozdziału 5.2.
DR - woda pobrana z punktu charakteryzującego się dużym jej rozbiorem
MR - woda pobrana z punktu charakteryzującego się małym jej rozbiorem

I CZĘŚĆ TEORETYCZNA

1. WPROWADZENIE

Genezą podjęcia tematu rozprawy doktorskiej były doniesienia z literatury światowej, wskazujące na zmiany jakości wody wodociągowej w systemie dystrybucji, oraz fakt, iż w Polsce, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 4.09.2000 [110] i kolejnym z dnia 19.11.2002 roku [109], o przydatności wody do spożycia przez ludzi decyduje jej jakość w miejscu czerpania przez użytkownika. Problem niekorzystnych zmian jakości wody występuje przede wszystkim w rozległych bądź eksploatowanych od wielu lat systemach dystrybucji, a głównie w jego końcówkach. Zmiany te i ich charakter zależne są od jakości wody wprowadzanej do sieci wodociągowej oraz warunków panujących w systemie dystrybucji. Zdaniem Sozańskiego i Oleńczuk-Neyman [121], system dystrybucji jest reaktorem hydraulicznym, chemicznym i biochemicznym o przedłużonym czasie przetrzymania. Zachodzi w nim jednocześnie wiele procesów, których produkty powodują wtórne zanieczyszczenie wody [1,63,87]. Z uwagi na powyższe, zapewnienie wymaganej jakości wody wprowadzanej do sieci wodociągowej nie jest wystarczające, gdyż może ona ulegać istotnemu pogorszeniu podczas przebywania w systemie dystrybucji [76,104,139,146].

Opracowano modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w sieci wodociągowej [54] oraz zmian jakości wody w systemie dystrybucji [78]. Modele te mogą służyć jedynie do przybliżonej oceny jakości wody, ponieważ opracowano je dla stałych prędkości przepływu wody (bez brania pod uwagę nierównomierności jej rozbioru) oraz nie uwzględniając złożoności procesów chemicznych i biologicznych zachodzących w systemie dystrybucji. Z uwagi na dużą liczbę czynników współdecydujących o tych zmianach oraz specyficzne warunki panujące w poszczególnych systemach dystrybucji wody, określenie rzeczywistych skutków procesów zachodzących podczas transportu wody do odbiorców możliwe jest jedynie w wyniku badań. Brak wystarczających i jednoznacznych informacji wyjaśniających w sposób kompleksowy zmiany jakości wody w systemie dystrybucji skłoniły autorkę do badań, których wyniki przedstawione są w pracy doktorskiej.

2. CZYNNIKI WSPÓŁDECYDUJĄCE O ZMIANACH SKŁADU WODY W SYSTEMIE JEJ DYSTRYBUCJI

Zmiany jakości wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji dotyczyła najczęściej zarówno składu fizyczno-chemicznego, jak i bakteriologicznego wody. Są one wynikiem procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących podczas transportu wody do odbiorców. Przebieg tych procesów zależy od wielu czynników, a do najistotniejszych należą: stabilność chemiczna i biologiczna wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, warunki hydrauliczne panujące w systemie dystrybucji, jego stan techniczny i sanitarny, rodzaj materiałów, z których wykonane są elementy systemu dystrybucji wody, obecność i skład osadów chemicznych i biologicznych, z którymi kontaktuje się przepływająca woda, oraz czas kontaktu, a także obecność dezynfektanta pozostałego w wodzie wodociągowej.

2.1. Stabilność wody wprowadzanej do systemu dystrybucji

Zapewnienie stabilności chemicznej i biologicznej wody wprowadzanej do systemu dystrybucji jest jednym z zasadniczych warunków zapobiegających niepożądanym zmianom jakości wody - jej wtórnemu zanieczyszczeniu. Brak tej stabilności warunkuje proces korozji materiałów przewodów wodociągowych oraz wtórny rozwój mikroorganizmów w systemie dystrybucji, a w konsekwencji wtórne zanieczyszczenie wody, nierzadko do poziomu ponadnormatywnego.

2.1.1. Czynniki warunkujące stabilność chemiczną wody

Z uwagi na kontakt wody wodociągowej w systemie dystrybucji z metalowymi przewodami wodociągowymi lub materiałami zawierającymi cement (np. wykładziny cementowe), brak stabilności chemicznej wody jest jedną z głównych przyczyn niepożądanych zmian jej jakości. Woda stabilna chemicznie to taka, z której nie wytrącają się osady, nie powoduje niszczenia (korozji) materiałów, z którymi się kontaktuje, oraz nie rozpuszcza powłok antykorozyjnych. O stabilności chemicznej wody decyduje jej skład fizyczno-chemiczny, a do najistotniejszych parametrów należą: pH, stężenie agresywnego dwutlenku węgla, zasadowość ogólna, temperatura, stężenie utleniaczy i dezynfektantów

oraz przewodność, a głównie stężenie jonów chlorkowych i siarczanowych, tzw. jonów agresywnych. Każdy z powyższych parametrów ma swoisty wpływ na stabilność chemiczną wody, a jego nieodpowiednia wartość wywołuje przebieg innych reakcji z materiałem, z którym kontaktuje się woda podczas jej transportu (tab. 2.1.).

TABELA 2.1. Parametry wody wpływające na intensywność korozji [72]

Parametr	Skutki
pH	Niskie pH może powodować wzrost korozji, wysokie pH obniża intensywność korozji
Zasadowość	Mała i średnia obniża korozję wielu materiałów, a wysoka przyspiesza korozję miedzi i ołowiu
Tlen rozpuszczony	Przyspiesza przebieg wielu reakcji korozji
Chlor wolny	Przyspiesza korozję metali, głównie miedzi żeliwa i stali
Substancje rozpuszczone	Powodując wzrost przewodności, zwiększają szybkość korozji
Twardość	Wapń w postaci węglanu może chronić i redukować poziom intensywność korozji.
Chlorki i siarczany	Wysokie stężenie przyspiesza korozję żeliwa, miedzi i stali galwanizowanej
Siarkowodór	Przyspiesza korozję
Azot amonowy	Może powodować wzrost rozpuszczalności metali, np. miedzi i ołowiu
NOM	Może stymulować przebieg korozji biologicznej, tworzyć kompleksy z metalami i przyspieszać korozję elektrochemiczną

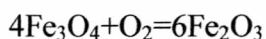
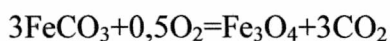
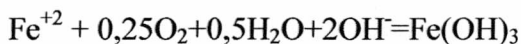
Temperatura wody decyduje o szybkości przebiegu procesów chemicznych, a jej wzrost przyspiesza korozję elektrochemiczną metalowych przewodów wodociągowych, powoduje również szybsze namnażanie się mikroorganizmów, co może przyczynić się do zwiększenia intensywności korozji biologicznej.

Bardzo istotnym parametrem wody decydującym o jej stabilności jest pH. Zmniejszenie wartości tego parametru powoduje wzrost korozyjności wody i sprzyja rozpuszczaniu powłok antykorozyjnych oraz wielu komponentów osadów zdeponowanych na wewnętrznej powierzchni przewodów wodociągowych.

Kwasowość wody intensyfikuje korozję metalowych rurociągów i decyduje o formie występowania oraz ilości uwalnianych do wody metali [18]. Przyjęto, iż woda o $\text{pH}=5,3$ ma agresywny charakter w stosunku do wszystkich materiałów [12], jednak niektóre metale wykazują podatność na korozję również w zakresie $\text{pH}>8,0$ [27]. Woda o $\text{pH}>8,4$ nie wykazuje korozyjności w stosunku do żeliwa, a jednocześnie taka woda jest przyczyną przyspieszonej korozji miedzi [124] i ołowiu [29]. Jak wykazali Edwards i inni [28], zawartość miedzi w wodzie zależała od zasadowości wody i wartości pH , a przy stałej wartości pH ilość uwalnianej miedzi wzrastała wraz ze wzrostem stężenia wodorowęglanów. Według Szuster i Schillera [124], stężenie miedzi w wodzie zależy od pH tylko przy zasadowości mniejszej od $0,7 \text{ val/m}^3$, a Edwards i inni [29] stwierdzili, że stężenie ołowiu w wodzie zależy od zasadowości jedynie przy $\text{pH}>8,5$. Wartości pH wody sprzyjające korozji miedzianych i ołowianych przewodów ($\text{pH}>8,5$) są optymalne dla tworzenia warstwy antykorozyjnej na powierzchni przewodów żeliwnych i stalowych.

Natomiast agresywny dwutlenek węgla jest głównym powodem niszczenia materiałów zawierających cement, a w przypadku korozji metali rozpuszcza produkty ich korozji, tym samym niszcząc powłoki antykorozyjne i zwiększając zanieczyszczenie wody rozpuszczonymi wodorowęglanami metali. Jak wykazali Mcneill i inni [77], obecność $\text{CO}_{2\text{agr}}$ powoduje znaczny wzrost stężenia żelaza w wodzie kontaktującej się z żeliwnym rurociągiem.

Istotny wpływ na stopień agresywności korozyjnej wody ma również obecność utleniaczy, które intensyfikują proces korozji metali. Tlen w wodzie działa jako depolaryzator, umożliwiając tworzenie ogniw elektrochemicznych. Z uwagi na wysoki potencjał elektrochemiczny, tlen rozpuszczony powoduje i przyspiesza korozję przewodów miedzianych, ołowianych, żeliwnych i ocynkowanych [99]. Według Mcneilla i innych [77], przebieg reakcji niszczenia rurociągu żeliwnego przedstawiają poniższe reakcje:



Jak wykazali Mcneill i inni [77], wpływ tlenu rozpuszczonego na szybkość korozji zależy od jego stężenia i obecności fosforanów. Przy zawartości tlenu mniejszej od $1 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ szybkość korozji była większa w wodzie zawierającej fosforany niż w wodzie bez fosforanów. Natomiast przy stężeniu tlenu $6 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ zależności te były odwrotne. Wpływ dezynfektantów na korozyjność wody jest różny. Zbyt duża ich zawartość może

powodować bezpośrednią ich reakcję z materiałem przewodów - korozję zachodzącą w wyniku różnicy potencjałów. Dla nadtlenu wodoru i przewodów żeliwnych reakcja ta przebiega zgodnie z równaniem: $3\text{Fe}^0 + \text{H}_2\text{O}_2 + 2\text{H}^+ = 3\text{Fe}^{+2} + 2\text{H}_2\text{O}$ [99]. Jak stwierdzili Cruse i Pomeroy [14], duże stężenie chloru jest przyczyną korozji metalowych przewodów wodociągowych. Badania szybkości korozji przewodów żeliwnych przed, w trakcie i po chlorowaniu, prowadzone przez Jacobsa i innych [48], wykazały, iż chlorowanie intensyfikowało korozję; po zakończeniu dawkowania dezynfektanta szybkość korozji zmalała, jednak nie do poziomu sprzed chlorowania. Natomiast monochloraminy, z uwagi na mniejszą aktywność chemiczną niż chlor wolny, nie mogą być jedynym czynnikiem wywołującym korozję [77].

Drugim rodzajem oddziaływań dezynfektantów na stopień agresywności korozyjnej wody są ich reakcje z organicznymi i nieorganicznymi zanieczyszczeniami, zawartymi w wodzie i w osadach zdeponowanych na powierzchni przewodów wodociągowych. Mineralizacja związków organicznych prowadzi do powstawania wolnego dwutlenku węgla, który intensyfikuje korozję; również powstające pośrednie produkty procesu utleniania substancji organicznych i nieorganicznych mogą mieć charakter korozyjny [53,59,83,135].

Natomiast zbyt niskie stężenie dezynfektanta jest przyczyną rozwoju mikroorganizmów, powstawania biofilmów i korozji biologicznej; mechanizmy te zostaną omówione w punkcie 2.1.3.

Procesowi korozji sprzyja również duża zawartość substancji rozpuszczonych zwiększających przewodność i różnicę potencjałów ogniw korozyjnych. Za najbardziej agresywne uważa się jony chlorkowe i siarczanowe. Te ostatnie ujawniają swoje działanie korozyjne głównie w obecności jonów chlorkowych. Chlorki i siarczany powodują rozpuszczanie warstwy ochronnej powstałej w wyniku pasywacji i zwiększają szybkość korozji elektrochemicznej. Szacuje się, iż siła korozyjna jonów chlorkowych jest trzy razy większa niż siarczanowych [72]. Jednak siarczany stwarzają warunki do rozwoju bakterii redukujących siarczany do korozyjnego siarkowodoru. Powstające w obecności siarkowodoru siarczki niszczonych metali (CuS , FeS) są lepiej rozpuszczalne niż ich tlenki, co powoduje rozszczelnienie i zwiększenie porowatości tlenkowych warstw antykorozyjnych, a tym samym intensyfikuje korozję metali. Pod warstwą siarczków metali przebiega korozja podosadowa [126]. Doniesienia literaturowe wskazują również, że korozję elektrochemiczną przewodów wodociągowych mogą przyspieszać także substancje organiczne, tworząc z metalami rozpuszczalne kompleksy lub hamując

krystalizację produktów korozji [29,59]. Naturalne związki organiczne stymulują również rozwój mikroorganizmów, a w konsekwencji korozję biologiczną. Prawdopodobnie tę potwierdziły liczne badania dotyczące skutków rozwoju biofilmów w systemie dystrybucji wody [32,70,75,90,132,134].

Z uwagi na istotny wpływ stabilności chemicznej wody na przebieg korozji w systemie dystrybucji, powstawanie i rozpuszczanie osadów gromadzących się na powierzchni rurociągów, a w konsekwencji zmian składu wody, istotna jest możliwość oceny stopnia agresywności korozyjnej wody.

2.1.2. Wskaźniki agresywności korozyjnej wody

Istnieje wiele indeksów wykorzystywanych do oceny korozyjności wody, nie uwzględniają one jednak wszystkich parametrów wody współdecydujących o jej charakterze korozyjnym. W związku z powyższym, pozwalają one jedynie na przybliżone oszacowanie tej cechy wody oraz porównywanie stabilności chemicznej różnych wód. Najczęściej w tym celu stosuje się indeksy Langeliera (IL) i Ryznara (IR) oraz wskaźnik intensywności agresywności kwasowęglowej (I), których wartości wyznaczane są odpowiednio ze wzorów:

$$IL = pH_{rz} - pH_s; \quad IR = 2pH_s - pH_{rz}; \quad I = (CO_{2agr})^2 / (CO_{2agr} + CO_{2w})$$

Woda jest stabilna, jeżeli $IL=0$, $IR=(6,2-6,8)$ i $I \approx 1$, wartości $IL>0$, $IR<6,2$ i $I \ll 1$ świadczą o przesyleniu wody węglanem wapnia. Natomiast przy wartościach $IL<0$, $IR>6,8$ i $I>1$, woda wykazuje agresywność korozyjną. Zakresy wartości IR odpowiadające określonym stopniom korozyjności wody podawane przez różnych autorów nieznacznie różnią się od siebie. Zaproponowany przez Nawrockiego i innych [135], podział wód ze względu na wartość IR przedstawiono w tabeli 2.2.

TABELA 2.2. Stopień korozyjności wody ze względu na IR [135]

Wartość IR	Właściwości wody
Poniżej 5	Silna tendencja do wytrącania węglanu wapniowego
5-6	Słaba tendencja do wytrącania węglanu wapniowego
6-7	Woda nie tworzy osadów węglanu wapniowego
7-7,5	Woda o wyraźnej agresywności korozyjnej
Powyżej 7,5	Woda o znacznej agresywności korozyjnej

Wartość IL nie jest przyjmowana jako jedyny wskaźnik stosowany do oceny stopnia korozyjności wody, wraz z nim uwzględnia się inne parametry takie jak stopień mineralizacji wody, zawartość związków organicznych (tab. 2.3.).

TABELA 2.3. Charakterystyka korozyjności wód wg Kamierszejna [15]

Grupa	Charakter wody	IL	Ocena mineralizacji	Zawartość	
				żelaza	związków organicznych
I	Niekorozyjna	Od -0,02 do 0,02	Słabo zmineralizowana	Nieznaczna	Mała
II	Korozyjna	Do -1,0	Zmineralizowana	Do 0,3	Średnia
III	Korozyjna	Do -1,0	$Cl^- + SO_4^{2-} = 150 \text{ g/m}^3$	> 3,0	Średnia
IV	Korozyjna	< 0	$Cl^- + SO_4^{2-} = 500 \div 700 \text{ g/m}^3$	-	Większa
V	Silnie korozyjna	< 0,8	Sucha pozostałość 200 g/m^3	-	Duża

Omówione wskaźniki nie uwzględniają wielu czynników, które w istotny sposób mogą zmienić stopień korozyjności wody. Dlatego czasami stosuje się zmodyfikowane formuły do obliczenia tych wskaźników - np. dla przewodów ze stali miękkiej Pisigan i Singlej [116] zaproponowali wyznaczanie pH_s (do obliczania IL) z zależności:

$pH_s = 11,017 + 0,197 \log[s.r.] - 0,959 \log[Ca^{+2}] - 0,016 \log[Mg^{+2}] - 1,041 \log[zas.] + 0,021 \log[SO_4^{2-}]$, stężenia uwzględnionych jonów należy wyrazić w g/m^3 . Zawartość agresywnych jonów uwzględniają również wskaźniki $LI_1 = [Cl^-] + 2[SO_4^{2-}]/[HCO_3^-]$ i $LI_2 = [Cl^-]/[HCO_3^-]$ [26,59,62,114,116,131], stężenia jonów należy wyrazić w mol/m^3 . Według Larsona i Skolda [116], wodę można traktować jako niekorozyjną dla żeliwa i stali, jeżeli wartość LI_1 jest mniejsza od 5, a jako korozyjną dla stali miękkiej - jeżeli wartość LI_2 jest większa od 0,1. Powyższe wskaźniki Edwards [28,29] stosował do oceny korozyjności wody w stosunku do miedzi, ze względu na małą wartość pH_s , oraz do ołowiu przy $pH > 8,5$.

Inną formułę oceny agresywności korozyjnej wody, uwzględniającą więcej parametrów, zaproponował Riddick, który wartość wskaźnika RI wyznacza się z zależności [127]:

$$RI = \frac{75}{zas.} * [CO_2 + 0,5 * (tw - zas.) + Cl^- + 2NO_3^- * \frac{10}{SiO_2} * \frac{O_{2rozp}^{+2}}{O_{2rozp.satur.}}]$$

Twardość i zasadowość wody do obliczeń należy podać w $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$, a wartości pozostałych parametrów w g/m^3 . Woda jest niekorozyjna, jeżeli wartość RI jest mniejsza od 25. Ze wzrostem wartości RI rośnie stopień korozyjności wody, a dla wartości RI większej od 75 woda jest bardzo korozyjna.

Pomimo stosowania wielu wskaźników do oceny korozyjności wody, z uwagi na złożoność korozji nie można określić jednoznacznie oddziaływania wody na konkretny rodzaj materiału, z którym się ona kontaktuje. Według Steinratha, w ocenie tej należy uwzględnić również prędkość przepływu wody i jego zdaniem woda nie wykazuje agresywnego oddziaływania na metalowe przewody wodociągowe, jeżeli spełnia wymagania przedstawione w tabeli 2.4.

TABELA 2.4. Charakterystyka wód niekorozyjnych wg Steinratha [15]

Wskaźnik wody	Warunek podstawowy	Warunek dodatkowy
Odczyn wody	$\text{pH} > \text{pH}_s$	-
Agresywny CO_2	0	-
Tlen rozpuszczony	$\leq 6 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ $\geq 2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$	prędkość przepływu wody $< 0,5 \text{ m/s}$ prędkość przepływu wody $> 0,5 \text{ m/s}$
Twardość węglanowa	$107 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$ $125 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$	prędkość przepływu wody $< 0,5 \text{ m/s}$ prędkość przepływu wody $> 0,5 \text{ m/s}$
Chlorki	$\leq 75 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$ $\geq 160 \text{ mgCl}/\text{dm}^3$	gdy twardość węglanowa $< 46 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$ gdy twardość węglanowa $< 107 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$
Jony miedziowe	$\leq 0,2 \text{ mgCu}/\text{dm}^3$	warunek dla stali ocynkowanej
Przewodnictwo	$\leq 10^3 \mu\text{S}/\text{cm}$	dla temp. 292 K
Prędkość przepływu wody	$\geq 0,5 \text{ m/s}$	-

Natomiast wymagania stawiane wodzie zimnej o osłabionych właściwościach korozyjnych w stosunku do żeliwa, stali zwykłej i ocynkowanej precyzuje Polska Norma [98], co przedstawia tabela 2.5.

TABELA 2.5. Dopuszczalne wielkości parametrów dla wody zimnej, przy których ma ona osłabione właściwości korozyjne [98]

Wymagania	Jednostka miary	Przewody		
		żeliwne	ze stali	
			zwykłej	ocynkowanej
Indeks nasycenia – nie mniej niż		0	0	-0,5
Agresywny dwutlenek węgla	mg/dm ³	0,0	0,0	W ilościach wynikających z dopuszczalnej wartości indeksu nasycenia
Zasadowość ogólna, przy średniej szybkości przepływu wody:				
- do 0,5 m/s, nie mniej niż	mval/dm ³	2,14	2,14	2,14
- ponad 0,5 m/s, nie mniej niż	mval/dm ³	0,71	0,71	0,71
Twardość wapniowa przy średniej szybkości przepływu wody:				
- do 0,5 m/s, nie mniej niż	mval/dm ³	2,14	2,14	2,14
- ponad 0,5 m/s, nie mniej niż	mval/dm ³	0,71	0,71	0,71
Właściwe przewodnictwo elektryczne, nie więcej niż	μS/cm	1000	1000	1000
Utlenialność wody, nie więcej niż	mg O ₂ /dm ³	80	80	80
Tlen rozpuszczony przy średniej szybkości przepływu:				
- do 0,5 m/s, nie mniej niż	mg/dm ³	6	6	2
- ponad 0,5 m/s, nie mniej niż	mg/dm ³			
Siarczany, nie więcej niż	mg/dm ³	250	250	250
Chlorki, nie więcej niż	mg/dm ³	150	150	150
Azotany, nie więcej niż	mg/dm ³			62
Jony amonowe, nie więcej niż	mg/dm ³	20	20	20
Miedź, nie więcej niż	mg/dm ³	1,0	1,0	0,1
Siarkowodór, nie więcej niż	mg/dm ³	0,0	0,0	0,0

Z powyższych tabel wynika, że woda spełniająca wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19. 11. 2002 [109]) może mieć charakter korozyjny w stosunku do metalowych przewodów wodociągowych, czego skutkiem jest jej wtórne zanieczyszczenie w systemie dystrybucji. Nie jest to jedyny negatywny skutek braku stabilności chemicznej wody. Brak tej cechy

wody może być także przyczyną powstawania osadów w wyniku wytrącania z wody trudno rozpuszczalnych związków - proces ten zachodzi, jeżeli woda jest przesycona węglanem wapnia.

Osady powstałe w wyniku korozji metalowych przewodów wodociągowych i rozwoju mikroorganizmów mają duże znaczenie w aspekcie zdrowia ludzkiego. Są one przyczyną wtórnego zanieczyszczenia wody produktami korozji oraz mikroorganizmami patogennymi [58,94,115]. Szczególnie niebezpieczne dla człowieka są produkty korozji ołowiu i miedzi.

2.1.3. Stabilność biologiczna wody i skutki jej braku

Woda stabilna biologicznie to taka, która jest pozbawiona mikroorganizmów oraz ich form przetrwalnikowych, a skład chemiczny wody uniemożliwia ich rozwój. Do rozwoju wszystkich mikroorganizmów niezbędne są nieorganiczne substraty pokarmowe, a dla heterotroficznych - dodatkowo obecność biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego (BRWO), a w szczególności jego asymilowalnej frakcji (AWO). W związku z powyższym, woda stabilna biologicznie musi być pozbawiona organicznych i nieorganicznych substratów pokarmowych dla mikroorganizmów [115] i taki wymóg powinna spełniać woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W przeciwnym wypadku, w systemie dystrybucji będzie miał miejsce wtórny rozwój mikroorganizmów, w tym heterotroficznych, zagrażających właściwej jakości sanitarnej wody dostarczanej odbiorcom. Rozwijające się w systemie dystrybucji mikroorganizmy mogą być unoszone z wodą lub tworzyć biofilmy na wewnętrznych powierzchniach przewodów wodociągowych. Ponieważ potencjalnie niebezpieczne, dla zdrowia konsumentów wody, są mikroorganizmy heterotroficzne, wśród których nie można wykluczyć drobnoustrojów chorobotwórczych, jako parametr decydujący o stabilności biologicznej wody przyjmuje się najczęściej stężenie BRWO, a głównie AWO. Oczyszczenie wody w stopniu zapewniającym stabilność biologiczną jest bardzo trudne, gdyż jak stwierdzono, mikroorganizmy mogą się rozwijać nawet przy bardzo niskim stężeniu substancji pokarmowych [85,100,136]. Jak wykazał LeChevallier [73], rozwój bakterii heterotroficznych był możliwy przy stężeniu AWO równym $50 \mu\text{gC/dm}^3$. Zdaniem tego samego autora [71] oraz Niquette i innych [85], minimalne stężenie BRWO warunkujące rozwój mikroorganizmów heterotroficznych wynosi $250 \mu\text{gC/dm}^3$, a badania w innych systemach dystrybucji wykazały, że do rozwoju biofilmu wystarczało stężenie 150

$\mu\text{gC/dm}^3$ [85]. Stężenie AWO, przy którym zahamowany jest wzrost biofilmu, zależy od rodzaju mikroorganizmów, stężenia i rodzaju dezynfektanta, a dla bakterii *Escherichia coli* stężenie graniczne wynosi $45 \mu\text{gC/dm}^3$ [73]. Stężenie AWO w wodzie wprowadzanej do sieci wynosi zwykle około 1-9% RWO i około 15-25% BRWO [42,73]. Nie zawsze czynnikiem warunkującym rozwój heterotrofów jest stężenie AWO. W wodach zawierających znaczne stężenia substancji organicznych, o rozwoju mikroorganizmów heterotroficznych decyduje obecność nieorganicznych substratów pokarmowych [96], a głównie biologicznie przyswajalnych fosforanów [35]. Jak dotąd nie zostały jednoznacznie określone formy azotu przyswajane przez mikroorganizmy. Generalnie są to azotany, azotyny i azot amonowy - w zależności od warunków tlenowych, w jakich dochodzi do rozwoju mikroorganizmów [89,93,115]. Istnieją jednak przypuszczenia, że niektóre bakterie, np. *Klebsiella*, posiadają zdolność przyswajania azotu cząsteczkowego [73]. Wody wprowadzane do systemów dystrybucji praktycznie zawsze zawierają stężenia azotu wystarczające do rozwoju drobnoustrojów. LeChevallier [73] wykazał, że najintensywniejszy rozwój bakterii z grupy *coli* występował przy proporcji wagowej C:N:P równej 100:10:1, tak więc do ich rozwoju wystarczają śladowe ilości fosforanów w wodzie. Miettinen i inni [79] uważają, że rozwój heterotrofów w wodzie zawierającej AWO jest możliwy, gdy stężenie azotanów wynosi nie mniej niż $0,2\text{gN/m}^3$, a biologicznie przyswajalnego fosforu - nawet poniżej 10mgP/m^3 . Zapewnienie tak niskich stężeń substratów pokarmowych wymaga zastosowania wysokoefektywnych procesów oczyszczania wody, takich jak: ozonowanie i filtracja przez biologicznie aktywne złoża węglowe, adsorpcja poprzedzona przez ozonowanie czy procesy membranowe [123]. Ograniczenie lub całkowite zahamowanie wtórnego rozwoju mikroorganizmów może zapewnić skuteczna dezynfekcja i zapewnienie obecności pozostałego dezynfektanta w całym systemie dystrybucji.

Ponieważ dezynfektanty zużywane są do utleniania korodujących metali, zredukowanych związków obecnych w wodzie i osadach, to w efekcie ich stężenie może być niewystarczające do dezaktywacji drobnoustrojów i zapobiegania powstawaniu biofilmów na powierzchni rurociągów. W związku z tym obecność znacznej ilości zanieczyszczeń w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej wymaga zastosowania zwiększonych dawek dezynfektantów. Przykładem są duże dawki chloru ($0,8\text{-}2,7 \text{gCl}_2/\text{m}^3$) oraz dwutlenku chloru ($1,6\text{-}2,4 \text{gClO}_2/\text{m}^3$) wymagane do zapewnienia właściwej jakości mikrobiologicznej wody, której stężenie OWO zmieniało się w zakresie $4,3\text{-}7,7 \text{gC/m}^3$ [132]. Ponieważ stężenie pozostałych dezynfektantów w wodzie zmniejsza się wraz z odległością od

miejsca ich dawkowania do wody, to największe niebezpieczeństwo wtórnego rozwoju mikroorganizmów występuje w końcówkach sieci wodociągowej. Według Rossmana i innych [106], zawartość pozostałego chloru wolnego C_t (gCl_2/m^3) można obliczyć z zależności: $C_t = C_0 \exp(-kt)$, w której C_0 - stężenie początkowe chloru wolnego (gCl_2/m^3); t - czas przebywania wody w rurociągu z żeliwa sferoidalnego (d); k - współczynnik zużycia chloru ($1/d$), którego wartość około 10-krotnie zwiększyła obecność produktów korozji, utrudniających ponadto penetrację dezynfektanta do drobnoustrojów w nich bytujących. Powyższe wskazuje, iż o zużyciu dezynfektanta w systemie dystrybucji współdecyduje jego stan techniczny, który zależy między innymi od jego podatności na korozję. Sozański i Oleńczuk-Neyman [121] uważają, iż w kontroli rozwoju biofilmów skuteczniejsza od chloru wolnego i dwutlenku chloru jest monochloramina – mniej reaktywna w procesach utleniania. Zaleca się ją przede wszystkim do dezynfekcji wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, w której przebiega intensywna korozja [61,69,145]. Negatywnym skutkiem stosowania chloraminy jest stworzenie warunków sprzyjających nitryfikacji powodującej jej zużycie oraz rozwój bakterii heterotroficznych w pierwszej fazie procesu. Ze względu na małą tolerancję wobec zmian warunków środowiskowych nitryfikatorów decydujących o przebiegu drugiej fazy nitryfikacji (*Nitrobacter*), proces ten nie zawsze zachodzi do końca i wówczas woda zanieczyszczona jest azotynami [122,140]. Wymagana dawka i skuteczność dezynfektantów zależą od rodzaju rozwijających się drobnoustrojów oraz materiału, z którym kontaktuje się przepływająca woda. Jak wynika z badań przeprowadzonych przez Goshko i innych [33], w wodzie wodociągowej zawierającej $0,2 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ nie stwierdzono obecności *Escherichia coli*, natomiast rozwijały się bakterie z rodzajów *Enterobacter* i *Klebsiella*. LeChevallier i inni [70] wykazali, że stężenie $1-2 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ nie eliminowało bakterii *coli* z biofilmów, które rozwijały się na rurociągach żeliwnych nawet w obecności $4 \text{ gHOCl}/\text{m}^3$. Również mniejsza była skuteczność dezynfekcji chlorem wolnym i chloraminami wody przepływającej w przewodach wykonanych z żeliwa niż z PVC i stali ocynkowanej [73]. Generalnie zużycie pozostałych dezynfektantów jest mniejsze w przypadku materiałów niekorodujących (syntetycznych) niż korodujących. Jednak rozwój biofilmów jest możliwy zarówno na powierzchni jednych, jak i drugich.

Formowanie biofilmów poprzedzone jest adsorpcją bakterii na powierzchni stałej [89], a wytworzony biofilm jest zbiorowiskiem bakterii, grzybów i pierwotniaków oraz ich metabolitów (w tym pozakomórkowych polimerów). W pierwszym etapie kształtowania się biofilmów na powierzchni rurociągów rozwijają się tylko gram dodatnie bakterie, a w

kolejnym rozpoczyna się rozwój gram ujemnych. Przez pierwsze miesiące dominują bakterie z rodzajów: *Crynobacterium*, *Anthrobacter*, *Acientobacter*, *Metylobacterium*, a po około ośmiu miesiącach pojawiają się bakterie z rodzaju *Pseudomonas* [96]. Dopiero na rozwiniętym biofilmie następuje rozwój bakterii autotroficznych [73]. LeChevallier [70] wykazał, iż bakterie *Enterobacter cloacae* i *Enterobacter agglomerans* obecne były we wszystkich badanych przez niego systemach dystrybucji, rzadziej natomiast występowały bakterie z rodzajów *Klebsiella* i *Citrobacter*. Wśród bakterii tworzących biofilmy zidentyfikowano również grupy *Flavobacterium*, *Acinebacter*, *Maraxella sp*, *Micrococcus sp* [33,70,73,89] oraz *Mycobacterium*, których rozwój powodował niszczenie struktury warstwy antykorozyjnej żeliwnych i stalowych przewodów wodociągowych [72]. Struktura ilościowa i jakościowa biofilmów zależy od rodzaju materiału, z którego wykonane są rurociągi. LeChevallier [71] wykazał, że biofilm szybciej rozwijał się na przewodach żeliwnych niż na PVC i na powierzchni rurociągów stalowych.

W aspekcie zagrożeń dla człowieka, najistotniejsza jest obecność mikroorganizmów patogennych w biofilmach, które po uwolnieniu do przepływającej wody są przyczyną chorób wodopochodnych. W tabeli 2.6. przedstawiono identyfikowane mikroorganizmy patogenne w wodzie do picia i choroby wywołane ich obecnością. Skuteczne zapobieganie rozwojowi biofilmów w systemie dystrybucji jest bardzo istotne, ponieważ nawet pojedyncze organizmy chorobotwórcze mogą być przyczyną zachorowań lub epidemii. Zdaniem Pawlaczyk-Szpilowej [94], zagrożenie chorobotwórcze wirusem Polio pojawia się przy obecności 10 do 72 jego cząstek. Sulima i inni [123] stwierdzili, że obecność tylko jednej cysty pierwotniaka *Cryptosporidium parvum* może powodować chorobę, a obecność jednej cysty w 30 m³ wody stanowi już zagrożenie epidemiologiczne. Nośnikiem tych pierwotniaków i innych mikroorganizmów patogennych są zawiesiny i koloidy powodujące mętność. Jak podaje Kowal [58], skutkiem wzrostu mętności wody z 0,05 do 0,1 NTU była obecność tych mikroorganizmów w wodzie. Czasami nie same mikroorganizmy, a ich produkty przemiany materii stanowią zagrożenie dla zdrowia ludzi. Wśród szkodliwych metabolitów na uwagę zasługują aflatoksyny i najbardziej szkodliwa z nich aflatoksyna B1, która już w niewielkim stężeniu jest toksyczna dla człowieka. Są to produkty przemiany materii grzybów *Aspagillus flavus*, *Aspagillus parasiticus*, których obecność stwierdzono w wodzie wodociągowej [93].

TABELA 2.6. Mikroorganizmy chorobotwórcze i wywoływane przez nie choroby [89]

Organizm	Objawy choroby
Wirusy	
<i>Coxsackie</i>	Gorączka, zapalenie gardła, zapalenie oskrzeli, biegunka, zapalenie mięśnia sercowego, zapalenie osierdza, zapalenie mózgu, aseptyczne zapalenie opon mózgowych
<i>Echo</i>	Choroby układu oddechowego, aseptyczne zapalenie opon mózgowych, wysypka, gorączka
<i>Norwalk</i>	Nieżyt żołądka i jelit (gorączka, wymioty, biegunka)
<i>Hepatitis A</i>	Gorączka, nudności, żółtaczką, uszkodzenie wątroby
<i>Hepatitis E</i>	Gorączka, nudności, żółtaczką, zgon
<i>Rota</i>	Nieżyt żołądka i jelit (gorączka, wymioty i biegunka)
<i>Adeno jelitowy</i>	Choroby układu oddechowego, zapalenie mięśnia sercowego, nieżyt żołądka i jelit (biegunka)
<i>Calici</i>	Nieżyt żołądka i jelit (biegunka)
<i>Astro</i>	Nieżyt żołądka i jelit (biegunka)
Bakterie	
<i>Escherichia coli</i>	Nieżyt żołądka i jelit (biegunka)
<i>Salmonella sp</i>	Enterocolitis (gorączka, biegunka, wymioty), zapalenie opon mózgowych, zapalenie wsierdza, zapalenie mięśnia sercowego, zapalenie płuc
<i>Shigella sp</i>	Nieżyt żołądka i jelit (gorączka, biegunka, wymioty)
<i>Campylobacter jejuni</i>	Nieżyt żołądka i jelit (gorączka, biegunka, wymioty)
<i>Yersinia sp</i>	Biegunka, artretyzm
<i>Legionella sp</i>	Choroba legionistów, zgon
<i>Vibrio cholerae</i>	Biegunka, wymioty, zgon
Pierwotniaki	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Biegunka
<i>Giardia lamblia</i>	Chroniczna biegunka

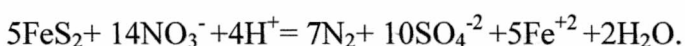
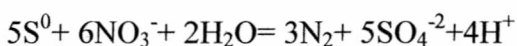
Wszystkie rozwijające się w systemie dystrybucji mikroorganizmy, a głównie tworzące biofilmy, uczestniczą w korozji biologicznej, a tym samym intensyfikują niszczenie metali. Mikroorganizmy powodują rozkład substancji organicznych do produktów o charakterze korozyjnym intensyfikujących korozję metali [107]. Natomiast obumarłe mikroorganizmy wypłukiwane do wody zwiększają poziom jej zanieczyszczenia organicznego, a w środowisku wodnym ulegają hydrolizie, powodującej powstawanie kwasów organicznych. Amonifikacja białek prowadzi w pierwszym etapie do powstawania aminokwasów, których deaminacja jest przyczyną wzrostu stężenia azotu amonowego w wodzie [115]. Uwalniane przez bakterie pozakomórkowe polimery to głównie tłuszcze, cukry, proteiny i kwasy tłuszczowe, które posiadają zdolność do tworzenia kompleksów z metalami [6]. Stwierdzono, iż substancje te intensyfikują korozję biologiczną [99].

Rodzaj nieorganicznych produktów przemiany materii zależy od warunków panujących w sieci wodociągowej. Mogą to być między innymi dwutlenek węgla, siarczany, azotany,

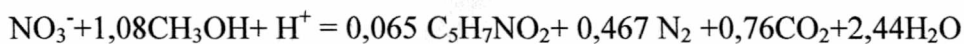
siarkowodór, azotyny, azot amonowy i cząsteczkowy [2,13,40,89,120], a więc głównie produkty zwiększające szybkość korozji. Aktywność korozyjną wykazują praktycznie wszystkie drobnoustroje rozwijające się w systemie dystrybucji. Przykładem są chemoautotroficzne bakterie siarkowe, które w warunkach tlenowych utleniają siarkowodór i siarkę zgodnie z reakcjami [4]:

$\text{H}_2\text{S} + 0,5\text{O}_2 = \text{H}_2\text{O} + \text{S}^0$ lub $\text{S}^0 + 1,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{SO}_4$, a powstający kwas siarkowy zwiększa szybkość korozji elektrochemicznej. Podobnie podczas pierwszego etapu nityfikacji azotu amonowego: $\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 = 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{NO}_2^-$, zachodzącego z udziałem bakterii *Nitrosomonas*, powstaje produkt przyspieszający korozję [13,93,115,120]. Na powierzchniach rurociągów żeliwnych i stalowych rozwijają się bakterie żelaziste, wykorzystujące żelazo lub jego związki do przemian metabolicznych [52], a efektem ich aktywności życiowej są związki żelaza (III) tworzące osady na powierzchni rurociągów: $4\text{FeCO}_3 + \text{O}_2 + 6\text{H}_2\text{O} = 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 4\text{CO}_2$. Powstający wodorotlenek jest wiązany przez osiadłe bakterie żelazowe zwiększające obszar korozji podosadowej, natomiast dwutlenek węgla sprzyja wzrostowi intensywności korozji elektrochemicznej.

Omówione procesy zachodzą w warunkach tlenowych panujących w obszarze bezpośrednio kontaktującym się z natlenioną wodą. W głębszych warstwach biofilmów najczęściej panują warunki beztlenowe, powodujące przebieg biochemicznej redukcji związków nieorganicznych, a utlenieniu ulegają zazwyczaj związki organiczne [2,89,93,115]. Do najczęściej identyfikowanych procesów redukcji należą denitryfikacja, redukcja siarczanów, siarczynów i redukcja związków żelaza. W denitryfikacji autotroficznej donorem elektronów jest siarka, a proces ten prowadzą bakterie *Thiobacillus*, *Paracoccus*, *Thiospha*. Przebieg denitryfikacji zależy od formy występowania siarki, co opisują poniższe równania [89,2]:



W procesie denitryfikacji utleniane są proste związki organiczne, np. metanol:



W warunkach beztlenowych bakterie *Desulfovibrio desulfovicans*, *Desulfubulbus sp* prowadzą redukcję siarczanów [89,115], siarkowodoru lub siarki. Podczas redukcji siarczanów następuje utlenienie prostych związków organicznych, np. octanów ($\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{HCO}_3^- + \text{S}^{2-}$).

Proces redukcji żelaza prowadzony jest zarówno przez bakterie tlenowe, względnie beztlenowe, jak i beztlenowe oraz grzyby (tab. 2.7.), a inhibitorami tego procesu mogą być tlen i azotany [89].

TABELA 2.7. Rodzaje bakterii i grzybów redukujących tlenki żelaza [89]

Organizmy	Zdolność do redukcji tlenków żelaza (III)	Hamowanie procesu denitryfikacji przez	
		tlen	azotany
Bakterie tlenowe i względnie beztlenowe			
<i>Bacillus</i>	+	+ lub -	+ lub -
<i>Pseudomonas</i>	+	+	+ lub -
<i>Paracoccus</i>	+	+	-
<i>Micrococcus</i>	+	NB ¹	NBN
<i>Corynebacterium</i>	+	M ²	NB
<i>Escherichia</i>	+	NBP ³	NBP
<i>Enterobacter</i>	+	+ lub -	+
<i>Citrobacter</i>	+	+	+
<i>Serratia</i>	+	+	NBP
<i>Proteus</i>	+	NBP	+
<i>Alcaligenes</i>	+	+	+ lub -
<i>Vibrio</i>	+	+	-
Bakterie beztlenowe			
<i>Clostridium</i>	+	N ⁴	+ lub -
<i>Bacteroides</i>	+	N	-
<i>Desulfovibrio</i>	+	N	+ lub -
Grzyby			
<i>Fusarium</i>	+	-	-
<i>Actinomucor</i>	+	-	-
<i>Altenaria</i>	+	-	-

Z przedstawionych powyżej reakcji wynika, że powstające w warunkach beztlenowych produkty przemiany materii H^+ , CO_2 , SO_4^{2-} przyspieszają korozję metali, hamują

¹ Nie badano

² Bakterie rosną w warunkach mikroaerofilnych

³ Nie badano, ale hamowanie jest prawdopodobne

⁴ Bakterie nie rosną w obecności tlenu

tworzenie powłok antykorozyjnych bądź powodują ich rozpuszczanie. Negatywnym skutkiem rozwoju biofilmów jest również powstawanie warunków do przebiegu korozji podosadowej z udziałem mikroorganizmów beztlenowych, np. bakterii redukujących siarczany [128]. Brak stabilności biologicznej wody powoduje wtórny rozwój mikroorganizmów i tworzenie się biofilmów, a rozwijające się w nich mikroorganizmy bezpośrednio - przez reakcję z materiałem przewodów wodociągowych - lub pośrednio - przez produkty przemiany materii wywołują korozję biologiczną, intensyfikując stopień zniszczenia metalowych elementów systemu dystrybucji.

Najistotniejszym negatywnym skutkiem rozwoju biofilmów jest skażenie bakteriologiczne wody, które stwierdza się głównie przy nagłym wzroście prędkości przepływu wody w systemie dystrybucji [8,121,131,138].

2.2. Korozja przewodów wodociągowych

Korozja to proces stopniowego niszczenia materiału w wyniku chemicznego lub elektrochemicznego oddziaływania środowiska korozyjnego. W związku z powyższym, wyróżnia się korozję chemiczną i elektrochemiczną, a niszczenie materiału przebiegające z udziałem mikroorganizmów nazywa się korozją biologiczną. Korozji ulegają metale (głównie nieszlachetne) i ich stopy oraz niektóre tworzywa niemetalowe, takie jak beton i materiały ceramiczne.

2.2.1. Korozja elektrochemiczna

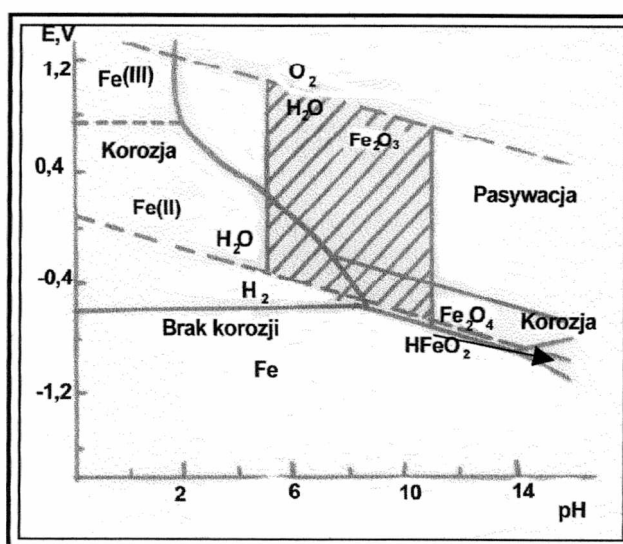
W środowisku wodnym (elektrolit) przebiega korozja elektrochemiczna, zachodząca w wyniku powstawania mikroogniw. Są one efektem różnicy potencjałów dwóch elektrod: katody o wyższym potencjale (reakcje redukcji) i anody o niższym potencjale (utlenianie). Różnica potencjałów może wynikać z niejednorodności materiału oraz występowania domieszek w strukturze materiału. Korozja elektrochemiczna zachodzi również w obszarze kontaktu dwóch materiałów różniących się w danych warunkach potencjałem elektrochemicznym. W zależności od obszaru występowania oraz przyczyn powstawania, korozję elektrochemiczną dzielimy na [99]:

- Ciągłą - przebiega w całym obszarze kontaktu wody z materiałem rurociągu i jest wywołana obecnością w wodzie związków o wyższym potencjale, np. utleniaczy, które są donorami elektronów.

- Miejscową - dotyczy tylko fragmentu rurociągu, wywołana jest miejscową zmianą stężenia np. chloru, tlenu w wyniku ich zużycia lub wnikiem w mikroszczeliny materiału. Ten rodzaj korozji prowadzi do powstawania charakterystycznych ubytków metalu – wżerów, dlatego czasami nazywana jest ona wżerową. Z korozją miejscową mamy do czynienia w obszarze łączenia dwóch rurociągów wykonanych z materiałów o różnym potencjale. Ten rodzaj korozji nazywany jest międzykrystaliczną, ponieważ zachodzi pomiędzy kryształami dwóch metali. Przykładem może być połączenie przewodu żeliwnego z miedzianym. W miejscu ich łączenia przebiega reakcja niszczenia przewodu żeliwnego ($\text{Cu}^{+2} + \text{Fe}^0 = \text{Fe}^{+2} + \text{Cu}^0$), przy czym wytrącaniu metalicznej miedzi sprzyja niska temperatura wody [99].

Na szybkość przebiegu reakcji elektrochemicznych wpływa wartość różnicy potencjałów, która zależy od pH i temperatury roztworu. Materiał będący katodą w warunkach kontaktu z jednym materiałem, może stanowić anodę wobec innego. Ogniwa elektrochemiczne powstają również pomiędzy metalem, a jego związkami tworzącymi warstwę ochronną.

Analizując zmianę potencjału metalu w całym zakresie pH, w środowisku wodnym, można wyznaczyć teoretyczne obszary korozji i pasywacji. Ze względu na powszechność występowania przewodów żelazowych, na rysunku 2.1. przedstawiono wykres równowag potencjał oksydacyjno-redukcyjny - pH w układzie Fe-H₂O. Na jego podstawie można określić teoretyczne obszary pasywacji, korozji i braku korozji rurociągów żeliwnych w zależności od pH transportowanej wody.



RYSUNEK 2.1. Wykres równowag potencjał oksydacyjno-redukcyjny - pH w układzie woda - żelazo [116]

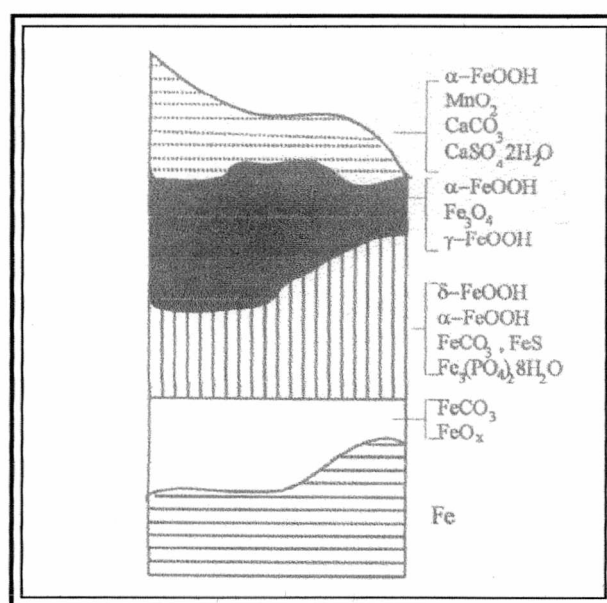
Bez względu na warunki panujące w środowisku wodnym, jony wodorowe zawsze stanowią katodę wobec żelaza, zatem ich obecność w wodzie przyspiesza korozję rurociągów żeliwnych i stalowych. Z uwagi na zmiany obszarów korozji i pasywacji w układach heterogenicznych, trudne jest właściwe określenie stopnia korozyjności wody w stosunku do materiału rurociągów.

O stopniu korozji materiału, poza fizyczno-chemicznym składem wody, decyduje struktura i czystość jego powierzchni. Dotyczy to głównie stalowych i żeliwnych przewodów wodociągowych. Żeliwo szare, charakteryzujące się dużą chropowatością i zawartością domieszek, jest najmniej odporne na korozję, natomiast znacznie bardziej odporne na korozję jest żeliwo sferoidalne [86]. Porowatość powierzchni żeliwa sprzyja wnikaniu w mikropory jonów korozyjnych i powstawaniu ogniw elektrochemicznych. Jak wykazał Jóźwik [49], mniejszy wpływ na stopień korozji rurociągów żeliwnych miał czas ich eksploatacji, co było spowodowane obecnością na ich powierzchni warstwy tlenków żelaza, wśród których dominował stabilny ferryt. Dla stali bardzo ważnym czynnikiem decydującym o szybkości korozji jest zawartość węgla; wraz ze wzrostem jego udziału maleje odporność na korozję [107]. Jacobs i inni [48] wykazali, iż odporność na korozję stali nierdzewnej rośnie proporcjonalnie do zawartości molibdenu w strukturze tego materiału, a zawarty w niej nikiel jest podatny na wypłukiwanie, co powoduje wzrost chropowatości rurociągu i warunki do przebiegu korozji wżerowej. Dla rurociągów miedzianych czynnikiem stymulującym korozję okazała się zawartość siarczków. Ich obecność w wodzie spowodowała wzrost ubytku masy miedzi z 0,5 do 11%, spowodowanego przyspieszoną korozją elektrochemiczną i biologiczną [48]. Porównanie szybkości korozji różnych materiałów w środowisku niestabilnej chemicznie wody przedstawiono w tabeli 2.8. Z danych tych wynika, że intensywność korozji zależy od rodzaju materiału i zmniejsza się wraz z czasem, co potwierdza prawidłowość stwierdzoną dla żeliwa przez Jóźwika [49].

TABELA 2.8. Średnie prędkości korozji dla różnych materiałów [51]

Materiał	Czas ekspozycji dni	Szybkość korozji (metoda grawimetryczna)		Metoda polaryzacyjna (gęstość prądu korozyjnego) $\mu\text{A}/\text{cm}^2$
		$\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{doba}$	$\mu\text{A}/\text{cm}^2$	
Stal węglowa St3S	7	0,0682	0,273	
	14	0,0490	0,196	
	30	0,0318	0,127	0,046
Stal stopowa 0H18N9	7	0,0227	0,091	
	14	0,0185	0,073	
	30	0,0159	0,063	0,014
Miedź M0b	7	0,1365	0,480	
	14	0,1100	0,390	
	30	0,0318	0,110	0,044
Mosiądz M70	7	0,1135	0,395	
	14	0,1100	0,48	
	30	0,0319	0,391	0,058

Powstające produkty korozji metali, którymi najczęściej są tlenki, wodorotlenki, węglany, zasadowe węglany [29,49,52,77,99], tworząc warstwę na powierzchni niszczonych przewodów wodociągowych, mogą spełniać rolę ochronną przed korozją. Aby to było możliwe, warstwa pasywacyjna musi ściśle przylegać do metalu i musi być szczelna. Podobną rolę mogą spełniać, wytrącające się z przesyconej wody, węglany wapnia. Jednak jeżeli powstająca warstwa tych osadów nie jest cienka i nie przylega ściśle do powierzchni przewodu, to może być przyczyną wzrostu intensywności korozji [116]. Przekrój przez osady powstające na powierzchniach żeliwnych rurociągów przedstawia rysunek 2.2.



RYSUNEK 2.2. Przekrój pionowy przez produkty korozji rurociągów żeliwnych [116]

Głównymi składnikami tych osadów są tlenki, wodorotlenki, węglany i fosforany żelaza. Rozkład związków żelaza (III) i żelaza (II) potwierdza istnienie warunków utleniających jedynie w warstwie kontaktującej się z przepływającą wodą. Badania prowadzone w innych systemach dystrybucji [29] wykazały, że wśród produktów korozji żeliwnych i stalowych rurociągów występują również azotki, siarczyny i siarczki. Przyczyną tych różnic jest odmienny skład fizyczno-chemiczny przepływającej wody. Warstwa ochronna na powierzchni stalowych i żeliwnych przewodów wodociągowych stabilizuje się dłużej niż na innych materiałach, a czas ten szacuje się na ok. 18 miesięcy [116].

TABELA 2.9. Zakresy wartości badanych składników osadów [111]

Składnik	Procent suchej masy
Substancje organiczne	9,88-17,26
Substancje nieorganiczne	82,74-90,12
Żelazo	37,74-64,88
Krzemiany	1,67-19,92
Siarczany	1,35-6,80
Chlorki	0,00-0,03
Fosforany	0,000-0,027
Azot ogólny	0,036-0,22
Węglany	0-4,0
Wapń	1,1-6,99
Mangan	0,02-6,79
Glin	0,03-0,945
Magnez	0,000-0,071
Cynk	0,008-0,36
Nikiel	0,002-0,061
Miedź	0,005-0,021
Ołów	0,0026-0,02
Kobalt	0,0008-0,011
Chrom ogólny	0-0,004
Kadm	0-0,0009
Rtęć	0,00001-0,0009

Wyniki badań składu chemicznego osadów zdeponowanych w żeliwnych i stalowych przewodach wodociągowych przedstawiono w tabeli 2.9. Z danych tych jednoznacznie wynika, iż w osadach ilościowo dominowały związki żelaza - produkty korozji żeliwa i stali. Obecne w nich były również substancje organiczne (których zawartości były większe w osadach starych niż świeżych) oraz inne trudno rozpuszczalne związki wytrącone z przepływającej wody. Obecność osadów stwarza korzystne warunki do rozwoju mikroorganizmów tworzących biofilmy, ponieważ z jednej strony stanowią one „magazyn” substratów pokarmowych, a z drugiej -ochraniają mikroorganizmy przed działaniem dezynfektantów.

Komponenty osadów chemicznych i biologicznych mogą być uwalniane do wody, wywołując niepożądane zmiany jej składu, a bytujące w biofilmach organizmy powodują korozję biologiczną.

Badania wpływu korozyjnej wody na przewody wodociągowe wykonane z azbesto-cementu [12] oraz pokryte powłokami cementowymi [112] wykazały, że materiały te nie są odporne na agresywne oddziaływanie niestabilnej chemicznie wody. Podczas kontaktu agresywnej wody z powłoką cementową czy azbesto-cementem następuje rozpuszczanie wapniowych komponentów cementu, a powstający Ca(OH)_2 powoduje wzrost pH wody, a w konsekwencji warunki wytrącania z niej trudnorozpuszczalnych związków.

2.2.2. Korozja biologiczna

Przyczyną korozji biologicznej jest wtórny rozwój mikroorganizmów w systemie dystrybucji, a głównie ich aktywność życiowa. Rozwijające się mikroorganizmy mogą być transportowane z wodą lub, co zostało potwierdzone w wielu badaniach [70,75,105,144], tworzyć biofilmy na wewnętrznych powierzchniach rurociągów. Do rozwoju mikroorganizmów dochodzi w miejscach zaburzenia struktury przewodu lub warstwy ochronnej, tzn. w mikroporach lub wżerach powstałych w wyniku korozji elektrochemicznej. Osady zdeponowane na wewnętrznych powierzchniach rurociągów stanowią depozyt substratów pokarmowych niezbędnych do rozwoju drobnoustrojów, które przyspieszają korozję metali wskutek wydzielania metabolitów o charakterze korozyjnym. Również produkty rozkładu obumarłych komórek mogą mieć charakter korozyjny, co powoduje wzrost korozji elektrochemicznej poprzez tworzenie ogniw o zróżnicowanym stopniu natlenienia [89].

Do przebiegu korozji biologicznej przyczynia się aktywność życiowa wszystkich mikroorganizmów tworzących biofilmy, lecz z uwagi na dominację przewodów żeliwnych i stalowych w systemach wodociągowych największe znaczenie mają bakterie żelazowe [115] i redukujące siarczany [89,93]. Według Olańczuk-Neyman [89], przebieg procesu korozji, który sumarycznie można zapisać równaniem:

$4\text{Fe} + \text{CaSO}_4 + 4\text{H}_2\text{O} = \text{FeS} + 3\text{Fe(OH)}_2 + \text{Ca(OH)}_2$ składa się z trzech etapów:

1. Spontaniczna reakcja powierzchni stopu żelaza z wodą, z utworzeniem cienkiej podwójnej warstwy z wodorotlenku żelaza(II) i wodoru cząsteczkowego:
 $3\text{Fe}^0 + 6\text{H}_2\text{O} = 3\text{Fe(OH)}_2 + 3\text{H}_2$ Reakcja ta bez udziału bakterii ulega zahamowaniu.

2. Depolaryzacja katodowa - polega na biologicznym utlenieniu ochronnej warstwy wodoru z wytworzeniem siarkowodoru: $4\text{H}_2 + \text{CaSO}_4 = \text{H}_2\text{S} + \text{Ca}(\text{OH})_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
3. Spontaniczna reakcja siarkowodoru z żelazem z utworzeniem siarczku żelaza: $\text{Fe}^0 + \text{H}_2\text{S} = \text{FeS} + \text{H}_2$

Za niszczenie powierzchni rurociągów odpowiedzialne mogą być również grzyby i glony [51]. Według Mcneilla i innych [77] oraz Krogulskiej i innych [60], w początkowej fazie mikroorganizmy rozwijają się w mikroszczelinach, a w przypadku przewodów syntetycznych tylko w miejscach łączenia elementów przewodów (złączkach). Hipotezy tej nie potwierdziły jednak badania prowadzone w innych systemach dystrybucji wody, ponieważ obecność mikroorganizmów stwierdzono na powierzchni syntetycznych rurociągów i wszystkich rodzajów przewodów metalowych [71,73,89]. Obecne w biofilmie bakterie mogą również przyspieszać korozję, tworząc ogniwa o zróżnicowanym stopniu natlenienia [89]. Szybkość korozji biologicznej zależy od zawartości utleniaczy, a głównie dezynfektanta, w wodzie kontaktującej się z biofilmem. LeChevallier [72] wykazał, że dwutygodniowy brak chloru w wodzie spowodował znaczny przyrost biofilmu, a według Rompre i innych [105], po 15 godzinach nieobecności dezynfektanta w wodzie rozpoczął się proces namnażania się mikroorganizmów. Szybkość korozji zależała od rodzaju materiału przewodów wodociagowych, a największą stwierdzono dla rurociągów żeliwnych i stalowych [73], to jest materiałów o znacznej zawartości innych składników niż żelazo. Mniejszą podatność na korozję biologiczną wykazywały gładkie rurociągi z miedzi oraz ocynkowane. Powierzchnia rurociągów wykonanych z tych materiałów charakteryzowała się mniejszym współczynnikiem chropowatości i zgromadzonych w nich było znacznie mniej osadów, dlatego penetracja dezynfektanta w głąb osadów była łatwiejsza niż w przypadku żeliwnych i stalowych rurociągów. Obecność dezynfektanta i ułatwiony jego kontakt z mikroorganizmami powodowały, że na powierzchniach rurociągów ocynkowanych i wykonanych z miedzi rozwijały się grupy bakterii, których dezaktywacja wymagała dużych dawek dezynfektanta. Wśród czynników inhibitujących korozję biologiczną wymieniane są także: cynk w stężeniu 1 gZn/m^3 [81] oraz molibden stanowiący składnik stali nierdzewnej [96], ponieważ są to metale toksyczne dla mikroorganizmów. Stwierdzono [126], że niektóre rodzaje bakterii przystosowały się do życia w obecności toksycznego ołowiu, z którego były wykonywane rurociągi.

Również duża prędkość przepływu wody hamuje rozwój biofilmu, uniemożliwiając sedymentację i kumulację zanieczyszczeń oraz mikroorganizmów. Rozwój

mikroorganizmów na wewnętrznych powierzchniach przewodów wodociągowych, któremu sprzyja mała prędkość przepływu, jest przyczyną zanieczyszczenia wody metabolitami mikroorganizmów, w tym pozakomórkowymi polimerami, obumarłą materią organiczną, oraz skażenia bakteriologicznego wody podczas jej transportu.

2.3. Warunki hydrauliczne w systemie dystrybucji i jego stan techniczny

Warunki hydrauliczne i stan techniczny systemu dystrybucji wskazywane są, w wielu doniesieniach literaturowych [25,41,50,65,66,84,101,108,114,127,131,133], jako czynniki współdecydujące o jakości wody pobieranej u odbiorcy. Warunkują one rodzaj i kierunek przebiegu procesów chemicznych, biologicznych i fizycznych zachodzących w systemach dystrybucji. Współdecydują również o intensywności korozji przewodów wodociągowych, ilości gromadzonych osadów i zanieczyszczeń transportowanych ze środowiska zewnętrznego.

2.3.1. Warunki hydrauliczne

W aspekcie zmian jakości wody do najważniejszych parametrów należą ciśnienie i prędkość przepływu wody. W wyniku transportu wody następują straty ciśnienia, a ich wielkość zależy od materiału, z którego wykonane są przewody wodociągowe, oraz od liczby Reynoldsa, określającej charakter przepływu wody [10,84].

Nie stwierdzono istotnego wpływu współczynnika chropowatości na wielkość zmian ciśnienia w sieci [133]. Zdaniem Mcneilla [77], wysokie ciśnienie wody jest przyczyną wzrostu poziomu jej zanieczyszczenia, powodując głównie wzrost jej mętności, poprzez „wrywanie” cząstek stałych i fragmentów biofilmów z osadów zdeponowanych na powierzchni przewodów wodociągowych. Według Besner i innych [7], wzrost ciśnienia wody w sieci wodociągowej powoduje osłabienie materiału, a w konsekwencji wzrost uszkodzeń rurociągów. Natomiast według Hotłoś [41], skutkiem obniżenia ciśnienia wody był mniejszy udział uszkodzeń wywołanych pęknięciami przewodów, który zmalał o ok. 10% w stosunku do odnotowanego podczas eksploatacji systemu dystrybucji w warunkach nadmiernego ciśnienia. W aspekcie ochrony przed wtórnym zanieczyszczeniem wody bardzo istotna jest możliwość ustabilizowania ciśnienia wody w przewodzie wodociągowym. Brak stabilności ciśnienia jest przyczyną zwiększonej awaryjności przewodu, powstawania makropor, przez co sprzyja wzrostowi intensywności korozji

biologicznej. Stabilizację ciśnienia można osiągnąć poprzez stosowanie przemienników częstotliwości do sterowania pompami [66] lub regulatorów ciśnienia, których lokalizację można wyznaczyć, np. stosując modele zaproponowane przez Ivanovą i Kosora [46,47].

Na zmiany jakości wody w systemie jej dystrybucji w znacznie większym stopniu niż ciśnienie, wpływa prędkość przepływu wody, a głównie jej zmiany. Zbyt mała prędkość sprzyja sedymentacji cząstek stałych i ich kumulacji na wewnętrznych powierzchniach rurociągów, stwarzając warunki do gromadzenia się osadów i rozwoju biofilmów, a tym samym korozji biologicznej [73]. Sytuacja taka istnieje w wielu przewymiarowanych systemach wodociągowych w Polsce, a spowodowana jest znacznym zmniejszeniem zużycia wody w ostatnich kilku latach (tab. 2.10.).

TABELA 2.10. Zestawienie porównawcze jednostkowego poboru wody [40]

Rok	Ogółem		Przeznaczenie wody					
			Wodociągi komunalne		Cele produkcyjne		Nawodnienie rolnicze	
	m ³ /M*a	%	m ³ /M*a	%	m ³ /M*a	%	m ³ /M*a	%
1989	397	100	81	100	272	100	44	100
1997	305	76,8	59	73	218	80	28	64

Skutkiem tak dużego zmniejszenia rozbioru wody, przy zachowaniu takich samych średnic rurociągów, jest długi czas przetrzymania wody w sieci wodociągowej [66]. Warunki takie istnieją również we fragmencie systemu dystrybucji wody będącym przedmiotem badań autorki.

Jeszcze bardziej niekorzystny wpływ na jakość wody wodociągowej ma jej stagnacja w przewodach wodociągowych, podczas której dodatkowo możliwe jest rozpuszczanie osadów zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach [73,93,99,115], które są wypłukiwane z pierwszą objętością wody pobieranej po stagnacji. Duża i stała w czasie prędkość przepływu wody zapobiega sedymentacji zanieczyszczeń i rozwojowi biofilmów w rurociągach. Z uwagi na krótki czas kontaktu wody z osadami, nie dochodzi do ich rozpuszczania [73]. Istotne zmiany jakości wody podczas jej transportu do odbiorców powodują bardzo duże chwilowe rozbiory wody trwające maksymalnie 30 s. Gwałtowny i duży wzrost prędkości przepływu wody jest przyczyną zwiększenia współczynnika chropowatości rurociągów [117,118] oraz wypłukiwania do wody komponentów osadów chemicznych i biologicznych, zdeponowanych w przewodzie wodociągowym w

warunkach małego rozbioru wody. Największe chwilowe rozbiory wody w budynkach mieszkalnych występują w godzinach rannych i wieczornych [31].

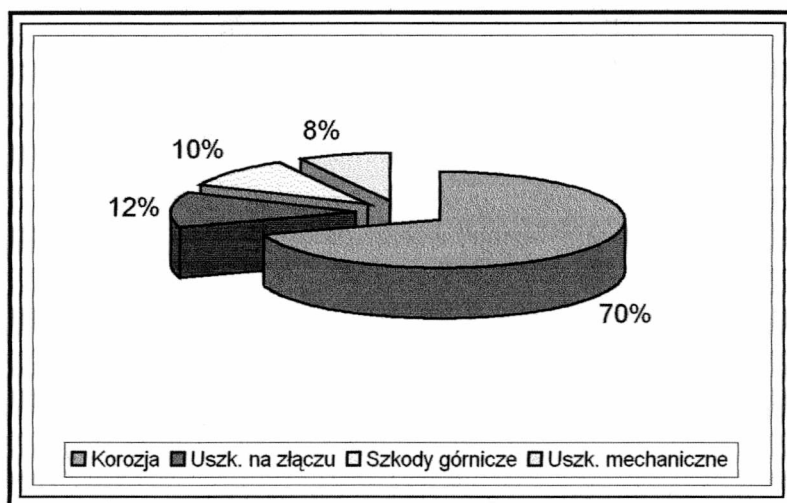
2.3.2. Stan techniczny systemu dystrybucji wody

Głównymi czynnikami wpływającymi na stan techniczny systemu dystrybucji są jego wiek i rozległość, rodzaj materiałów, z których wykonane są przewody wodociągowe, oraz jakość wody wprowadzanej do sieci. W zależności od rozległości, liczby końcówek i czasu eksploatacji systemu dystrybucji, inny jest udział uszkodzeń wywołanych poszczególnymi czynnikami. Do najczęstszych przyczyn awarii przewodów wodociągowych zalicza się pęknięcia i złamania, korozję ścian przewodów, niszczenie spawów lub złączy [21,41,92]. Udział poszczególnych przyczyn uszkodzeń zależy od ilości poszczególnych materiałów, z których wykonane są przewody systemu dystrybucji. Według Pawełka i Wojdyny [92], złamania i pęknięcia rurociągów były najczęstszą przyczyną uszkodzeń w warszawskiej sieci wodociągowej w latach 1992-1996, co obrazują dane przedstawione w tabeli 2.11.

TABELA 2.11. Procentowy rozkład przyczyn awarii sieci rozdzielczej w latach 1992- 1996 [92]

Przyczyny awarii	Rok					Średnio
	1992	1993	1994	1995	1996	
Wysunięcie złącza wykonanego na ołów	21,1	21,1	18,7	17,1	19,6	19,7
Wysunięcie złącza wykonanego na folię	17,4	17,0	13,2	13,7	15,3	15,3
Uszkodzenie złącza „Gibault”	3,1	2,5	2,4	2,3	4,1	2,9
Nieszczelny spaw	1,4	2,4	2,9	2,3	2,9	2,4
Złamanie, pęknięcie rurociągu	35,8	35,7	44,0	43,1	38,6	39,4
Korozja ścian przewodu	10,1	11,5	12,3	16,0	12,7	12,5
Uszkodzenie sprzętem mechanicznym, budowlanym	10,5	9,8	6,5	5,5	6,8	7,8
Razem	100	100	100	100	100	100

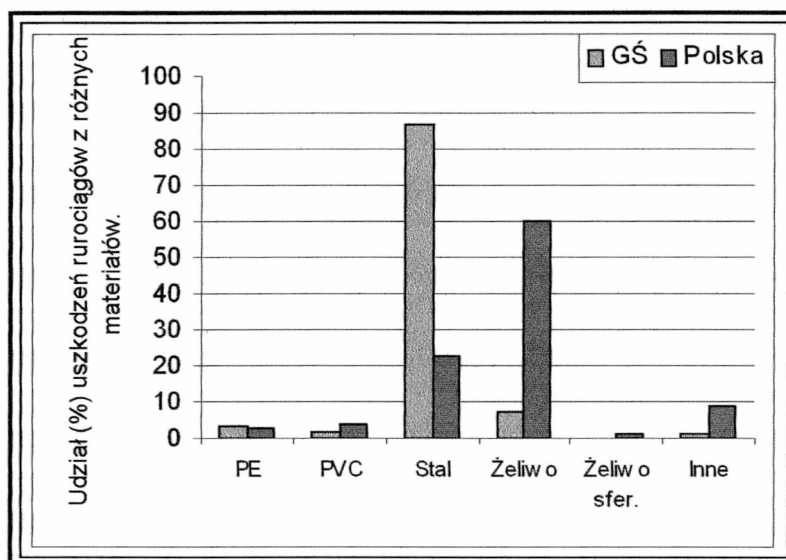
Inny udział procentowy poszczególnych przyczyn uszkodzeń wykazała ich analiza na terenie Górnego Śląska, a największy wpływ na ogólną liczbę uszkodzeń miała korozja (rysunek 2.3.).



RYSUNEK 2.3. Udział procentowy przyczyn uszkodzeń przewodów wodociągowych na Górnym Śląsku [50]

Denczew [21] uważa, że przyczyną zwiększonej awaryjności przewodów wodociągowych eksploatowanych przez wiele lat jest zmęczenie materiału, związane z niewystarczającą jego wytrzymałością. Odmienne zdania jest Jóźwik [49], który wykluczył zmęczenie materiału jako istotną przyczynę awarii wodociągowych w kieleckim systemie dystrybucji. Analizy mikroskopowe wykazały, iż w uszkodzonych fragmentach rurociągów nie stwierdzono ubytków materiału, a analiza wytrzymałościowa potwierdziła niewielkie zmiany parametrów wytrzymałościowych w stosunku do stwierdzonych w nowych przewodach. Dodatkowo analiza uszkodzonych rurociągów wykazała obecność osadów na wewnętrznych powierzchniach rurociągów, która wskazuje na nieodpowiednie warunki hydrauliczne panujące w sieci wodociągowej. Zdaniem Jurczyka i innych [50], uszkadzalność przewodów wodociągowych zależy głównie od rodzaju materiału, z którego są one wykonane. Analiza ilości uszkodzeń w zależności od materiału rurociągów wykazała najmniejszą ich liczbę dla przewodów z PVC. Zdaniem Denczewa [21], było to prawdopodobnie spowodowane ich dużą sprężystością. Porównanie częstości uszkodzeń przewodów żeliwnych i stalowych przez Pawełka, Wojdynę [92] i Hotłoś [41] wykazało, iż stal jest bardziej podatna na uszkodzenia, ze względu na większą szybkość jej korozji. Potwierdziły to również badania awaryjności sieci wodociągowej na terenie Górnego Śląska [50]. Natomiast analiza liczby awarii rurociągów z różnych materiałów na innych

terenach Polski wykazała większą częstotliwość uszkodzeń przewodów żeliwnych (rysunek 2.4.).



RYSUNEK 2.4. Udział procentowy awarii w latach 1988-1997 dla Górnego Śląska i innych terenów kraju [50]

Rurociągi z azbesto-cementu są niepodatne na tworzenie osadów na ich powierzchni, a kruchość i wrażliwość na uderzenia powoduje, iż częstość uszkodzeń rurociągów z azbesto-cementu jest największa.

Wśród uszkodzeń przewodów wodociągowych na szczególną uwagę zasługują uszkodzenia „starzeniowe”, których prawdopodobieństwo wystąpienia wzrasta wraz z upływem czasu eksploatacji, jako wynik procesów zachodzących wewnątrz przewodu [21]. W świetle takiej definicji, za najczęstsze przyczyny uszkodzeń „starzeniowych” można uznać: korozję, zmęczenie materiału i zużycie materiału uszczelniającego. Podczas eksploatacji sieci wodociągowej, wewnątrz rurociągów odkładają się osady wytrącające się z wody, a przede wszystkim produkty korozji. Szybkość „zarastania” rurociągów osadami zależy od: czasu ich eksploatacji, materiału i średnicy przewodu wodociągowego, rodzaju i sposobu wykonania izolacji wewnętrznej, prędkości przepływu wody, jej składu fizyczno-chemicznego i bakteriologicznego [97]. Według Pełki [95], wzrost grubości warstwy osadów (s) w funkcji czasu eksploatacji (t) żeliwnych przewodów wodociągowych opisuje zależność: $S=0,118 \cdot t$ (mm). W efekcie, wraz z czasem eksploatacji zwiększa się chropowatość oraz zmniejsza przekrój wewnętrzny przewodów wodociągowych, powodując wzrost ich oporności hydraulicznej [95]. W takich warunkach, w celu zapewnienia wymaganej dostawy wody odbiorcom, zwiększa się ciśnienie robocze, co może być przyczyną zwiększonej awaryjności sieci wodociągowej. Jak wykazały badania

przeprowadzone przez Hotło [41], w pierwszych 10 latach eksploatacji przewodów wodociagowych najwięcej awarii było spowodowanych uszkodzeniem złączy, a po 40 latach eksploatacji - pęknięciami rurociągów, które są bardzo istotną przyczyną strat wody. Jednocześnie rozszczelnienie układu umożliwia transport zanieczyszczeń ze środowiska zewnętrznego [39,66,117], co przyczynia się do znacznego zaburzenia warunków hydraulicznych w sieci wodociągowej; dostęp powietrza z zewnątrz intensyfikuje przebieg procesów chemicznych i biochemicznych [93,115], zwiększając intensywność korozji.

Z punktu widzenia zagrożeń dla zdrowia człowieka, zły stan techniczny sieci może powodować wtórne zanieczyszczenie wody cząstkami uwalnianymi z osadów zdeponowanych na wewnętrznej powierzchni rurociągów bądź transportowanymi ze środowiska zewnętrznego. Z punktu widzenia administrujących system dystrybucji, negatywnym skutkiem złego stanu technicznego są koszty ponoszone podczas usuwania awarii oraz straty wody wywołane nieszczelnościami w układzie [19,39]. Analiza struktury strat wody wykazała, iż znaczącą ich przyczyną są nieszczelności przewodów rozdzielczych i instalacji wewnętrznych [39]. Jeżeli system dystrybucji jest nieprawidłowo eksploatowany, to ilość przecieków może stanowić od 83 do 115% sprzedanej wody [119]. Dlatego tak istotne jest zapewnienie stabilności ciśnienia, utrzymania stałych warunków przepływu [66] oraz zapobieganie korozji przewodów wodociagowych.

3. WTÓRNE ZANIECZYSZCZENIE WODY W SYSTEMIE DYSTRYBUCJI

Skutkiem procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w systemie dystrybucji są najczęściej niekorzystne zmiany składu fizyczno-chemicznego i mikrobiologicznego wody powodujące tzw. wtórne jej zanieczyszczenie. Źródłem zanieczyszczeń wtórnych są osady chemiczne, będące mieszaniną produktów korozji metali i związków trudno rozpuszczalnych wytrąconych z wody, oraz biofilmy. W związku z tym, wtórne zanieczyszczenie wody stwierdza się w przewodach wodociagowych wykonanych nie tylko z metali, ale również z materiałów syntetycznych. Z osadów chemicznych do wody wypłukiwane są głównie produkty korozji, a z uwagi na dominujący udział żeliwa i stali wśród materiałów kontaktujących się z wodą, są to związki żelaza, powodujące równocześnie wzrost mętności i barwy wody [8,65,138]. Ponadnormatywne wartości tych parametrów stwierdzono w wodzie wodociągowej

pobieranej z końcówek sieci wodociągowej górnośląskiego systemu dystrybucji wody (maksymalne stężenie żelaza ogólnego wyniosło 90 gFe/m^3) [65]. Zanieczyszczenie wody związkami żelaza stwierdzono również w warszawskiej sieci wodociągowej [138] oraz w innych systemach dystrybucji w Polsce i na świecie [11,36,37,38,44,129]. Natomiast zanieczyszczenie wody cynkiem, miedzią i ołowiem stwierdza się wówczas, gdy woda wodociągowa w systemie dystrybucji kontaktuje się z ocynkowanymi elementami systemu [99,129,138] lub wykonanymi z miedzi [9,28,29] i ołowiu [29]. Wtórne zanieczyszczenie wody produktami korozji żelaza, cynku, miedzi i ołowiu było znaczne, w wielu systemach dystrybucji stwierdzono nawet ponadnormatywne stężenia tych metali [9,103,120,122]. Maksymalne stężenie miedzi w jednym z niemieckich systemów dystrybucji osiągnęło 40 g/m^3 [9]. Kwapiński i Wiechuła [67] wykazali, że oceny stopnia skorodowania żeliwnych i ocynkowanych przewodów wodociągowych można dokonać porównując zawartość cynku i żelaza w kolejnych pobieranych porcjach wody. Wielkość różnicy stężeń tych metali pomiędzy pierwszą i kolejną próbką wody świadczy o ilości uwalnianych produktów korozji, a liczba próbek wody pobieranych do ustabilizowania się stężenia cynku i żelaza na stałym poziomie świadczy o stopniu skorodowania przewodów. Największe ilości miedzi i ołowiu uwalniane są do wód bardzo miękkich i charakteryzujących się kwaśnym odczynem. Potwierdziła to ocena wody z 397 systemów dystrybucji w USA, niestosujących inhibitorowej ochrony antykorozyjnej. Jeżeli woda charakteryzowała się wartością pH mniejszą od 7,4 i zasadowością ogólną mniejszą od $30 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$, to ponadnormatywne stężenie ołowiu ($>0,0145 \text{ gPb/m}^3$) i miedzi ($>1,3 \text{ gCu/m}^3$) stwierdzono, odpowiednio, aż w 72% i około 44% rozpatrywanych przypadków [128]. Zdaniem Szuster i Schillera [124], stosowanie inhibitorów korozji pozwala na zmniejszenie ilości uwalnianych produktów korozji rurociągów wykonanych z ołowiu o 40%, a z miedzi o 30%.

O stopniu zanieczyszczenia wody metalami, w tym ciężkimi, decyduje ponadto czas eksploatacji przewodów wodociągowych. Prawidłowość tę dla miedzi ustalili Edwards i inni [28], co obrazują poniższe zależności:

dla starych: $\text{Cu}_{\text{max}} = 0,0110[\text{zas.}] - 1,37\text{pH} + 0,021[\text{SO}_4^{-2}] + 10,2; \text{ mgCu/dm}^3$

dla nowych: $\text{Cu}_{\text{max}} = 0,0104[\text{zas.}] - 2,26\text{pH} + 18,1; \text{ mgCu/dm}^3$

O znaczeniu parametrów hydraulicznych świadczy, stwierdzony przez Szuster i Schillera [124], wzrost ilości miedzi, ołowiu i cynku uwalnianych do wody podczas kilkunastu godzin stagnacji wody w instalacjach wewnętrznych wykonanych z materiałów zawierających te metale. Autorka w badaniach przedstawionych w pracy stwierdziła

negatywny wpływ stagnacji wody na poziom jej zanieczyszczenia i wykazywała, że o poziomie zanieczyszczenia wody pobieranej z zaworów czerpalnych produktami korozji współdecydował transport tych zanieczyszczeń z wodą z rurociągów rozdzielczych i magistralnych. Hashwa i Tokajian [37] stwierdzili, że jakość wody pobieranej przez odbiorców zależała także od temperatury wody, decydującej o szybkości przebiegu procesów zachodzących w systemie dystrybucji, i była większa w wodzie o wyższej temperaturze.

W zależności od korozyjności wody, produkty korozji wypłukiwane z osadów mogą trafiać do jej odbiorców w formie cząstek stałych lub po ich rozpuszczeniu - najczęściej do wodorowęglanów metali (w obecności agresywnego dwutlenku węgla). Według Toczyłowskiej i Rutkiewicza [130], wzrost liczby cząstek stałych w wodzie o rozmiarach większych od 30 μm wskazuje, iż przyczyną wtórnego zanieczyszczenia wody są cząstki osadów „wyrywane” z powierzchni przewodów wodociagowych.

Wśród skutków wtórnego zanieczyszczenia wody, bardzo dużą wagę przypisuje się skażeniu bakteriologicznemu organizmami patogennymi, które są przyczyną chorób wodopochodnych. Źródłem skażenia bakteriologicznego wody są biofilmy rozwijające się na powierzchniach przewodów. W wyniku zmian warunków hydraulicznych w sieci wodociągowej może dochodzić do uwalniania drobnoustrojów do przepływającej wody. Do patogenów oportunistycznych, najczęściej identyfikowanych w wodzie pobieranej przez jej odbiorców, należą bakterie: *Salmonella sp*, *Shigella sp*, *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Legionella*, *Mycobacterium*, *Klebsiella*, *Pseudomonas oxytoca* [33,37,64,72,73,91,94,131]. W wodzie wodociągowej stwierdzono również obecność pierwotniaków jelitowych *Cryptosporidium parvum* i *Giardia Lamblia* [57,58,123]. Najwięcej mikroorganizmów występowało najczęściej w końcówkach sieci wodociągowej. Rozwój biofilmów stanowi również dodatkowo zagrożenie skażeniem chemicznym wody przez produkty przemiany materii mikroorganizmów, które mogą być szkodliwe dla człowieka. Obumarła materia organiczna i wydzielane przez bakterie pozakomórkowe polimery to główne źródła wtórnego zanieczyszczenia wody związkami organicznymi. Tak więc zapewnienie wystarczającego stężenia dezynfektanta pozostającego w całym systemie dystrybucji jest warunkiem zahamowania rozwoju biofilmów oraz zapewnienia właściwej jakości sanitarnej wody. Jednak jest to bardzo trudne, ponieważ - jak wykazały liczne badania - chlor wolny w obecności substancji organicznych tworzy THM-y i inne uboczne produkty utleniania [30,43,102,141]. Zastąpienie chloru wolnego chloraminami stwarza warunki sprzyjające nitryfikacji [126,140]. Proces ten prowadzi do znacznego ubytku

dezynfektanta oraz rozwoju dużej liczby nitryfikantów pierwszego stopnia, uważanych za główną przyczynę niepożądanego smaku i zapachu wody [126].

4. MOŻLIWOŚĆ ZAPOBIEGANIA KOROZJI I USUWANIA OSADÓW

Stwierdzone zmiany jakości wody w systemie jej dystrybucji mogą stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia człowieka, dlatego bardzo istotne jest ograniczenie tego negatywnego zjawiska oraz zabezpieczenie systemu dystrybucji przed korozją. Możliwość zastosowania, proponowanych przez wielu autorów, metod zapobiegania wtórnemu zanieczyszczeniu wody zależy przede wszystkim od stanu technicznego systemu dystrybucji. Stosowanie poszczególnych metod jest uwarunkowane ilością osadów zdeponowanych na powierzchniach przewodów wodociągowych i stopniem ich skorodowania, dlatego zostaną one omówione oddzielnie dla systemów o dobrym i złym stanie technicznym.

4.1. Zapobieganie korozji i usuwanie osadów w systemie dystrybucji o dobrym stanie technicznym

Najczęściej woda wprowadzana do sieci wodociągowej nie jest stabilna chemicznie i biologicznie, dlatego wykazuje agresywność w stosunku do materiałów, z których wykonane są przewody wodociągowe. Powyższe powoduje, że zapobieganie wtórnemu zanieczyszczeniu wody w systemie dystrybucji jest bardzo trudne i najczęściej ogranicza się do usuwania osadów z wewnętrznych powierzchni rurociągów. Cienka i szczelnie przylegająca do rurociągu, warstwa trudno rozpuszczalnych związków, wytrączanych z wody lub będących produktami korozji, pełni funkcję powłoki antykorozyjnej. Natomiast zbyt duża, ilość osadów o niejednorodnej strukturze jest przyczyną intensyfikacji korozji; nadmiar osadów można usuwać, dokonując regularnego płukania sieci wodociągowej. Płukanie pozwala jednak na usunięcie jedynie miękkich i świeżych osadów [16,63,74]. Wadą tej metody jest jej duża wodochłonność, dlatego opracowano metody płukania pozwalające na ograniczenie zużycia wody, np. płukanie ukierunkowane [63]. Płukanie wodą poprawia hydraulikę przepływu i zwiększa powierzchnię przekroju wewnętrznego rurociągu. Wykorzystanie do płukania czystej chlorowanej wody pozwala na zmniejszenie zagrożenia wtórnym rozwojem mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Czasami, w celu

zwiększenia efektywności płukania, poza wodą stosuje się dodatkowo powietrze, niektórzy ten sposób płukania traktują jako metodę czyszczenia przewodów wodociągowych. Jeżeli płukanie nie zapewnia wymaganych efektów, to należy je poprzedzić czyszczeniem mechanicznym przy użyciu np. rotacyjnych szczotek [22]. Metodą zapobiegającą kumulacji zanieczyszczeń jest również miejscowe chlorowanie wody [22], mające na celu rozpuszczanie osadów i dezaktywację drobnoustrojów. Natomiast stabilizację warunków hydraulicznych można uzyskać poprzez łączenie końcówek sieci wodociągowej [22,23].

Jako ochronę przed korozją stosuje się inhibitory korozji, z których najpowszechniej stosowane to preparaty fosforanowe [55,68,70,72,80,81,82,124,130]. Najczęściej są nimi ortofosforany i polifosforany, tworzące warstewkę ochronną na powierzchni rurociągu. Wymagana dawka inhibitora jest uzależniona od składu fizyczno-chemicznego wody oraz od rodzaju materiału, z którego wykonany jest przewód. Zastosowanie $2,0 \text{ mgPO}_4^{-3}/\text{dm}^3$ powodowało korozję przewodów ocynkowanych z szybkością 1,3-1,4 mm/rok. Natomiast dawka 0,53 do $2,7 \text{ mgPO}_4^{-3}/\text{dm}^3$ powodowała jedynie obniżenie szybkości korozji przewodów żeliwnych [68], zaś dla przewodu ołowianego dawka $2 \text{ mgP}_2\text{O}_5/\text{dm}^3$ zmniejszyła rozpuszczalność ołowiu i zahamowała korozję. Największe dawki inhibitorów stosowane są w początkowym okresie ich stosowania, ponieważ musi zostać zapewnione wystarczające stężenie polifosforanów w całym systemie dystrybucji wody [82]. Uzyskanie szczelnej i spełniającej funkcję ochronną warstwy wymaga obecności tlenu rozpuszczonego. Nagerl [82] twierdzi, że przy prędkości przepływu wody w systemie dystrybucji poniżej 0,3 m/s, minimalne, do wytworzenia warstwy antykorozyjnej, stężenie tlenu wynosi $5\text{-}6 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, a gdy prędkość przepływu wzrasta powyżej 1 m/s, to wymagana zawartość tlenu w wodzie może być mniejsza, jednak nie mniejsza niż $2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$.

Jak wykazali Mullen i Ritter [80], skuteczność fosforanowych inhibitorów zależała od szybkości korozji w momencie rozpoczęcia ich stosowania. Im większa była szybkość korozji, tym większe zmniejszenie jej intensywności stwierdzono po dodaniu inhibitorów. W wielu badaniach [82,124,130] skuteczność stosowania inhibitorów określa się na podstawie zmian stężenia żelaza w wodzie przed i po zastosowaniu fosforanów. Toczyłowska i Rutkiewicz [130] osiągnęli 53-procentowe zmniejszenie stężenia jonów żelaza w wodzie.

Poza fosforanami czasem stosuje się inne inhibitory krzemianowe, np. krzemian sodu. Jak wykazali Dart i Foley, wzrost jego dawki znacznie zmniejszył ilość odkładanego osadu, jednak nie powodował zahamowania korozji. Nissing twierdzi [88], że hydrofobowe

substancje organiczne również mogą zmniejszać intensywność korozji wżerowej miedzi w wodzie miękkiej, tworząc powłokę ochronną o grubości 1-2 μm .

W celu zabezpieczenia sieci wodociągowej przed wtórnym jej zanieczyszczeniem, opracowano kompleksowe działania, np. system SeaQuest, który poza dawkowaniem inhibitorów przewiduje systematyczne płukanie sieci i ciągły monitoring jakości wody w systemie dystrybucji [124].

4.2. Zapobieganie korozji i usuwanie osadów w systemie dystrybucji o złym stanie technicznym

W skorodowanych systemach dystrybucji wody, charakteryzujących się dużą awaryjnością i zawierających duże ilości osadów, ochrona przed wtórnym zanieczyszczeniem jest bardzo trudna i kosztowna. Stosowanie inhibitorów korozji nie zapewnia wystarczającej skuteczności, a płukanie umożliwia usunięcie tylko wierzchniej warstwy osadów. W takiej sytuacji stosuje się powłoki ochronne wykonane z materiałów syntetycznych, żywic epoksydowanych, cementu oraz pokrywanie rurociągów cynkiem. Stosowanie powłok ochronnych wymaga uprzedniego wyczyszczenia mechanicznego przewodu wodociągowego [3].

Powłoki syntetyczne, wprowadzane do rurociągu tak, aby ściśle do niego przylegały, stosowane są ze względu na odporność na korozję elektrochemiczną i małą podatność na tworzenie się na ich powierzchniach biofilmów. Każda ze stosowanych metod pokrywania przewodu rękawem syntetycznym ma określone warunki stosowania. Należą do nich: zakres średnic, rodzaje materiałów oraz stan techniczny przewodów wodociągowych. Przykładem renowacji przewodów technologią ścisłego pasowania jest metoda Insituform [3]. Powłoki z cynku stosowane są na rurociągach stalowych i żeliwnych, ze względu na wyższy potencjał elektrochemiczny cynku niż żelaza [99], powłoka taka stanowi więc zawsze anodę tworzonych ogniw. Korozja rurociągów ocynkowanych jest spowodowana obecnością w wodzie substancji o wyższym potencjale oksydacyjno-redukcyjnym niż cynk, które stanowią anodę tworzonych ogniw np. O_2 , H^+ , lub korozją międzykrystaliczną z miedzią bądź z ołowiem.

W ochronie antykorozyjnej najpowszechniej stosowane są powłoki cementowe charakteryzujące się dużą wytrzymałością na ścieranie i rozciąganie [20]. Warstwa cementu grubości 10 mm może wytrzymać ciśnienie 1,0 MPa [56]. Ich najważniejszą zaletą jest zdolność do wypełniania małych ubytków i pęknięć rurociągów [20,56].

Niquette [86] stwierdził, iż na ocementowanej stali rozwija się mniej biomasy niż na ocementowanym żeliwie, tak więc stosowanie powłok cementowych nie zapobiega rozwojowi mikroorganizmów na powierzchni rurociągów. Powłoki cementowe nie są stabilne chemicznie, a tym samym nie stanowią trwałej ochrony przed korozją [112]. Stosowanie powłok ochronnych powoduje poprawę warunków hydraulicznych, gdyż wykazują one znacznie mniejszą podatność na zarastanie niż przewody przed renowacją. Stosowanie tej metody renowacji jest jednak możliwe tylko dla przewodów, dla których nie stwierdzono głębokiej korozji.

Systematyczna wymiana elementów sieci wodociągowej jest najskuteczniejszą metodą poprawy jakości wody, ale zapobieganie wtórnemu zanieczyszczeniu wymaga również regularnego płukania sieci wodociągowej.

5. SPRECYZOWANIE PROBLEMU BADAWCZEGO

Analiza informacji literaturowych wskazuje na problem obecności osadów chemicznych i biologicznych zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach rurociągów, a w konsekwencji - niekorzystnych zmian jakości wody w systemach jej dystrybucji. Informacje te najczęściej dotyczyły krótkiego czasu badań i ograniczają się do niewielu parametrów współdecydujących o jakości wody pobieranej przez odbiorców. Zwykle nie uwzględniają warunków hydraulicznych panujących w systemie dystrybucji i innych parametrów charakteryzujących ten system, oraz pomijają skład osadów zdeponowanych w systemie wodociagowym. W związku z powyższym, uznałam za zasadne podjęcie badań pozwalających na ocenę równoczesnego wpływu na zmiany składu fizyczno-chemicznego wody w dłuższym okresie z równoczesnym uwzględnieniem następujących parametrów: rodzaju materiału kontaktującego się z przepływającą wodą, czasu eksploatacji przewodów wodociagowych, odległości punktów poboru wody od zakładu jej oczyszczania, a także stagnacji, wielkości poboru i nierównomierności rozbioru wody.

II CZĘŚĆ BADAWCZA

1. CEL I ZAKRES PRACY

Celem pracy było określenie zmian wybranych parametrów jakości wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji.

Dla rozwiązania podjętego problemu oraz określenia czynników współdecydujących o zmianach jakości wody, w badaniach określono:

- wskaźniki składu fizyczno-chemicznego wody wodociągowej pobieranej w różnych punktach systemu dystrybucji (zaworach czerpalnych i hydrantach) oraz poziom jej wtórnego zanieczyszczenia;
- zmienność jakości wód z systemu dystrybucji;
- wpływ następujących parametrów na stwierdzone zmiany jakości wody wodociągowej:
 - rodzaju materiału przewodów wodociągowych oraz czasu ich eksploatacji,
 - stagnacji wody i przerwy w jej dostawie,
 - wielkości rozbioru wody,
 - lokalizacji punktów poboru wody,
 - zanieczyszczeń zdeponowanych w hydrantach.

2. PRZEDMIOT I SPOSÓB PROWADZENIA BADAŃ

2.1. Przedmiot badań

Przedmiotem badań, przeprowadzonych w celu określenia zmian składu fizyczno-chemicznego wody w systemie jej dystrybucji, były próbki wody pobierane w zakładzie oczyszczania wody (ZOW) - w miejscu wprowadzania jej do sieci wodociągowej - oraz pobierane z zaworów czerpalnych i hydrantów zlokalizowanych w wybranym fragmencie analizowanego systemu wodociągowego. W badaniach wpływu stagnacji wody w przewodach rozdzielczych na zmianę parametrów jej jakości, analizowano próbki wody pochodzące z trzynastu punktów całego systemu dystrybucji, w których wykonywane były planowane wymiany fragmentów rurociągów, w niektórych – dodatkowo - hydrantów. Przedmiotem badań wpływu stagnacji w instalacji wewnętrznej były próbki wody pobierane z zaworów czerpalnych K-I do K-VI po nocnej stagnacji.

2.2. Charakterystyka wybranego fragmentu systemu dystrybucji

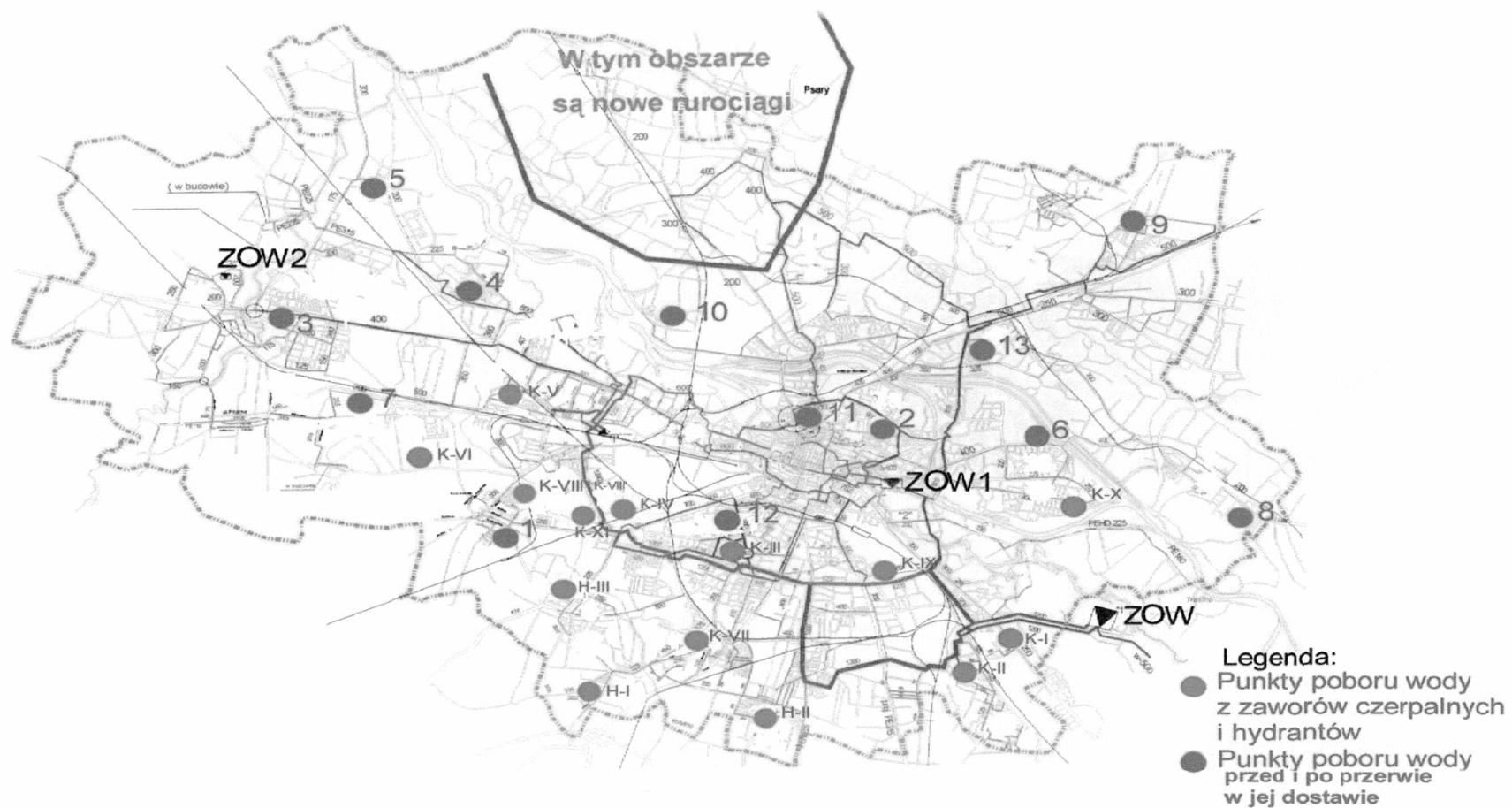
Analizowany system dystrybucji wody pochodzi z przełomu XIX i XX wieku i był rozbudowywany wraz ze zwiększającym się zapotrzebowaniem na wodę wodociągową. Obecnie sumaryczna długość przewodów magistralnych i rozdzielczych wynosi blisko 1500 km. Najstarsze rurociągi były wykonywane z żeliwa, azbesto-cementu i rzadko ze stali, a przyłącza - z rur żeliwnych, ołowianych oraz ocynkowanych rur stalowych.

W ostatnim czasie, prócz rur żeliwnych i stalowych, do budowy sieci wodociągowej stosuje się materiały syntetyczne, a przyłącza wykonuje się z PVC i PE-HD [147]. Ze względu na długi czas eksploatacji, zły stan techniczny i wzrastającą awaryjność, niektóre fragmenty sieci wodociągowej poddawane są renowacji lub modernizacji, a tylko niewielka ich część wymianie. W przypadku wymiany lub przebudowy rurociągów niezmieniona pozostaje ich średnica. Do renowacji rurociągów stosuje się systemy U-liner lub Hobas, polegające na pokrywaniu wewnętrznej powierzchni wyczyszczonego rurociągu powłoką syntetyczną. W sytuacjach dobrego stanu technicznego sieci stosuje się powłoki cementowe, które mają zapobiegać korozji przewodów metalowych [45].

Omawiany system dystrybucji zasilany jest wodą z trzech zakładów oczyszczania wody (ZOW). W najstarszym zakładzie (ZOW1) oczyszczana jest woda infiltracyjna, w zakładzie o najmniejszej wydajności (ZOW2) - woda podziemna, a w trzecim (ZOW) - woda powierzchniowa (mapa nr 1). W konsekwencji, w systemie tym istnieją trzy strefy zasilania, między którymi występują strefy wody mieszanej. Jednoznaczne określenie zasięgu strefy wody mieszanej według jednostki eksploatującej system wodociągowy nie jest możliwe.

Ze względu na rozległość systemu dystrybucji, jak również odmienny skład fizyczno-chemiczny i bakteriologiczny oczyszczanej wody, do badań zmian jakości wody wytypowano fragment systemu dystrybucji zasilany oczyszczoną wodą powierzchniową, która z ZOW wypływa dwoma przewodami magistralnymi. Z uwagi na duży obszar zasilania przez ten ZOW, badania prowadzono dla południowej części tej strefy zasilania. Wybór tego fragmentu systemu dystrybucji uzasadniały: liczba uszkodzeń przewodów wodociągowych i przerw w dostawie wody (szczególnie w okresie poprzedzającym badania) znacznie większa niż w pozostałych częściach systemu, różny wiek przewodów wodociągowych oraz rodzaj materiałów, z którymi kontaktuje się przepływająca woda.

MAPA 1. Lokalizacja punktów poboru wody [45]



W całym analizowanym obszarze rurociąg magistralny wykonany jest przede wszystkim z rur żeliwnych o średnicy 1200 mm, a w końcowym obszarze zasilania – 1000 mm. Fragmenty tego rurociągu wykonane ze stali mają długość ok. 3 km i znajdują się pomiędzy punktami K-I i K-II [142]. Prędkość przepływu wody w przewodzie magistralnym wynosi 0,1-0,2 m/s, a w nocy wartość ta zmniejsza się nawet poniżej 0,1 m/s [143]. Rurociągi rozdzielcze również wykonane są ze stali i żeliwa, stalowe występują w okolicy punktów: K-II, K-III i H-III. Prędkość przepływu wody w przewodach rozdzielczych jest nieznacznie wyższa niż w rurociągu magistralnym i wynosi od 0,15 do 0,25 m/s [143]. Na obszarze objętym badaniami znajduje się pompownia strefowa, która zwiększa wysokość ciśnienia w obszarze, w którym zlokalizowany jest punkt K-V.

W czasie prowadzenia badań, fragment przewodu magistralnego (pomiędzy punktami K-II i K-III) został poddany przebudowie związanej z modernizacją i rozwojem przestrzennym miasta, co spowodowało częste i długotrwałe przerwy w dostawie wody. Poza planowymi pracami, związanymi z modernizacją systemu dystrybucji, dochodziło również do przerw w dostawie wody związanych z usuwaniem awarii. Zestawienie odnotowanych w okresie badań awarii rurociągów oraz czasu ich usuwania przedstawia tabela 2.2.1. Najdłuższa przerwa w dostawie wody miała miejsce w punkcie H-I i była związana z pęknięciem przewodu rozdzielczego. Większość awarii usuwano w dniu ich zgłoszenia, a zasilanie wyłączano maksymalnie na kilka godzin.

TABELA 2.2.1. Przerwy w dostawie wody w okresie badań [5]

Miejsce awarii	Okres trwania przerw w dostawie wody
Przewód magistralny pomiędzy punktami:	
ZOW i K-I	22.12.01; 23.12.01; 02.01.02; 12.11.02
K-I i K-II	16.05.01;
K-II i K-III	23.08.01; 13.03.02; 09.06.02; 22.07.02; 12.10.02; 25.10.02;
K-IV i K-V	21.08.01; 21.02.02; 11.10.02;
K-III i K-IX	08.02.01;
K-VI i H-III	02.12.02
Przewód rozdzielczy w okolicy punktu:	
K-II	06.02.02; 21.11.02; 28.11.02; 21.11.02
K-III	20.02.02-21.02.02; 24.09.02-25.09.02
K-IV	01.02.02-26.02.02;
K-V	27.12.01-28.12.01; 28.12.01; 01.02.02-05.02.02; 12.06.02-13.06.02; 19.08.02-21.08.02; 16.09.02
K-VI	27.12.01; 24.08.02; 11.10.02; 24.10.02-25.10.02; 06.11.02-07.11.02
K-VII	04.06.02-06.06.02
K-IX	12.04.02
H-I	01.02.02-22.02.02; 27.06.02-27.06.02; 16.12.02- 17.12.02; 20.12.02
H-III	09.04.02-10.04.02; 15.07.02; 22.07.02

2.3. Charakterystyka punktów poboru próbek wody

2.3.1. Badania zmian jakości wody w systemie dystrybucji

W obszarze zasilanym przez południową magistralę analizowanego fragmentu systemu dystrybucji, wytypowano piętnaście punktów poboru próbek wody. O wyborze punktów współdecydowały: odległość od ZOW, wiek rurociągu oraz rodzaj materiału: przewodu rozdzielczego, przyłącza bądź instalacji wewnętrznej, z którymi kontaktuje się przepływająca woda. Pobór wody odbywał się z jedenastu zaworów czerpalnych (K-I do K-XI), trzech hydrantów (H-I do H-III) oraz w przypadku punktu K-VIII dodatkowo z zaworu czerpalnego zlokalizowanego na przyłączy (punkt K-VIII'). Lokalizację tych punktów przedstawiono na mapie 1, a ich charakterystykę w tabeli 2.3.1.

Wszystkie zawory czerpalne zlokalizowane były na parterze budynków użyteczności publicznej lub mieszkalnych. Pobór wody z pięciu zaworów czerpalnych i trzech hydrantów odbywał się regularnie, dwukrotnie w ciągu miesiąca. Zmiana punktu poboru wody z K-V na K-VI spowodowana była warunkami obiektywnymi (zmiana stałych punktów monitoringu systemu dystrybucji).

Próbki wody wykorzystywane do oceny wpływu nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego pobierano w punkcie K-XI, którego charakterystykę przedstawiono w tabeli 2.3.1. Punkt ten jest zlokalizowany w budynku użyteczności publicznej, w którym liczba użytkowników wody jest największa w godzinach 8⁰⁰- 15⁰⁰. Próbki wody pobierane były sześciokrotnie (o tych samych godzinach) w ciągu czterech dni (piątków); pierwsze - po nocnej stagnacji wody (godz. 7⁰⁰), a ostatnie (godz. 19⁰⁰) - po godzinach pracy. Na podstawie odczytów z wodomierza, dokonanych przed każdym poborem wody oraz o godzinie 19⁰⁰ dnia poprzedzającego badania, określono ilość zużywanej wody pomiędzy godzinami poboru wody. Określony w ten sposób pobór wody był podstawą do wyznaczenia uśrednionego rozbioru wody tj. w czasie 2,0, 2,5 i 12h, z uwagi na przyjęte przedziały czasowe pomiędzy kolejnymi poborami wody.

W próbkach wody pobieranej w punktach K-II do K-VI oraz K-IX i K-X oznaczano dodatkowo stężenie cynku i ołowiu, ze względu na kontakt wody dopływającej do tych zaworów czerpalnych z ocynkowanymi lub wykonanymi z ołowiu przewodami wodociągowymi. Analizy wody pobranej z punktów K-VII i K-VIII pozwoliły na określenie wpływu dwóch sposobów renowacji przewodów wodociągowych na jakość wody. Rurociąg rozdzielczy doprowadzający wodę do punktu K-VII wykonany z żeliwa został pokryty antykorozyjną powłoką cementową. Natomiast przewód rozdzielczy doprowadzający wodę do punktu K-VIII został poddany renowacji w 1991 r.; jego wewnętrzna powierzchnia została wyczyszczona mechanicznie, a następnie pokryta syntetyczną powłoką w systemie U-liner. W pobliżu punktu H-II, dla przywrócenia wysokich parametrów jakości wody zastosowano czyszczenie mechaniczne, wykonane w 1995 r. Pobór wody z punktów K-VIII i K-VIII' pozwolił na określenie wpływu instalacji wewnętrznej na wartości badanych parametrów jakości wody.

TABELA 2.3.1. Charakterystyka punktów poboru wody [142]

Punkt poboru	Rurociąg rozdzielczy			Przyłącze			Instalacja wewnętrzna			Odległość od ZOW	Zużycie wody
	Śred-nica	Rok	Rodzaj	Śred-nica	Rok	Rodzaj	Śred-nica	Rok	Rodzaj		
	mm	budowy	materiału	mm	budowy	materiału	mm	budowy	materiału	m	m ³ /m-c
0 ⁵	1200	1980	żeliwo	-	-	-	-	-	-	0	-
K-I	300	1939	żeliwo	40	1939	żeliwo	32	1965	żeliwo	2380	1
K-II ⁶	100	1984	stal	75	1965	żeliwo	32	1965	stal ocynk.	3960	2870
K-III	400	1969	żeliwo	65	1985	PE-HD	32	1985	stal ocynk.	12380	2570
K-IV	250	1934	żeliwo	80	1968	żeliwo	32	b.d.	žel. ocynk.	15 400	50
K-V	200	1985	żeliwo	40	1985	žel.ocynk.	32	1985	stal ocynk.	16 300	120
K-VI	250	1934	żeliwo	32	1968	stal ocynk.	32	1991	PVC	15 650	120
K-VII	100	1993 (1993)	żeliwo (powł.cem)	50	1993	PE-HD	32	1993	PVC	15 100	3
K-VIII		1963	żeliwo				32	1999	PVC	16550	5
K-VIII'	250	1991	(powł.synt)	40	1970	stal ocynk.	Studzienka wodomierzowa				
K-IX	100	1968	żeliwo	80	1968	ołów	32	1966	stal ocynk.	8 000	301
K-X	250	1974	stal	40	1995	PE-HD	32	1970	ołów	11 000	5
K-XI	250	1934	żeliwo	75	1972	żeliwo	32	1997	žel. ocynk.	15 850	213
H-I ⁷	150	1930	żeliwo	-	-	-	-	-	-	18 400	brak
H-II ⁷	150	1929 1995	żeliwo (cz. mech.)	-	-	-	-	-	-	13 200	brak
H-III ⁷	270	1991	stal	-	-	-	-	-	-	16 200	brak

2.3.2. Analiza wpływu przerwy w dostawie wody na zmianę jej jakości

Badania wpływu przerwy w dostawie wody na jej jakość po ponownym włączeniu zasilania przeprowadzono dla 13 punktów zlokalizowanych w całym systemie dystrybucji, a woda wodociągowa pochodziła z trzech zakładów oczyszczania wody. Równolegle do badań jakości wody określono skład osadów zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach wymieniających fragmentów rurociągów [125]. W punktach 1-9 przerwa w dostawie wody spowodowana była wymianą fragmentów rurociągów, natomiast w punktach 10-13 dodatkowo hydrantów. Wszystkie punkty poboru wody znajdowały się w

⁵ Przewód magistralny⁶ W 1984 r. zakończono budowę nowego rurociągu rozdzielczego⁷ Średnice hydrantów wynoszą 80 mm

strefie niskiego ciśnienia. Charakterystykę tych punktów przedstawia tabela 2.3.2., a ich lokalizację - mapa 1.

TABELA 2.3.2. Charakterystyka punktów poboru wody - wymiana fragmentów przewodów wodociągowych [125]

Nr próbki	Rok budowy	Średnica, mm	Materiał	Rodzaj wody	Odległość od ZOW, km	Odl. hydrantu od miejsca wymiany, m	Czas wymiany, h
1	1976	100	azb.cem.	powierzchniowa	17,2	20	2
2	b.d.	100	żeliwo	powierzchniowa	16,4	70	2
3	1930	80	stal	podziemna	6,5	15	2
4	1935	80	żeliwo	powierzchniowa	25,2	20	2
5	1932	80	żeliwo	powierzchniowa	28,4	30	2
6	1921	225	żeliwo	powierzchniowa	9,6	10	2
7	1932	80	żeliwo	powierzchniowa	25,2	20	2,5
8	1986	125	żeliwo	powierzchniowa	15,4	20	2
9	1987	150	żeliwo	powierzchniowa	17,4	15	2
10	1983	150	żeliwo	powierzchniowa	20,0	0	2
11	1908	125	żeliwo	infiltracyjna	9,5	0	2,5
12	1927	68	żeliwo	powierzchniowa	30,0	0	4
13	1935	125	żeliwo	powierzchniowa	13,4	0	6

Czas przerwy w dostawie wody nie był jednakowy i zależał od zakresu wykonywanych prac (tab. 2.3.2.). Wszystkie odcinki rurociągów i hydranty były wymieniane z zachowaniem dotychczasowych średnic. Dodatkowo, oszacowano prędkość przepływu wody w przewodach wodociągowych. Było to możliwe z uwagi na lokalizację hydrantów, z których pobierana była woda, w końcowych odcinkach przewodów rozdzielczych. Dokonano pomiaru czasu, w którym pobrano 20 dm³ wody przy całkowitym otwarciu hydrantu. Pomiar ten był powtarzany pięciokrotnie i do obliczeń prędkości przyjęto średnią wartość. Do obliczenia prędkości przepływu wody założono całkowite wypełnienie przewodu wodociągowego oraz zerowy rozbiór wody z przyłączy podczas pomiaru czasu przepływu wody. Wyznaczona prędkość przepływu zależała od średnicy rurociągu i wyniosła od 0,08 do 0,17 m/s. Po wymianie fragmentu rurociągu powtórzono pomiar, a wyznaczone prędkości przepływu zwiększyły się, jednak maksymalnie o 0,01 m/s. Zmierzone prędkości przepływu były znacznie mniejsze od uzyskanych podczas pomiarów

przebiegających przez MPWiK, co spowodowane jest lokalizacją hydrantów na końcówkach sieci wodociągowej.

2.4. Sposób poboru próbek wody

Pobór wody ze wszystkich zaworów czerpalnych odbywał się zgodnie z PN-87/C-04632/01-04 po wcześniejszym zalecanym ok. 5-minutowym spuszczeniu wody przy maksymalnie odkręconym zaworze. W celu określenia wpływu stagnacji wody w przewodach doprowadzających ją do zaworów czerpalnych, w punktach K-I do K-VI dodatkowo pobierano próbki wody po jej nocnej stagnacji w instalacjach wewnętrznych. Pobór stagnującej wody odbywał się bezpośrednio po otwarciu budynków, w których zlokalizowane były zawory czerpalne.

Wytypowane do badań hydranty były otwierane tylko w celu poboru próbek wody. Każdorazowo z hydrantów pobierane były dwie próbki wody: pierwsza - bezpośrednio po jego otwarciu - (H-I_{NP}, H-II_{NP}, H-III_{NP}), druga - zgodnie z PN-87/C-04632/01-04, po wypłukaniu przewodu wodociągowego i hydrantu. Pobór wody bezpośrednio po otwarciu hydrantu umożliwił ocenę wpływu zanieczyszczeń zakumulowanych w hydrancie na stopień zanieczyszczenia wody

Badania prowadzono w okresie od listopada 2001r. do lutego 2003 r. Pobór wody z hydrantów został przerwany w okresie od kwietnia do lipca 2002 r., ze względu na prowadzone badania wpływu przerwy w dostawie wody na jej jakość.

Badania obejmowały analizę wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody. W celu uzyskania pełniejszego obrazu zmian jakości wody w systemie dystrybucji, w pracy wykorzystano również wyniki badań mikrobiologicznych, wykonywanych w laboratorium MPWiK. Skład wody ze wszystkich punktów poboru porównywano ze składem wody wprowadzanej do systemu dystrybucji tego samego dnia, w którym odbywał się pobór próbek wody z punktów K-I do K-XI i H-I do H-III.

W celu określenia wpływu przerwy w dostawie wody na zmianę jej jakości w każdym z punktów (hydrantów), pobierano dwie próbki wody: pierwszą - przed wyłączeniem zasilania w tym obszarze, a drugą - po wymianie fragmentu przewodu wodociągowego i ponownym włączeniu zasilania. Pobór próbek odbywał się zgodnie z PN-87/C-04632/01-04, a czas płukania hydrantu przed poborem nie był stały, a wyliczany na podstawie średnicy rurociągu, tak aby próbka wody pochodziła z obszaru stagnacji, tj. pomiędzy dwiema zamkniętymi zasuwami.

3. METODYKA BADAŃ ANALITYCZNYCH

Badania składu fizyczno-chemicznego próbek wody wykonywano w laboratorium Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej oraz w laboratorium MPWiK we Wrocławiu.

Wskaźniki jakości badanych próbek wody oznaczano zgodnie z normami podanymi w tabeli 3.1., w której przedstawiono również stosowane metody i urządzenia pomiarowe.

Pomiar temperatury, pH, przewodności i tlenu rozpuszczonego wykonywano w miejscu poboru próbek. Wartości wszystkich wskaźników jakości wody oznaczono trzykrotnie, a przedstawione wyniki analiz są średnią arytmetyczną wyników trzech pomiarów.

Wyniki pomiaru pH próbek wody pobieranych z hydrantów mogą być obarczone błędem, wynikającym z możliwości napowietrzenia próbek podczas ich poboru, a tym samym wzrostu wartości pH. Natomiast wyliczone na podstawie wartości pH indeksy Ryznara i Langeliera mogą wskazywać na mniejszy niż rzeczywisty stopień korozyjności wody.

Podane w pracy wyniki analiz składu wody wprowadzanej do sieci wodociągowej wykonywane były przez laboratorium MPWiK, podobnie jak stężenia chlorków, siarczanów, azotanów, dwutlenku chloru, chloranów i chlorynów oraz wskaźniki jakości mikrobiologicznej próbek wody pobieranych w systemie dystrybucji.

TABELA 3.1. Metody i urządzenia pomiarowe stosowane do wykonania analiz

Wskaźnik	Metoda	Urządzenie	Norma
pH	Potencjometryczna	pH-metr firmy Elmetron	ISO 5967
Przewodność	Potencjometryczna	Konduktometr firmy Elmetron	PN-77/C-04542
Temperatura		Termometr	PN-77/C-04584
Barwa ¹	Spektrofotometryczna	Spektrofotometr UV- 1202 firmy Shimadzu	PN-74/C-04558
Mętność ²	Nefelometryczna	Nefelometr 2100N IS firmy Hach	PN-77/C- 04583/03
Zasadowość ogólna	Miareczkowa	-	PN-74/C-04540
Agresywny dwutlenek węgla	Miareczkowa (Geiera z marmurem)	-	PN-74/C04547
Twardość ogólna	Miareczkowa	-	PN-71/C- 04554/02
Wapń	Miareczkowa	-	PN-91/C- 04551/01
Magnez	Miareczkowa	-	PN-75/C- 04562/01
OWO ³	Termiczna (spalanie na katalizatorze Pt w atmosferze tlenu pod ciśnieniem 0,5 MPa)	Analizator TOC 5050 firmy Shimadzu	PN-87/C04633-3: 1994
Azot amonowy ⁴	Spektrofotometryczna (bezpośredniej nessleryzacji)	Spektrofotometr UV- 1202 firmy Shimadzu	PN-C-04576-4: 1984

¹ Transmitancję próbki mierzono przy długości fali $\lambda=350$ nm, korzystając z krzywej wzorcowej sporządzonej dla wzorców chloroplatynianu potasowego

² Mierzono intensywność promieniowania podczerwonego rozproszonego przez cząstki zawiesin. Poprawność odczytu sprawdzana była przed każdym pomiarem za pomocą stałych wzorców Gelex Standards, odczyt pomiaru w jednostkach NTU

³ Przed oznaczeniem próbki zakwaszono kwasem solnym (HCl 1+1) do pH ok. 2,0 i przedmuchiowano azotem. W próbach o mętności przekraczającej 50 NTU oznaczenie wykonywano w próbach sączonych przez sączek twardy „Filtrak”

⁴ Transmitancję próbki mierzono przy długości fali $\lambda=410$ nm, korzystając z krzywej wzorcowej sporządzonej dla wzorców chlorku amonowego

Wskaźnik	Metoda	Urządzenie	Norma
Żelazo ogólne ⁵	PN-73/C-04586 Spektrofotometryczna (z 1,10- fenantroliną)	Spektrofotometr UV-1202 firmy Shimadzu	PN-73/C-04586
Żelazo II	PN-73/C-04586 Spektrofotometryczna (z 1,10- fenantroliną)	Spektrofotometr UV-1202 firmy Shimadzu	PN-73/C-04586
Żelazo rozpuszczone ⁶	PN-73/C-04586 Spektrofotometryczna	Spektrofotometr UV-1202 firmy Shimadzu	PN-73/C-04586
Cynk	Absorpcyjnej spektrometrii atomowej	AAS Avanta GBC	PN-92/C-04570/01
Ołów*	Absorpcyjnej spektrometrii atomowej	Analizator śladowych ilości metali ciężkich ASP-2C MEDELEKT.	
Azotany *	Chromatografii jonowej	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Chlorki*	Chromatografii jonowej	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Siarczany*	Chromatografii jonowej	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Chlor wolny*	Chromatografii jonowej	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Dwutlenek chloru*	DPD	Chromatograf jonowy	
Chlorany*	DPD	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Chloryny*	DPD	Chromatograf jonowy DIOMEX LC20	
Tlen rozpuszczony	Potencjometryczna	Tlenomierz WTW	DIN 38414

⁵ Transmitancję próbki mierzono przy długości fali $\lambda=510$ nm, korzystając z krzywej wzorcowej sporządzonej dla wzorców z żelaza spektralnie czystego

⁶ Oznaczenie wykonane w próbkach sączonych przez sączonek membranowy o średnicy por 0,45µm firmy Satorius

* Oznaczenie wykonano zgodnie ze Standard Methods

4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Wyniki badań jakości wody z punktów K-I do K-VI podano w załącznikach 1, 2, 3 i 7, natomiast z punktów K-VII do K-XI w załącznikach 4 i 5. Powyższe spowodowane było różnym terminem poboru próbek oraz zakresem badań analitycznych. Wyniki analiz wody z punktu K-XI, pobieranej w celu określenia wpływu nierównomierności rozbioru wody na jej skład, podano w załączniku 6, a wody pobranej z hydrantów przedstawiono w załącznikach 8 i 10, natomiast próbek wody pobranej podczas przerwy w dostawie wody - w załączniku 9.

4.1. Jakość próbek wody pobieranej z zaworów czerpalnych

4.1.1. Zmiany jakości próbek wody z zaworów czerpalnych K-I do K-VI

W celu określenia wielkości i kierunku zmian składu wody w poszczególnych punktach poboru, porównywano go ze składem wody pobieranej w ZOW (punkt 0). Wyniki analiz składu fizyczno-chemicznego wody przedstawiono w załącznikach nr 1 i 2, a zakresy wartości poszczególnych parametrów zestawiono w tabeli 4.1.1.

Wartości niektórych z analizowanych parametrów wody pobieranej z systemu dystrybucji wykazywały tendencje wzrostowe w stosunku do stwierdzonych w wodzie z ZOW, a innych ulegały zmniejszeniu. Największy wzrost stwierdzono w przypadku barwy, mętności i stężenia żelaza ogólnego. Niejednokrotnie wartości tych parametrów wzrastały nawet do poziomu ponadnormatywnego (tab. 4.1.2.).

Najwyższy poziom zanieczyszczenia stwierdzono w próbkach wody z punktów K-II i K-III, co może być spowodowane jej znacznie większym zużyciem niż w innych analizowanych punktach (tab. 2.3.1.). Zmienność parametrów jakości wody przedstawiono na wykresach 4.1.1.- 4.1.21.

TABELA 4.1.1. Zakresy wartości wskaźników jakości wody

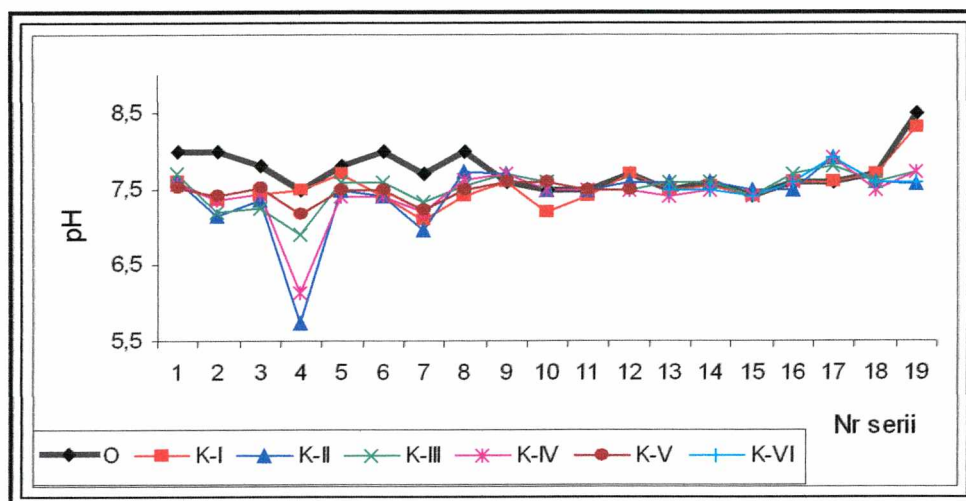
Wskaźnik	Punkt poboru	0	K-I	K-II	K-III	K-IV	K-V	K-VI
	Jednostka							
pH		7,4-8,5	7,1-8,3	5,7-7,9	6,9-7,8	6,1-7,9	7,2-7,6	7,4-7,9
Przew	mS/cm	0,480-0,646	0,500-0,700	0,440-0,720	0,494-0,714	0,429-0,723	0,520-0,713	0,474-0,651
B	gPt/m ³	1-9	1-9	4-22	3-22	2-16	3-16	3-8
M	NTU	0,1- 0,5	0,2-1,2	0,2-4,6	0,2-8,1	0,2-2,6	0,5-2,2	0,3-1,2
CO _{2agr}	gCO ₂ /m ³	0,0- 4,1	0,0-6,6	0,0-11,0	0,0-5,5	0,0-9,9	0,0-11,0	0,0-3,1
Zas _{og}	val/m ³	2,2-3,5	2,1-3,4	2,1-3,6	2,4-3,6	2,4-3,6	2,5-3,5	2,3-3,4
Tw _{og}	g CaCO ₃ /m ³	208-362	201-363	213-382	208-370	216-343	220-382	204-290
OWO	gC/m ³	0,95-5,20	1,50-5,13	1,10-7,20	1,50-10,23	0,80-5,56	0,55-7,05	1,75-4,25
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,03-0,17	0,04-0,19	0,05-0,32	0,07-0,25	0,02-0,22	0,05-0,23	0,03-0,09
Cl ⁻	g Cl ⁻ /m ³	30,4-57,2	32,1-58,6	36,0-57,6	35,8-56,3	37,2-56,3	38,5-55,3	38,7-56,7
SO ₄ ⁻²	gSO ₄ ⁻² /m ³	66,4-145,0	66,5-140,3	68,3-135,3	65,0-134,5	59,3-136,1	73,1-138,2	66,2-116,0
NO ₃ ⁻	gNO ₃ ⁻ /m ³	0,6-20,4	0,6-20,4	2,0-19,1	1,0-19,2	0,9-19,2	6,6-18,8	0,9-18,9
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,04-1,65	0,00-1,39	0,00-0,08	0,00-0,04	0,00-0,40	0,00-0,30	0,00-0,10
ClO ₂	gClO ₂ /m ³	0,09-0,55	0,0-0,55	0,00-0,10	0,00-0,08	0,00-0,13	0,00-0,30	0,00-0,04
Fe _{og}	gFe/m ³	0,003-0,01	0,01-0,10	0,03-0,63	0,05-0,47	0,01-0,20	0,04-0,31	0,02-0,09
ClO ₃ ⁻	mg/dm ³	0,10-0,21	0,00-0,20	0,00-0,22	0,13-0,21	0,00-0,23		0,00-0,17
ClO ₂ ⁻	mg/dm ³	0,11-0,68	0,00-0,66	0,00-0,05	0,01-0,62	0,03-0,44		0,05-0,35

TABELA 4.1.2. Udział (%) próbek wody o ponadnormatywnych wartościach wskaźników

Parametr	Jednostka	Punkt poboru					
		K-I	K-II	K-III	K-IV	K-V	K-VI
pH	---	0	5,2	0	5,2	0	0
B	gPt/m ³	0	5,2	21	5,2	8,3	0
M	NTU	5,2	84,2	94,7	21	25	14,3
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	78,9	100	100	11	72,7	85,7
Fe _{og}	gFe/m ³	0	84,2	84,2	0	16,7	0

4.1.1.1. Zmiany wartości pH

Wartość pH wody wprowadzanej do sieci wodociągowej zmieniała się w zakresie 7,4-8,5 (tab. 4.1.1.). Podczas transportu wody w systemie jej dystrybucji, pH ulegało generalnie obniżeniu. Zmienność tego parametru dla wszystkich próbek wody przedstawiono na wykresie 4.1.1.



WYKRES 4.1.1. Zmiany wartości pH wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Najmniejsze zmiany wartości pH w stosunku do wody pobieranej z ZOW stwierdzono w **punkcie K-I**, w którym aż w 47,4% próbek wody wartości tego parametru w obu punktach były jednakowe. W pozostałych próbkach wody nastąpiło obniżenie pH, maksymalnie o 0,6 w seriach 2, 6, 7 i 8.

W wodzie z **punktu K-II** zmienność tego parametru była większa niż z punktu K-I. Jedynie w trzech próbkach wody wartość pH była identyczna jak w wodzie pobieranej w ZOW. W czterech próbkach (serie 9, 13, 15 i 17) wartość pH wzrosła, jednak tylko w serii 17 wzrost ten przekroczył granicę błędu analizy i wyniósł 0,3. W pozostałych próbkach, wartość tego parametru zmniejszyła się, a w serii 4 nawet o 1,8 - osiągając najniższą wartość ze wszystkich stwierdzonych w badanych próbkach wody - i wyniosła 5,7.

Podobny przebieg zmian pH zaobserwowano dla wody z **punktu K-III**, jednak zmiany tego parametru w stosunku do wody z ZOW były mniejsze niż z punktu K-II i maksymalnie wyniosły 0,8 w seriach 2 i 19. W pięciu seriach badań (9,10,13,16 i 17) stwierdzono wzrost pH, jednak nie większy niż 0,2.

W większości próbek wody z punktów **K-IV** i **K-V** również nastąpiło zmniejszenie wartości pH, odpowiednio w 68,4% i 75% próbek. Wzrost wartości pH wody miał miejsce jedynie w seriach 9 i 17 dla punktu K-IV i w serii 10 dla punktu K-V.

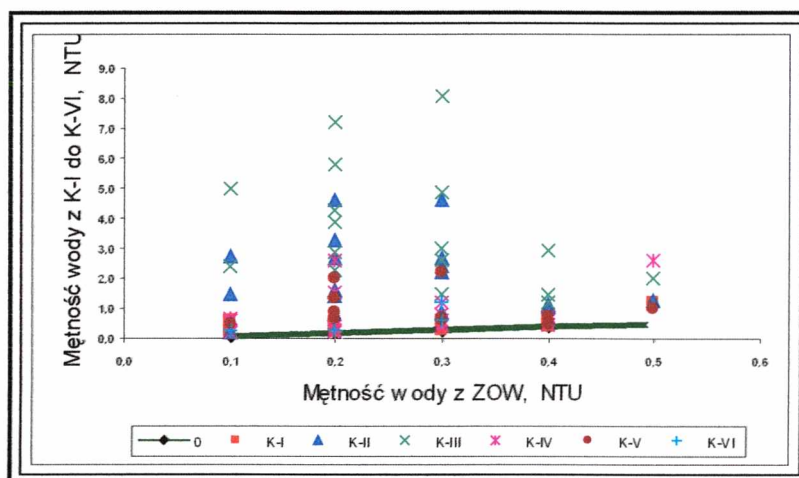
Blisko w połowie próbek wody z **punktu K-VI** nie stwierdzono zmiany tego parametru w stosunku do wody pobieranej w ZOW.

Obniżenie pH w 61% próbek może świadczyć o uwalnianiu do wody kwaśnych produktów przemiany materii mikroorganizmów lub kwasowej hydrolizy produktów korozji bądź mineralizacji zanieczyszczeń organicznych. Jednak wpływ tych procesów na

ostateczną wartość pH nie zawsze był decydujący, na co wskazuje stwierdzony w 17 serii badań wzrost wartości pH o 0,2-0,3 w czterech z pięciu próbek wody. Dodatkowo zaobserwowano, iż wyższa wartość pH wody z ZOW sprzyjała większemu zmniejszeniu wartości tego parametru wody podczas jej przepływu w systemie dystrybucji. Brak jednoznacznego kierunku zmian tego parametru świadczy o jednoczesnym przebiegu procesów sprzyjających wzrostowi i obniżaniu pH. O ostatecznej wartości pH decydowały procesy, zachodzące w określonych warunkach hydraulicznych przepływu wody oraz jej stabilność chemiczna i biologiczna.

4.1.1.2. Zmiany mętności

We wszystkich próbkach wody pobranych z zaworów czerpalnych mętność była równa lub wyższa od wartości tego parametru w wodzie z ZOW (wyk. 4.1.2.).



WYKRES 4.1.2. Porównanie mętności wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Prawie połowa pobranych próbek wody z systemu dystrybucji (46,3%) charakteryzowała się wartością mętności większą niż dopuszczalna w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

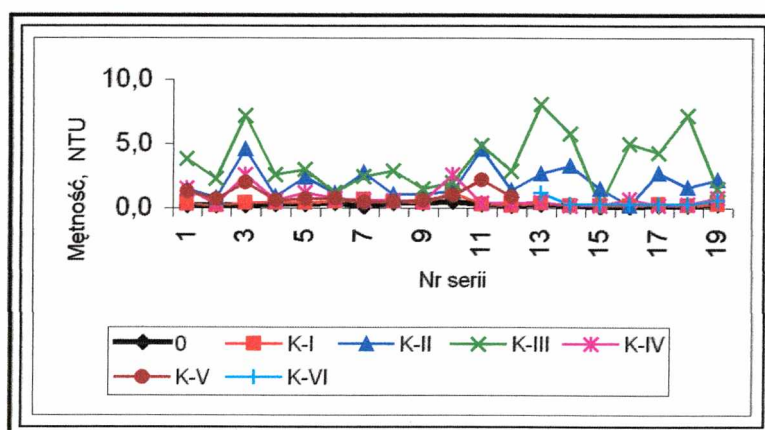
Siedem próbek wody z **punktu K-I** miało mętność taką samą (serie 2, 9, 11, 12, 14, 18 i 19) jak woda z ZOW, a w jednej próbce (seria 10) wartość tego wskaźnika była większa od dopuszczalnej w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (tab. 4.1.2.). Wzrost wartości tego parametru wyniósł maksymalnie 500%, a najwyższą mętność, równą 1,2 NTU, stwierdzono w serii 10.

Wśród próbek pobranych w **punkcie K-II**, tylko trzy miały mętność nieprzekraczającą 1 NTU. Woda pobierana w tym punkcie generalnie charakteryzowała się bardzo dużym poziomem zanieczyszczenia, czego wyrazem był 27,3-krotny wzrost mętności (seria 7) w stosunku do wody z ZOW.

Większym wzrostem zawartości zanieczyszczeń powodujących mętność charakteryzowały się jedynie próbki wody pobierane w **punkcie K-III**, których mętność wynosiła 0,2 do 8,1 NTU. Największą wartość (8,1 NTU) stwierdzono w serii 13, natomiast największy 50-krotny wzrost w serii 16. Jedynie mętność jednej próbki wody (seria 15) była mniejsza od wartości dopuszczalnej dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Generalnie, próbki wody z punktów K-II i K-III (z których był największy pobór wody) charakteryzowały się największą mętnością, co obrazuje wykres 4.1.3.

Próbki wody pobierane w **punktach K-IV, K-V i K-VI** charakteryzowały się mniejszą zawartością zawiesin i koloidów, a udział próbek o ponadnormatywnej mętności wynosił odpowiednio 21,0%, 25,0% i 14,3%. Maksymalne wartości mętności wody wyniosły: 2,6 NTU dla punktu K-IV w seriach 3 i 10; 2,2 NTU (punkt K-V) w serii 11 i 1,2 NTU (punkt K-VI) - seria 13.

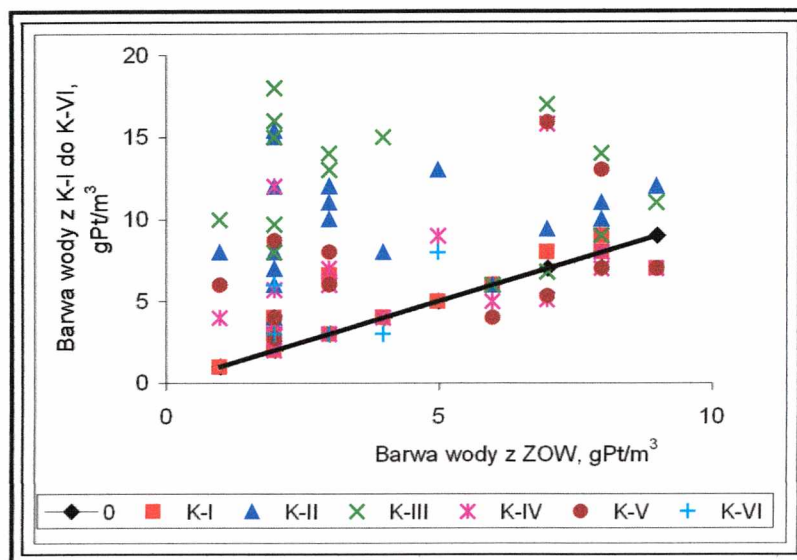
Znaczny wzrost mętności spowodowany był uwalnianiem do wody nierozpuszczonych frakcji zanieczyszczeń z osadów zdeponowanych na powierzchni rurociągów. Stwierdzono, iż wzrostowi mętności towarzyszył wzrost barwy i stężenia żelaza ogólnego, co świadczy o wtórnym zanieczyszczeniu wody produktami korozji żeliwnych i stalowych rurociągów.



WYKRES 4.1.3. Zmiany mętności wody z ZOW i zaworów czerpalnych

4.1.1.3. Zmiany intensywności barwy

Intensywność barwy 69,5% próbek wody wzrosła, w 10,5% zmniejszyła się, a w pozostałych 20% nie uległa zmianie w odniesieniu do barwy wody pobieranej w ZOW (wyk. 4.1.4.).



WYKRES 4.1.4. Porównanie barwy wody z ZOW i systemu dystrybucji

Nieznaczne zmniejszenie barwy w próbkach wody z punktów K-I, K-IV, K-V i K-VI (maksymalnie o 2 gPt/m³), mogło być spowodowane wypłukaniem zanieczyszczeń barwnych z przewodów wodociągowych podczas zwiększonego rozbioru wody we wczesnych godzinach rannych, tj. przed poborem próbek wody do badań. Powyższej sytuacji nie stwierdzono w przypadku poboru wody z punktów K-II i K-III, charakteryzujących się dużym poziomem wtórnego zanieczyszczenia w analizowanym fragmencie systemu dystrybucji.

W większości próbek wody (52,6%) pobranych w **punkcie K-I** barwa nie uległa zmianie w stosunku do barwy wody z ZOW. W jednej próbce (seria 5) była mniejsza niż w wodzie z ZOW, a w pozostałych próbkach (42,1%) stwierdzono nieznaczny wzrost wartości tego parametru. W serii 3 był on największy i wyniósł 133%, jednak i w tym wypadku barwa nie przekroczyła wartości dopuszczalnej dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Wszystkie próbki wody z **punktu K-II** charakteryzowały się zwiększoną intensywnością barwy w stosunku do stwierdzonej w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. W jednej próbce barwa była większa niż dopuszczalna (seria 6), a maksymalny – 700-procentowy wzrost tego parametru (do 8 gPt/m³) stwierdzono w serii 12.

Jedynie trzy próbki wody (serie 8, 9 i 15) pobrane w **punkcie K-III** charakteryzowały się taką samą barwą jak woda pobrana w ZOW. W pozostałych próbkach, stwierdzono znaczny wzrost wartości tego parametru (nawet o 1000% w serii 17), w tym w czterech do wartości ponadnormatywnej. Woda z tego punktu poboru charakteryzowała się największą zawartością zanieczyszczeń barwnych.

W jednej próbce wody z **punktu K-IV** (w serii 6) stwierdzono wzrost intensywności barwy do wartości ponadnormatywnej (16 gPt/m^3), a w czterech próbkach (serie 10, 15, 16, i 17) - taką samą barwę, jaką charakteryzowała się woda wprowadzana do systemu dystrybucji. W pozostałych próbkach stwierdzono wzrost intensywności barwy, lecz do wartości nieprzekraczającej 15 gPt/m^3 , mimo iż barwa wody pobranej w serii 14 zwiększyła się aż 6-krotnie.

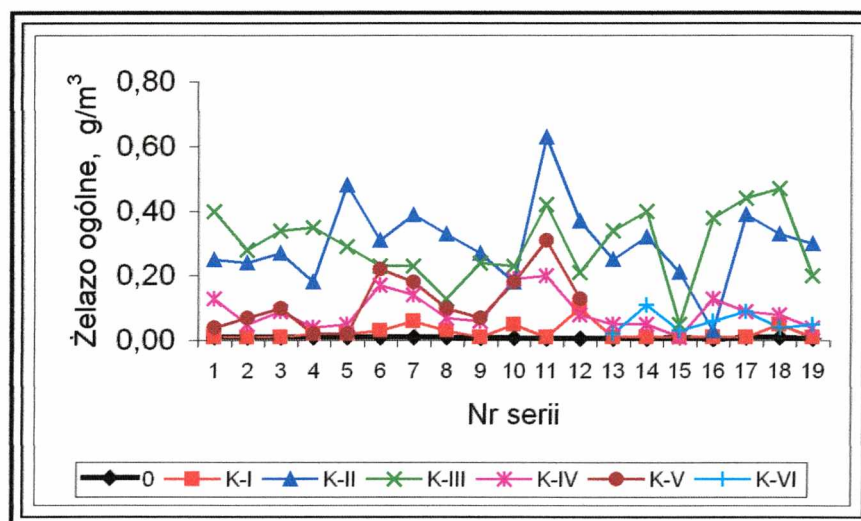
Zmiany intensywności barwy próbek wody z **punktu K-V** były zbliżone do stwierdzonych dla wody z punktu K-IV, tj. w ośmiu seriach wzrost barwy, największy do 16 gPt/m^3 (w serii 6), oraz zmniejszenie wartości tego wskaźnika w stosunku do wody z ZOW w 4 próbkach (serie 4, 5, 8 i 9). Mimo iż w serii 12 stwierdzono wzrost barwy o 500%, to jej wartość (6 gPt/m^3) była mniejsza od dopuszczalnej.

W żadnej z badanych próbek z **punktu K-VI** nie stwierdzono ponadnormatywnej barwy. Maksymalna intensywność barwy wyniosła 8 gPt/m^3 (seria 19). Porównanie barwy wszystkich omawianych próbek wody wykazało, iż woda z tego punktu czerpalnego charakteryzowała się najmniejszą intensywnością barwy.

4.1.1.4. Zmiany stężenia żelaza

W 84 próbkach wody, tj. 88,4% zawartość żelaza ogólnego była wyższa, a jedynie w 10 próbkach z punktu K-I i jednej z punktu K-IV równa zawartości w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Wzrost zawartości żelaza ogólnego był spowodowany uwalnianiem, do przepływającej wody, produktów korozji zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach rurociągów, których głównym składnikiem są związki żelaza. Wielkość zmian stężenia żelaza ogólnego była związana głównie z wielkością rozbioru wody, a więc panującymi w sieci warunkami hydraulicznymi oraz rodzajem materiału, z którego wykonana jest instalacja wewnętrzna.

Zmiany stężenia żelaza ogólnego w okresie badań, w próbkach wody z zaworów czerpalnych i ZOW, przedstawiono na wykresie 4.1.5. W 35,8% próbek wody zawartość żelaza wzrosła do wartości ponadnormatywnej.



WYKRES 4.1.5. Zmiany stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

W większości (52,6%) próbek wody z **punktu K-I** nie stwierdzono zmian stężenia żelaza ogólnego, w pozostałych próbkach były one niewielkie, a maksymalny wzrost o $0,09 \text{ gFe/m}^3$ miał miejsce w serii 12. Zakres stężeń żelaza ogólnego w próbkach wody z tego punktu wynosił $0,01\text{-}0,10 \text{ gFe/m}^3$, co świadczy o niewielkim poziomie zanieczyszczenia wody pobieranej z tego zaworu czerpalnego.

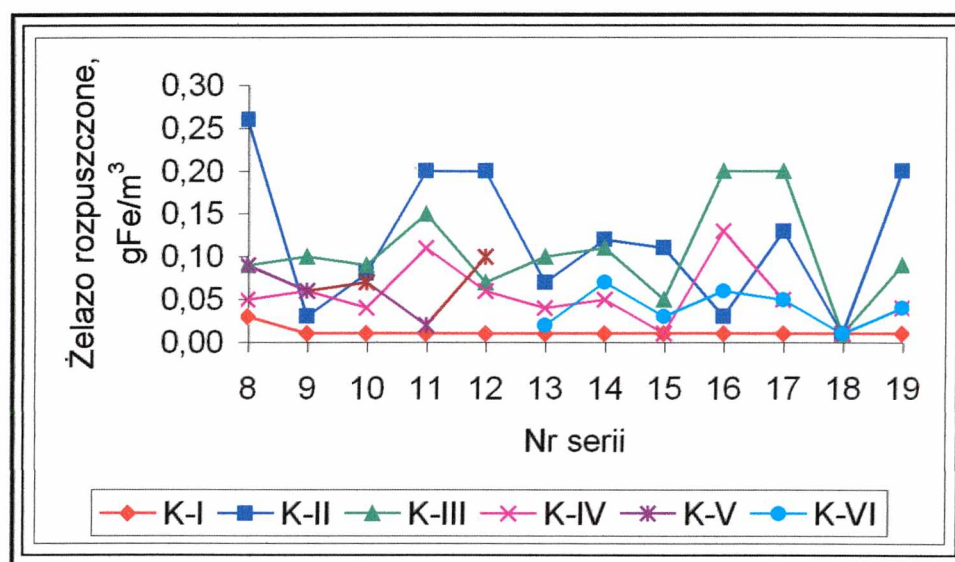
We wszystkich próbkach wody pobieranej w **punktach K-II i K-III** stwierdzono wyższe stężenie żelaza ogólnego niż w wodzie z ZOW. Wzrost zawartości żelaza ogólnego był znaczny, a w 84,2% próbek wody nawet do wartości ponadnormatywnych. Woda pochodząca z tych punktów charakteryzowała się bardzo dużym poziomem zanieczyszczenia. 126- i 126,7-krotnie większe stężenie żelaza ogólnego, niż w próbkach wody z ZOW, stwierdzono odpowiednio w serii 11 dla punktu K-II i w serii 16 dla punktu K-III.

W jednej próbce wody z **punktu K-IV** nie stwierdzono zmiany wartości tego parametru w porównaniu z wodą z ZOW. W pozostałych próbkach zawartość żelaza ogólnego była większa, jednak w żadnej nie przekroczyła wartości dopuszczalnej w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

We wszystkich próbkach wody z **punktu K-V** stwierdzono wzrost stężenia Fe_{og} , a w seriach 6 i 11 do wartości ponadnormatywnej. Największy wzrost tego wskaźnika wyniósł $0,3 \text{ gFe/m}^3$ (seria 11).

W żadnej z próbek wody pobranej w **punkcie K-VI** nie stwierdzono przekroczenia wartości dopuszczalnej, mimo iż zawartość żelaza ogólnego była 3 do 22 razy większa niż w wodzie z ZOW.

Analiza zawartości żelaza rozpuszczonego wykazała, iż zmiany stężenia tej frakcji żelaza były znaczne, a ich przebieg przedstawia wykres 4.1.6.

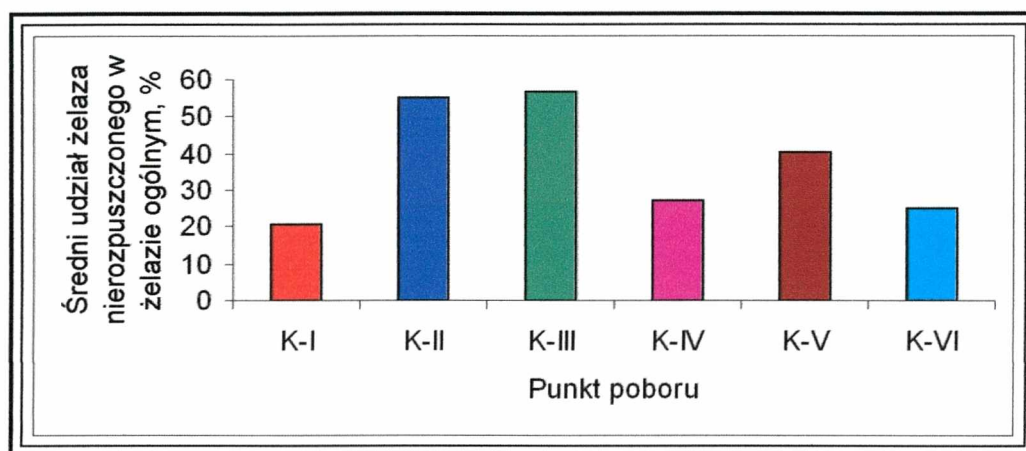


WYKRES 4.1.6. Zawartość żelaza rozpuszczonego w wodzie z K-I do K-VI

W większości (75%) próbek wody z **punktu K-I** stwierdzono obecność tylko żelaza rozpuszczonego. Jedynie w seriach 10, 12 i 18 udział tej frakcji był mniejszy i wynosił odpowiednio 20, 10 i 20%. W żadnej z próbek wody pochodzącej z tego punktu nie stwierdzono obecności żelaza (II), co mogło być spowodowane obecnością znacznych stężeń dezynfektantów w wodzie (załącznik 2).

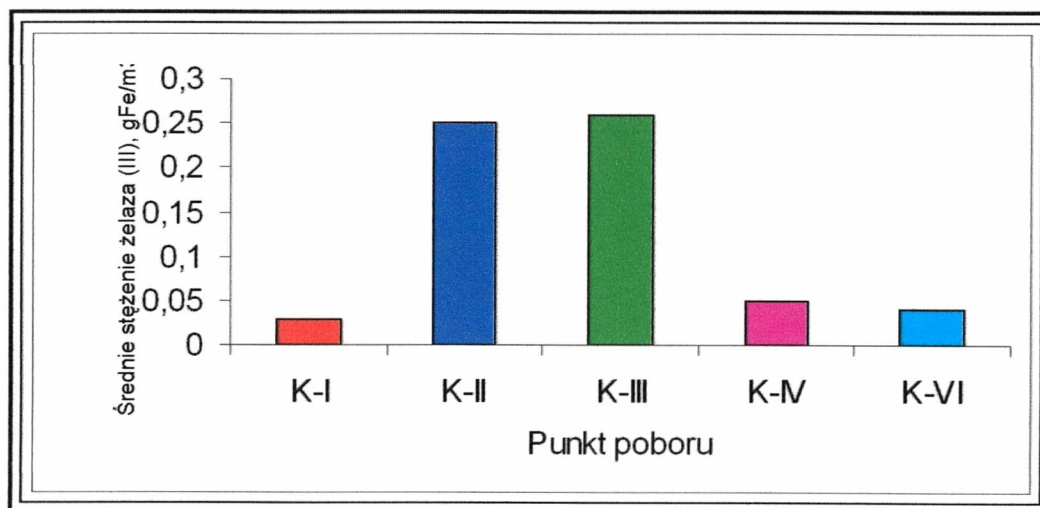
Próbki wody z **punktu K-II** charakteryzowały się dużą zmiennością udziału żelaza rozpuszczonego w jego ogólnej zawartości. Tylko w serii 16 nie stwierdzono obecności żelaza nierozpuszczonego, a w pozostałych próbkach udział tej formy związków żelaza w Fe_{og} zmieniał się w zakresie od 21 do 97 %, co spowodowane było uwalnianiem trudno rozpuszczalnych produktów korozji do przepływającej wody. W serii 18 udział nierozpuszczonych związków żelaza był maksymalny i wyniósł 97%, a ich średni udział w stężeniu żelaza ogólnego wyniósł 54,9%. (wyk. 4.1.7.). W wodzie z tego punktu

stwierdzono obecność Fe(II), którego udział w stężeniu żelaza ogólnego wyniósł maksymalnie 24%.



WYKRES 4.1.7. Średni udział żelaza nierozpuszczonego w żelazie ogólnym

Natomiast w próbkach wody z **punktu K-III** udział żelaza (II) był większy niż w próbkach wody z punktu K-II i średnio wyniósł 12%, a średnia zawartość żelaza (III) w wodzie z obydwu punktów była zbliżona (wyk. 4.1.8.). W 75% próbek wody z tego punktu udział żelaza rozpuszczonego nie przekraczał 50% stężenia żelaza ogólnego, a w serii 18 był minimalny i równy 2%. Dominowały więc nierozpuszczone i koloidalne związki żelaza (wyk. 4.1.7.), których zawartość była proporcjonalna do ogólnego poziomu zanieczyszczenia wody.



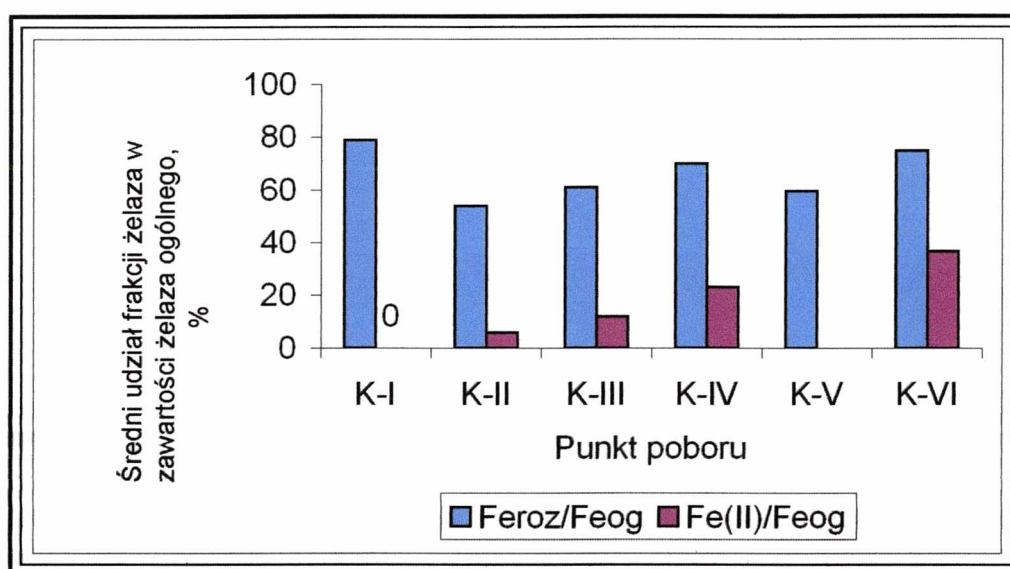
WYKRES 4.1.8. Średnie stężenie żelaza (III)

W 83,8% próbek wody pochodzących z **punktu K-IV**, żelazo rozpuszczone stanowiło większość zawartości żelaza ogólnego, a w seriach 9, 14, 15, 16 i 19 stwierdzono obecność

tylko żelaza rozpuszczonego. Natomiast zawartość Fe(II) zmieniała się od 8 do 100% stężenia żelaza ogólnego.

Podobnie w próbkach wody z **punktów K-V i K-VI** ilościowo dominowało żelazo rozpuszczone. Jednocześnie woda z tych punktów charakteryzowała się niewielkim poziomem zanieczyszczenia. Powyższe wskazuje, że o intensywności wtórnego zanieczyszczenia wody z innych punktów w istotnym stopniu decydowały głównie nierozpuszczone formy żelaza.

Analiza udziału żelaza (II) w zawartości żelaza ogólnego wykazała, iż generalnie zwiększał się on wraz z rosnącą odległością punktów poboru wody od ZOW (wyk. 4.1.9.). Zależności takiej nie stwierdzono w odniesieniu do udziału żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego, a jego średnia wartość była odwrotnie proporcjonalna do ogólnego poziomu zanieczyszczenia wody z danego punktu.

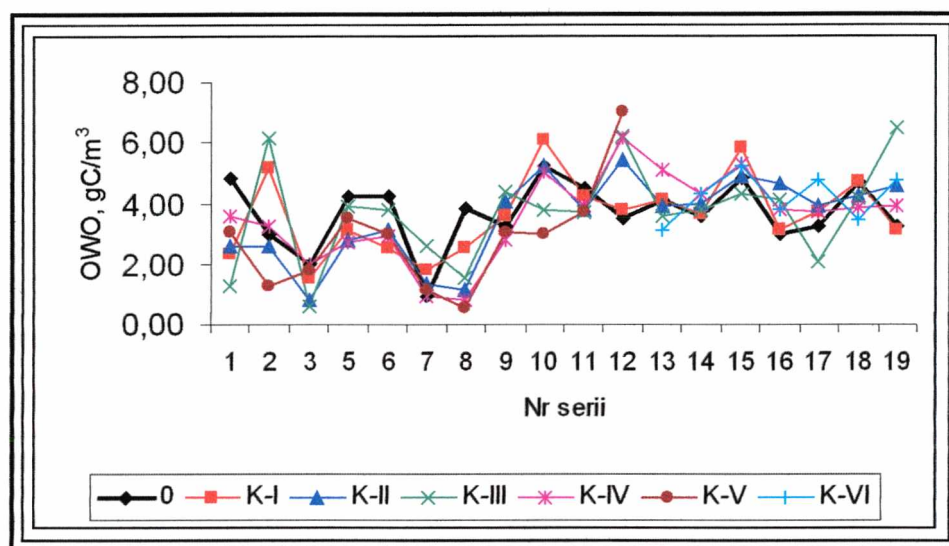


WYKRES 4.1.9. Udział frakcji żelaza w próbkach wody z zaworów czerpalnych
(dla punktu K-V brak danych Fe(II)/Fe_{og})

4.1.1.5. Zmiany zawartości ogólnego węgla organicznego

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się dużą zmiennością zawartości OWO (0,95-5,2 gC/m³), podobnie jak próbki wody ze wszystkich zaworów czerpalnych (wyk. 4.1.10.). W 44,4% próbek wody z systemu dystrybucji zawartość związków organicznych była większa niż w wodzie pochodzącej z ZOW, a w pozostałych stwierdzono odwrotną prawidłowość lub brak zmian stężenia OWO. Brak jednoznacznej

tendencji zmian wartości tego wskaźnika wskazuje, że w zależności od panujących warunków środowiskowych substancje organiczne były uwalniane z osadów do wody bądź ulegały mineralizacji w przemianach chemicznych lub biologicznych. Świadczyć to może o równoczesnym wpływie procesów utleniania substancji organicznych obecnych w wodzie i zużyciu związków organicznych zdeponowanych w osadach przez mikroorganizmy oraz uwalnianiu do wody wodociągowej obumarłej materii organicznej oraz organicznych produktów przemiany materii.



WYKRES 4.1.10. Porównanie zawartości OWO
w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

W próbkach wody z **punktu K-I** zmiany zawartości OWO w porównaniu z wodą z ZOW generalnie były mniejsze niż stwierdzone w próbkach wody z pozostałych punktów poboru. 50% próbek wody z **punktu K-II** zawierało mniejszą ilość zanieczyszczeń organicznych. Maksymalne zmniejszenie stężenia (o 71,4%) stwierdzono w serii 8 i wyniosło ono 1,1 gC/m³. W seriach 12-19 generalnie stwierdzono wzrost stężenia związków organicznych, nawet do 154% stężenia w wodzie z ZOW (seria 12).

Podobnie, 61% próbek wody z **punktu K-III** zawierało mniej OWO niż woda wprowadzana do sieci, a maksymalne obniżenie stężenia wyniosło 3,57 gC/m³ (seria 1). Natomiast największy wzrost stężenia OWO stwierdzono w serii 19 i wyniósł on 3,23 gC/m³.

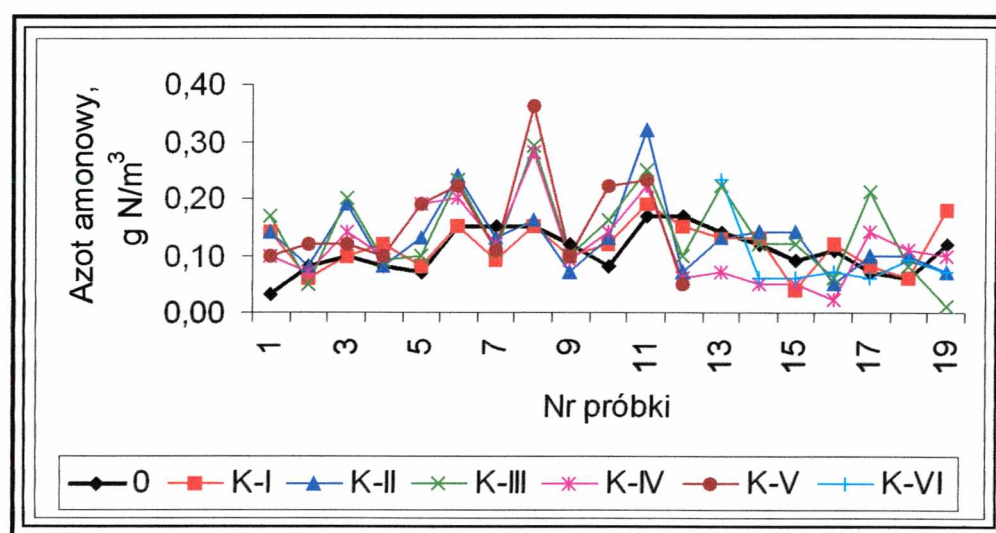
W połowie próbek wody z **punktu K-IV** zawartość substancji organicznych zmniejszyła się, a tylko w jednej próbce (seria 3) nie uległa zmianie. Zwiększenie stężenia OWO miało miejsce głównie w końcowym okresie badań i maksymalnie osiągnęło 2,65 gC/m³.

W 81,8% próbek wody z **punktu K-V** stwierdzono mniej związków organicznych niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. W serii 10 stwierdzono maksymalne zmniejszenie stężenia OWO o 2,21 gC/m³.

Jedynie większość próbek wody z **punktu K-VI** (71,4%) zawierała więcej zanieczyszczeń organicznych niż woda z ZOW, jednocześnie zmienność stężenia OWO była mniejsza niż w próbkach wody z pozostałych punktów poboru wody z systemu dystrybucji.

4.1.1.6. Zmiany stężenia azotu amonowego

Woda wprowadzana do sieci zawierała maksymalnie 0,17 g N/m³ (wyk. 4.1.11.), natomiast największe stężenie azotu amonowego w wodzie z systemu dystrybucji wynosiło 0,36 gN/m³.

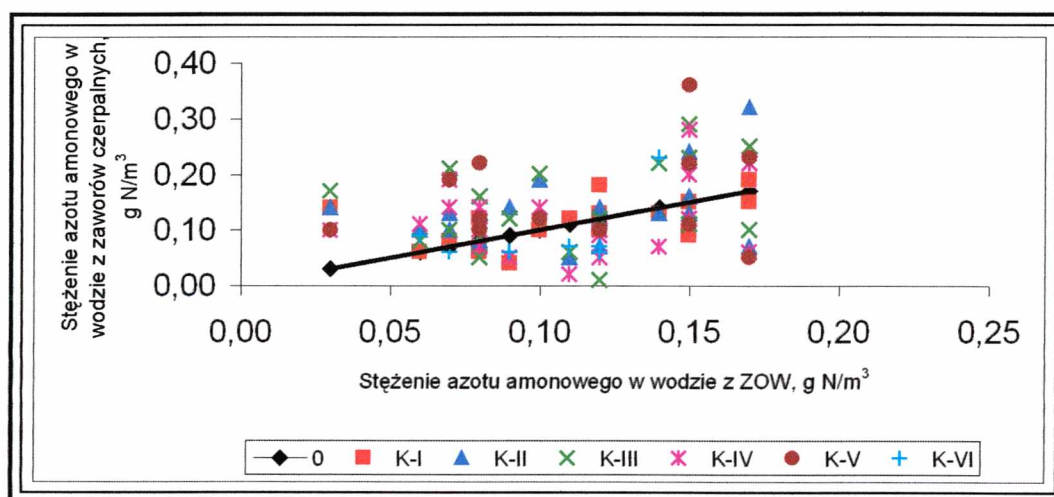


WYKRES 4.1.11. Zmienność stężenia azotu amonowego
w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

Zwiększone stężenie azotu amonowego, w stosunku do stwierdzonego w wodzie wprowadzanej do sieci, występowało w 55,8% próbek wody, mniejsze w 36,8 %, a w pozostałych próbkach nie uległo zmianie. Dane te potwierdzają brak jednoznacznego kierunku zmian tego parametru (wyk. 4.1.12.). Wzrost stężenia azotu amonowego we wszystkich próbkach stwierdzono w seriach 1, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 11 i 18, a obniżenie jedynie w seriach 7, 9 i 12. W pozostałych seriach nie był zachowany taki sam kierunek zmian zawartości azotu amonowego we wszystkich próbkach wody.

Zaobserwowano ponadto, iż wzrostowi stężenia azotu amonowego generalnie towarzyszyło obniżenie zawartości OWO, co może świadczyć o równoczesnym przebiegu procesów amonifikacji i mineralizacji substancji organicznych.

W 47,4% próbek wody z **punktu K-I** stwierdzono wyższą zawartość azotu amonowego niż w wodzie wprowadzanej do sieci, a w 4 próbkach równą stwierdzonej w wodzie z ZOW. Maksymalny wzrost równy 366,7% miał miejsce w serii 1, jednak stężenie NH_4^+ było mniejsze od dopuszczalnego i wynosiło $0,14 \text{ g N/m}^3$. W 9 próbkach zmiana wartości nie przekroczyła $0,02 \text{ g N/m}^3$. Tak więc zmienność zawartości azotu amonowego w próbkach wody z punktu K-I była niewielka, a jego stężenie generalnie zbliżone do zawartości w wodzie z ZOW.



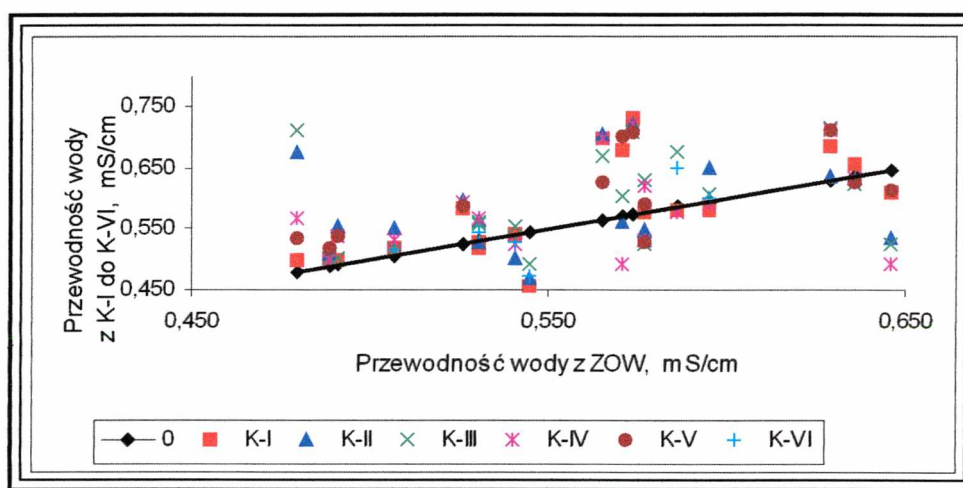
WYKRES 4.1.12. Zmiany zawartości azotu amonowego w odniesieniu do ZOW

Większość pobranych próbek z **punktów K-II, K-III i K-V** zawierało więcej azotu amonowego niż woda wprowadzana do sieci, a dla punktu K-IV udział takich próbek stanowił ok. 50%. W żadnej z próbek z tych punktów nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnego stężenia azotu amonowego w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Punkt K-VI był jedynym, z którego większość próbek wody (71,4%) zawierała mniej azotu amonowego niż woda wprowadzana do systemu dystrybucji. Największe zwiększenie stężenia azotu amonowego, równe $0,09 \text{ g N/m}^3$, stwierdzono w serii 13, jednak nie spowodowało ono przekroczenia wartości dopuszczalnej NH_4^+ w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (tab. 4.1.2.).

4.1.1.7. Zmiana przewodności wody

Porównanie wartości przewodności wody pobranej z ZOW i zaworów czerpalnych przedstawiono na wykresie 4.1.13. Zmianę przewodności wody w systemie dystrybucji większą niż 5% stwierdzono w 60% próbek, w tym w 42,1% zwiększenie oraz 17,9% zmniejszenie wartości tego parametru wody. W pozostałych próbkach wody z zaworów czerpalnych zmiany przewodności w stosunku do wody z ZOW nie przekroczyły 5% i nie były one uwzględniane w analizie zmian przewodności próbek wody z poszczególnych zaworów czerpalnych.



WYKRES 4.1.13. Porównanie przewodności wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Zmiany przewodności wody z **punktu K-I** były bardzo małe, jedynie w seriach 1, 2 i 3 stwierdzono większy wzrost tego parametru, maksymalnie o 26% (seria 3).

Zmiany przewodności w próbkach wody z **punktu K-II** były większe niż w punkcie K-I. W 42,1% próbek wody stwierdzono wzrost tego parametru - maksymalnie o 40,6% w serii 4, natomiast w 31,6% próbek jego zmniejszenie - maksymalnie o 0,146 mS/cm w serii 17.

Większość próbek wody (52,6%) pochodzących z **punktu K-III** charakteryzowała się większą przewodnością niż próbki wody z ZOW. W seriach 6, 10 i 19 wartość tego parametru zmniejszyła się o 48,3% i było to maksymalne obniżenie przewodności spośród stwierdzonych dla wszystkich próbek wody pobranych w punktach K-I do K-VI.

Blisko połowa próbek (47,4%) z **punktu K-IV** charakteryzowała się większą przewodnością, natomiast mniejszą 21% próbek. Największy wzrost przewodności wody wyniósł 0,152 mS/cm w serii 10.

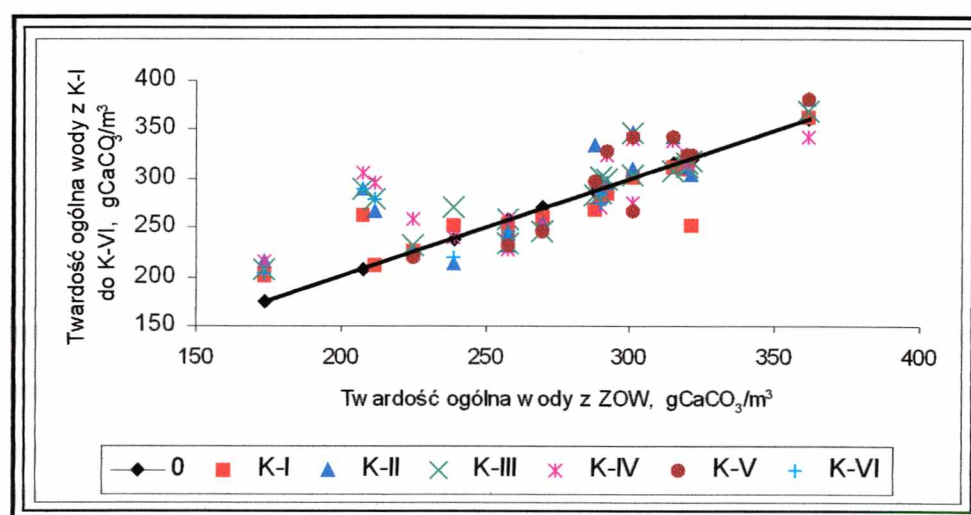
Spośród próbek wody pobranych w **punkcie K-V** - 58,3% charakteryzowało się wyższą przewodnością niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej, a jedynie w serii 6 stwierdzono mniejsze stężenie substancji rozpuszczonych niż w wodzie z ZOW.

Zmiany tego parametru w próbkach wody pochodzących z **punktu K-VI** były niewielkie; tylko w jednej serii badań (17) stwierdzono znaczny wzrost tego parametru o 0,065 mS/cm, natomiast w serii 19 stwierdzono obniżenie przewodności o 0,071 mS/cm.

W seriach 2, 3, 4, 5, 11, 12 i 13 we wszystkich próbkach wody z systemu dystrybucji stwierdzono wzrost jej przewodności w stosunku do wody z ZOW, natomiast zmniejszenie zawartości substancji rozpuszczonych stwierdzono w seriach 10 i 19. W pozostałych seriach brak było jednoznacznego kierunku zmian wartości tego parametru. Stwierdzono również, iż większe zmiany przewodności miały miejsce w tych seriach, w których woda z ZOW charakteryzowała się większym stężeniem substancji rozpuszczonych.

4.1.1.8. Zmiany twardości ogólnej

Woda wprowadzana do sieci, zgodnie ze skalą twardości wody, była wodą o średniej i znacznej twardości, a jej zmiany w okresie badań były duże (208-362 g CaCO₃/m³). Natomiast zmiany tego wskaźnika jakości wody podczas jej dystrybucji były małe (wyk. 4.1.14.).



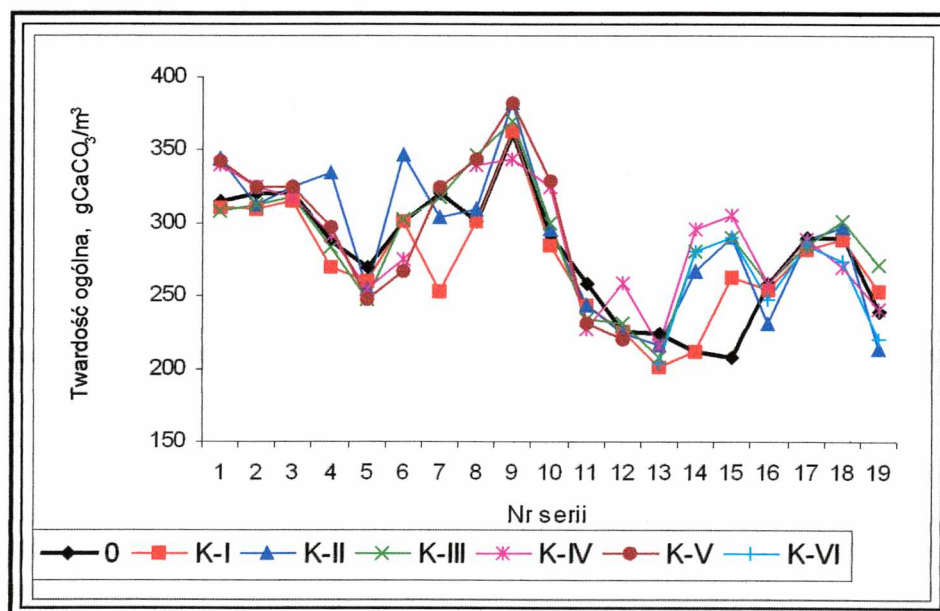
WYKRES 4.1.14 Porównanie twardości wody z ZOW i z zaworów czerpalnych

W 6,3% próbek wody twardość ogólna nie zmieniła się w porównaniu z wodą pobieraną w ZOW. W 41% próbek zmiana ta była mniejsza niż 5%, natomiast w 21,1% i 31,6% stwierdzono odpowiednio zmniejszenie lub zwiększenie wartości tego wskaźnika jakości wody. Bez względu na czas i miejsce poboru próbek wody do badań, o jej twardości ogólnej decydowały jony wapnia, których stężenie było 3,11- do 7,38-krotnie większe niż stężenie jonów magnezu (tabela 4.1.3).

W pierwszym okresie badań (5.11.2001 - 18.03.2002), twardość ogólna próbek wody zarówno pobranych w ZOW, jak i w systemie dystrybucji, była większa niż stwierdzona w następnych seriach badań (wyk. 4.1.15.).

TABELA 4.1.3. Ilorazy stężeń jonów wapnia do jonów magnezu

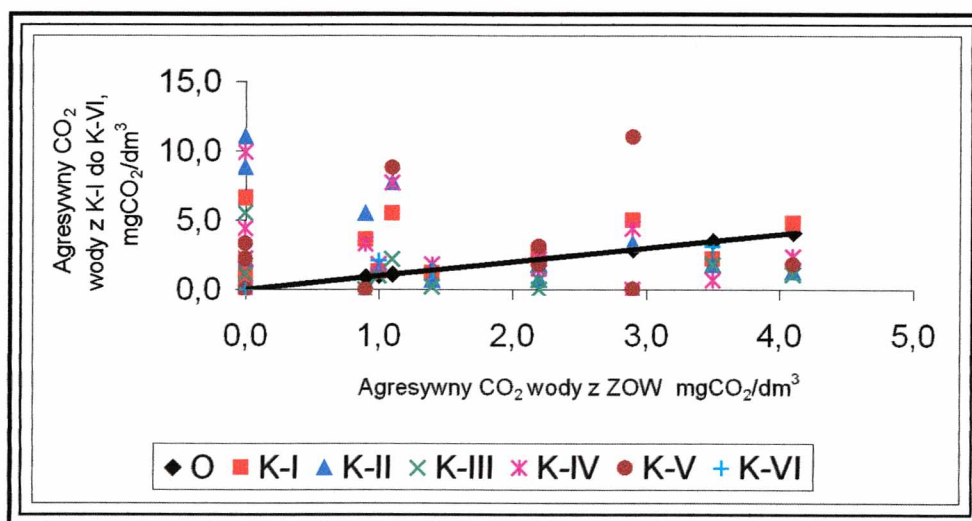
Nr serii	Punkt poboru				
	K-I	K-II	K-III	K-IV	K-VI
12	4,18	4,26	3,83	3,11	
13	4,16	5,31	3,44	4,28	5,25
14	5,12	6,18	4,56	4,48	6,11
15	5,99	4,02	5,24	5,60	7,12
16	5,81	5,55	5,17	3,70	5,55
17	6,62	7,23	6,25	5,92	7,38
18	4,86	4,55	4,01	6,16	6,40
19	7,13	6,54	4,71	5,61	6,48



WYKRES 4.1.15. Zmiany twardości ogólnej wody z ZOW i zaworów czerpalnych

4.1.1.9. Ocena agresywności korozyjnej wody

Do oceny agresywności kwasowęglowej wody wykorzystano indeksy: Langeliera i Ryznara oraz dodatkowo uwzględniono zawartość agresywnego dwutlenku węgla (wyk. 4.1.16.). Wartości indeksów Langeliera i Ryznara przedstawiono w tabelach: 4.1.4. i 4.1.5. Przyjęto, iż woda ma charakter korozyjny, jeżeli $IL < 0$, a $IR > 6,8$ [P10]. Zgodnie z tym założeniem, 9 z 19 próbek wody wprowadzanej do sieci charakteryzowało się agresywnością kwasowęglową ze względu na wartość IL, a wszystkie - z uwagi na wartość IR. Podobnie wszystkie próbki pobierane z zaworów czerpalnych ze względu na wartość IR charakteryzowały się korozyjnością. Ocena tej cechy wody w oparciu o wartość IL wykazała, iż podczas przebywania wody w systemie jej dystrybucji zwiększał się udział próbek korozyjnych (tab. 4.1.4.). Wartość $IL > 0$ stwierdzono jedynie we wszystkich próbkach wody (z punktów, K-I do K-V/ K-VI) w seriach 1, 9 17, i 18. Równocześnie w seriach 9, 17 i 18 w żadnej z próbek nie stwierdzono obecności agresywnego dwutlenku węgla, a w serii 1 jedynie małą jego zawartość (załącznik 1). Porównanie stężenia agresywnego dwutlenku węgla w próbkach wody z ZOW i systemu dystrybucji wykazało, iż w ok. 40% próbek z zaworów czerpalnych stężenie CO_{2agr} było większe, w 32,6% nie uległo zmianie, a w pozostałych zmniejszyło się (wykres 4.1.16). Biorąc pod uwagę dokładność stosowanej metody oznaczenia agresywnego dwutlenku węgla, powyższe wartości mają znaczenie orientacyjne.



WYKRES 4.1.16. Porównanie stężenia agresywnego dwutlenku węgla w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

TABELA 4.1.4. Wartości Indeksu Langeliera

Punkt poboru	Numer serii																			Udział próbek korozyjnych, %
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
O	0,45	0,54	0,34	-0,10	-0,25	0,28	0,17	0,15	0,04	-0,42	-0,36	-0,46	-0,48	-0,32	-0,42	-0,07	0,07	0,03	0,54	47
K-I	0,10	-0,15	-0,07	0,00	-0,20	-0,35	-0,42	-0,15	0,04	-0,43	-0,46	-0,49	-0,52	-0,37	-0,42	-0,12	0,05	0,06	0,34	68
K-II	0,10	-0,31	-0,11	-1,72	-0,12	-0,11	-0,71	0,16	0,14	-0,20	-0,32	-0,26	-0,29	-0,26	-0,36	-0,22	0,46	0,09	-0,44	74
K-III	0,24	-0,33	-0,19	-0,52	-0,13	-0,12	-0,24	0,01	0,10	-0,05	-0,36	-0,29	-0,29	-0,29	-0,42	-0,02	0,29	0,01	-0,18	68
K-IV	0,08	-0,18	-0,01	-1,30	-0,35	-0,25	-0,39	0,09	0,10	-0,12	-0,36	-0,32	-0,46	-0,39	-0,42	-0,07	0,42	-0,05	-0,17	79
K-V	0,01	-0,06	0,06	-0,28	-0,36	-0,35	-0,36	-0,04	0,04	-0,08	-0,36	-0,36								75
K-VI													-0,43	-0,42	-0,39	-0,12	0,39	0,01	-0,34	71

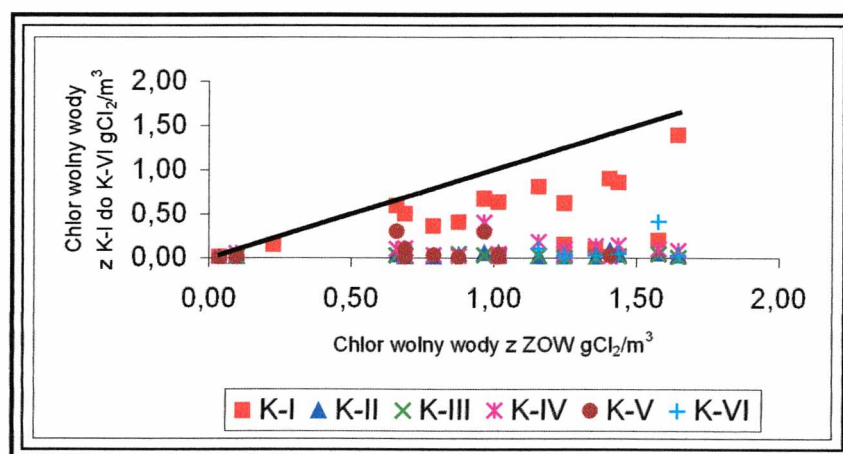
TABELA 4.1.5. Wartości Indeksu Ryznara

Punkt poboru	Numer serii																			Udział próbek korozyjnych
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
O	7,10	6,92	7,12	7,70	7,90	7,44	7,36	7,70	7,52	7,95	8,22	8,32	8,46	8,24	8,24	7,74	7,46	7,64	7,42	100
K-I	7,40	7,65	7,57	7,50	7,80	8,10	7,92	7,70	7,52	8,07	8,32	8,38	8,56	8,29	8,22	7,84	7,50	7,58	7,62	100
K-II	7,78	7,77	7,57	7,18	7,74	7,72	8,39	7,40	7,42	7,90	8,14	8,12	8,18	8,12	8,22	7,94	6,98	7,42	8,44	100
K-III	7,22	7,86	7,63	7,98	7,90	7,84	7,82	7,52	7,50	7,70	8,22	8,08	8,18	8,18	8,24	7,74	7,22	7,58	8,08	100
K-IV	7,42	7,71	7,45	8,74	8,10	8,00	7,99	7,44	7,50	7,74	8,22	8,14	8,32	8,28	8,24	7,74	7,06	7,60	8,07	100
K-V	7,49	7,54	7,40	7,74	8,22	8,10	7,94	7,58	7,52	7,76	8,22	8,22								100
K-VI													8,36	8,34	8,18	7,84	7,01	7,58	8,28	100

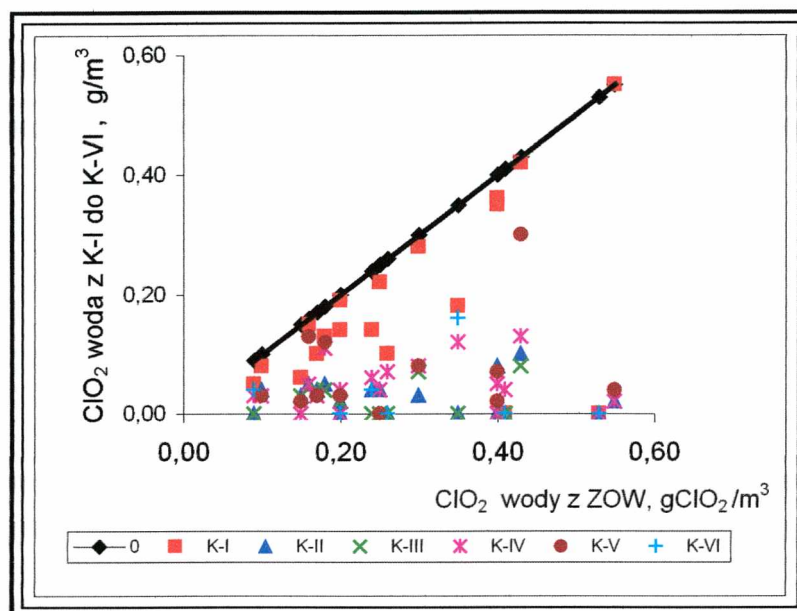
W ocenie korozyjności należy uwzględnić również zawartość chlorków i siarczanów - jonów współdecydujących o przebiegu i szybkości korozji. Zmienność stężeń tych agresywnych jonów w wodzie wprowadzanej do sieci była duża, a ich zawartości zmieniały się w zakresach: chlorki - 30,4-57,2 gCl⁻/m³, siarczany - 66,4-145 gSO₄⁻²/m³ (tabela 4.1.1., załączniki 1 i 2). Zmiany stężenia tych jonów w próbkach pobieranych w systemie dystrybucji w stosunku do wody z ZOW były niewielkie. W 32,6% próbek wody wzrosła zawartość chlorków, a w 24,2% zawartość siarczanów, jednak wzrost ten na ogół nie przekraczał 5%. W związku z tym, zmiany agresywności korozyjnej wody były związane głównie ze zmianami wartości pH i zas_{og} współdecydującymi o równowadze węglanowo-wapniowej wody. Agresywność kwasowęglowa badanych wód powodowała korozję elektrochemiczną metalowych przewodów wodociągowych. Korozyjność wody intensyfikują również obecne w niej utleniacze, których zmiany stężenia w systemie dystrybucji omówiono w pkt. 4.1.1.10.

4.1.1.10. Zmiany stężenia dezynfektantów i tlenu rozpuszczonego

Woda wprowadzana do sieci poddawana była dezynfekcji zmiennymi dawkami chloru i dwutlenku chloru, których stężenia mieściły się w zakresach 0,09-0,55 gClO₂/m³ i 0,01-1,65 gCl₂/m³ (tab. 4.1.1.). Tak duża zmienność była spowodowana zmienną dawką dezynfektantów uzależnioną od jakości oczyszczanej wody. We wszystkich próbkach wody pobranych z systemu dystrybucji zawartość dezynfektantów była mniejsza lub równa stwierdzonej w wodzie z ZOW (wyk. 4.1.17. i 4.1.18.).

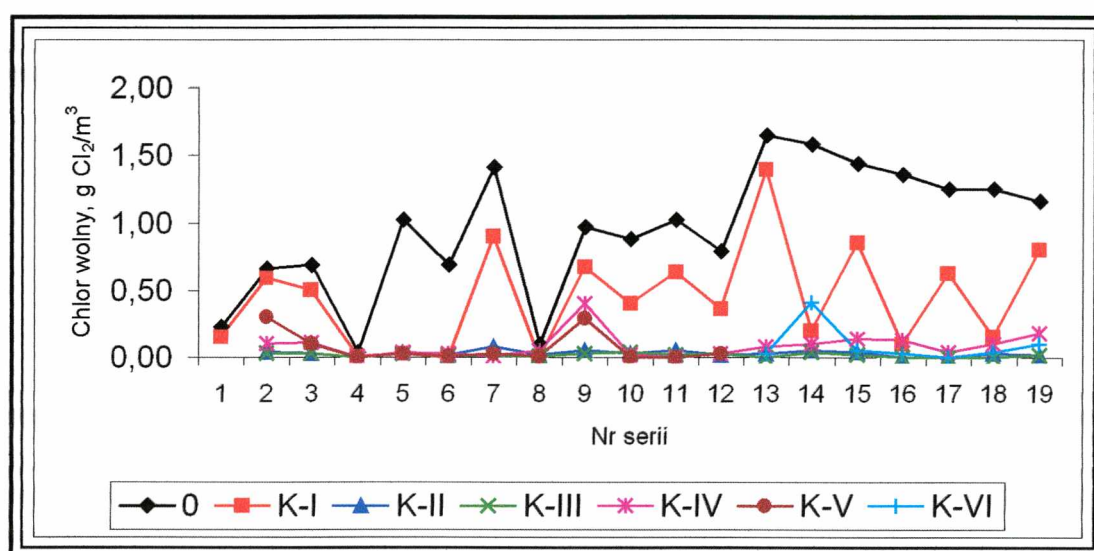


WYKRES 4.1.17. Porównanie stężenia chloru wolnego
w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych



WYKRES 4.1.18. Porównanie stężenia dwutlenku chloru
w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych

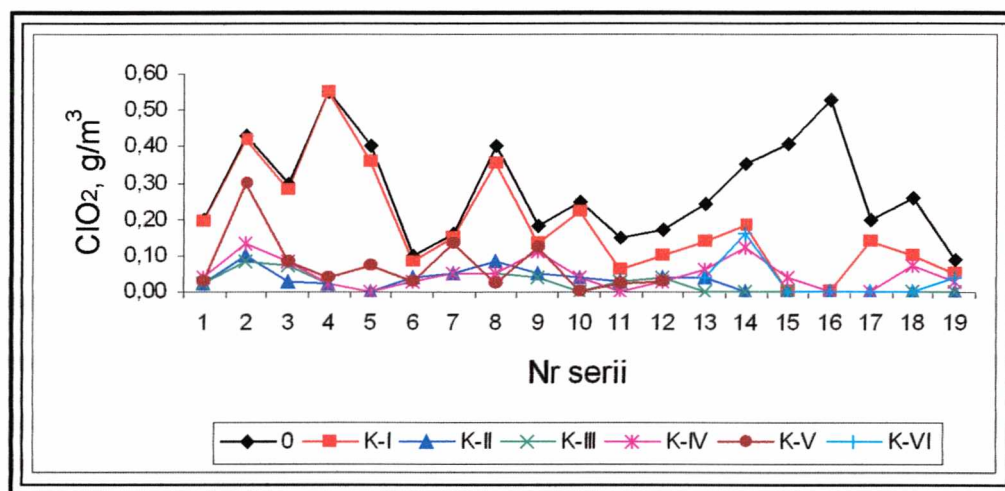
W próbkach wody pobieranych z zaworów czerpalnych zawartość chloru była generalnie bliska 0 (wyk. 4.1.19.). Tak niskie stężenie chloru nie zabezpiecza przed wtórnym rozwojem mikroorganizmów w wodzie w systemie dystrybucji. Jedynie w 15 próbkach wody z punktu K-I stężenie chloru wolnego było większe lub równe $0,1 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$, w tym tylko w 4 próbkach zawierało się w zakresie stężeń zalecanym dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, a w pozostałych było większe od dopuszczalnego.



WYKRES 4.1.19. Zmiany stężenia chloru wolnego

Zawartość dwutlenku chloru w wodzie wprowadzanej do sieci była znacznie mniejsza niż chloru wolnego, jednocześnie ubytek ClO_2 w kolejnych punktach poboru był również mniejszy niż w przypadku chloru. Największe zużycie dwutlenku chloru stwierdzono w serii 16. W pozostałych seriach badań, największe stężenie było w wodzie z punktu K-I. Natomiast w dalszej części sieci było niewielkie, a w wielu przypadkach można uznać, iż brak było tego dezynfektanta (wyk. 4.1.20.).

Dopuszczalne stężenie dwutlenku chloru w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi nie jest normowane, jednak ze względu na powstawanie ubocznych produktów dezynfekcji ograniczone jest stężenie chloranów i chlorynów. W obydwu przypadkach maksymalne dopuszczalne stężenie wynosi $200 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Z tego względu, kontrolnie w seriach 14-19 oznaczono zawartość chloranów i chlorynów. Woda wprowadzana do sieci charakteryzowała się zawartością chlorynów w zakresie $0,11\text{-}0,68 \text{ g ClO}_2/\text{m}^3$ i mniejszą zawartością chloranów – $0,10\text{-}0,21 \text{ g ClO}_3/\text{m}^3$.



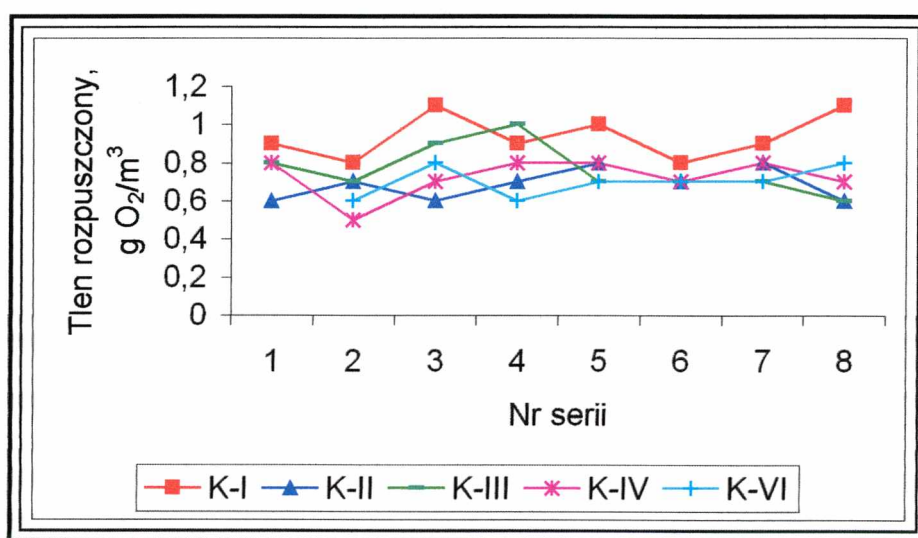
WYKRES 4.1.20. Zmiany stężenia dwutlenku chloru

Generalnie w systemie dystrybucji stwierdzono zanik chlorynów, jednak 30% próbek wody zawierało stężenie chlorynów większe niż dopuszczalne. W jednej spośród wszystkich próbek wody, tj. z punktu K-III (seria 1), miał miejsce wzrost stężenia chlorynów równy $0,27 \text{ g}/\text{m}^3$.

Dla chloranów stwierdzono odmienny przebieg zmian ich stężenia w wodzie z systemu dystrybucji. W 53,3% próbek wody było ono większe, w 43,3% mniejsze, a w pozostałych (3,4%) takie samo jak w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Tylko w po jednej próbce wody z punktów K-III i K-IV (seria 15) i w dwóch próbkach z punktu K-II (serie 15 i

17) zawartość ClO_3^- była większa od dopuszczalnej w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w próbkach wody z zaworów czerpalnych, przedstawione na wykresie 4.1.21, wskazują, iż były niewielkie, a niejednokrotnie mieściły się w granicach błędu analizy.



WYKRES 4.1.21. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego

Brak systematycznych wyników analiz stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej uniemożliwia oceną wielkości zmian tego parametru w systemie dystrybucji w całym okresie badań. Jednak jego zawartość w seriach 12, 14, 16, 18 i 19 (załącznik 2) wskazuje na znaczny jego ubytek w systemie dystrybucji, gdyż stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie z zaworów czerpalnych było bardzo małe (wyk. 4.1.21.).

4.1.1.11. Zmiany składu bakteriologicznego wody z zaworów K-I do K-VI

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej nie zawierała bakterii mezofilnych i psychrofilnych, bakterii z grupy *coli* oraz z rodzajów *Clostridium* i *Enterokoków*. Natomiast wyniki analiz mikrobiologicznych próbek wody z zaworów czerpalnych przedstawia załącznik 3. W analizowanych próbkach wody nie stwierdzono obecności bakterii z rodzajów *Enterokoków* i *Clostridium* redukujących siarczyny oraz bakterii *Escherichia coli*. W pojedynczych próbkach wody z punktów K-I, K-II i K-V oraz w jednej próbce wody z punktów K-III i K-IV stwierdzono obecność bakterii z grupy *coli*.

Tylko w trzech próbkach ich liczba była duża i wyniosła 96 w wodzie z punktu K-II (seria 5), 92 w wodzie z punktu K-V (seria 5) oraz 24 w wodzie z punktu K-IV (seria 13). W niektórych próbkach wody stwierdzono obecność bakterii *coli* w temperaturze 37° C, które określane są jako kolonie wątpliwe. Tylko w dwóch próbkach wody (K-II seria 5 i K-IV seria 6) stwierdzono wyższą od dopuszczalnej liczbę bakterii mezofilnych i psychrofilnych, a w serii 18 w wodzie z punktu K-II i w serii 13 (punkt K-IV) bakterii mezofilnych.

Zdecydowana większość próbek wody z zaworów czerpalnych nie była skażona bakteriologicznie, lecz stwierdzana sporadycznie obecność mikroorganizmów świadczy, iż w systemie dystrybucji wody istniały warunki do wtórnego rozwoju mikroorganizmów.

4.1.2. Wyniki badań próbek wody z zaworów czerpalnych K-VII do K-X

Zakresy wartości analizowanych parametrów składu fizyczno-chemicznego wody z ZOW i zaworów czerpalnych K-VII do K-X przedstawiono w tabeli 4.1.6.

TABELA 4.1.6. Zakresy wartości analizowanych wskaźników jakości wody

Parametr	Punkt poboru	0	K-VII	K-VIII	K-VIII'	K-IX	K-X
	Jednostka						
pH		7,4-8,5	7,2-7,7	7,1-7,6	7,1-7,6	6,9-7,9	7,2-7,7
Przew.	mS/cm	0,531-0,656	0,559-0,693	0,566-0,682	0,530-0,682	0,534-0,698	0,478-0,723
B	gPt/m ³	2 - 8	5 - 9	6-13	6 - 11	6 - 10	6 - 9
M	NTU	0,1-0,5	0,5-1,9	0,7-1,7	0,5-2,0	0,3-1,2	0,5-1,3
CO _{2agr}	gCO ₂ /m ³	0,0-1,4	0,0-3,3	0,0-2,2	0,0-2,2	0,0-3,3	0,0-3,3
Zas _{og}	val/m ³	2,2-3,1	2,5-3,5	2,8-3,5	2,6-3,5	2,6-3,5	3-5,5
Tw _{og}	g CaCO ₃ /m ³	208-303	219-311	220-317	206-315	217-313	221-316
OWO	gC/m ³	2,25-4,90	2,70-4,80	3,71-4,14	2,70-4,85	2,89-5,10	1,76-4,50
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,08-0,15	0,09-0,24	0,07-0,17	0,08-0,21	0,01-0,28	0,10-0,30
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,55-1,58	0,01-0,10	0,01-0,04	0,01-0,05	0,00-0,50	0,01-0,30
Fe _{og}	gFe/m ³	0,00-0,01	0,04-0,34	0,09-0,33	0,08-0,31	0,04-0,27	0,06-0,13

W porównaniu z wodą z ZOW największy wzrost stwierdzono dla mętności, barwy i stężenia żelaza ogólnego. Mętność i stężenia żelaza ogólnego wzrosły nawet do wartości ponadnormatywnej (tab. 4.1.7.). We wszystkich próbkach stwierdzono znaczne zmniejszenie stężenia chloru wolnego i w zdecydowanej większości próbek (88,9%) do wartości mniejszej od dopuszczalnej.

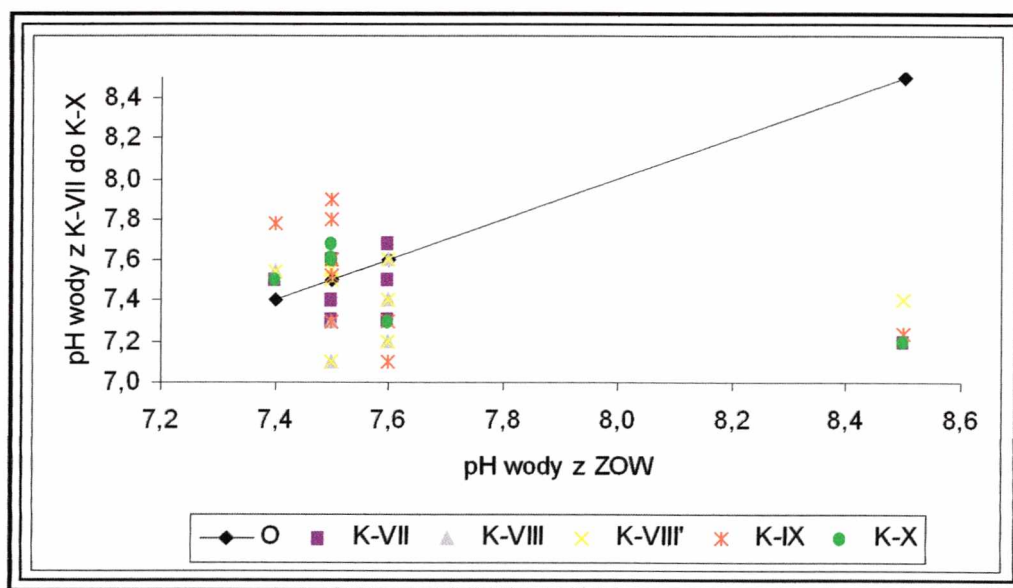
TABELA 4.1.7. Udział (%) próbek niespełniających wymagań

Parametr	Jednostka	Punkt poboru				
		K-VII	K-VIII	K-VIII'	K-IX	K-X
M	NTU	30	16,7	30	10	33,3
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	80	100	100	90	83,3
Fe _{og}	gFe/m ³	10	50	50	60	0

Zmiany poszczególnych parametrów jakości wody przedstawiono na wykresach 4.1.22 do 4.1.33.

4.1.2.1. Zmiany pH

W 54,7% próbek wody pobranych z zaworów czerpalnych K-VII do K-X stwierdzono zmniejszenie pH w porównaniu z wartością tego parametru w wodzie z ZOW. W 11,9% próbek wody pH nie uległo zmianie, a w pozostałych 33,4% wzrosło (wyk. 4.1.22.).



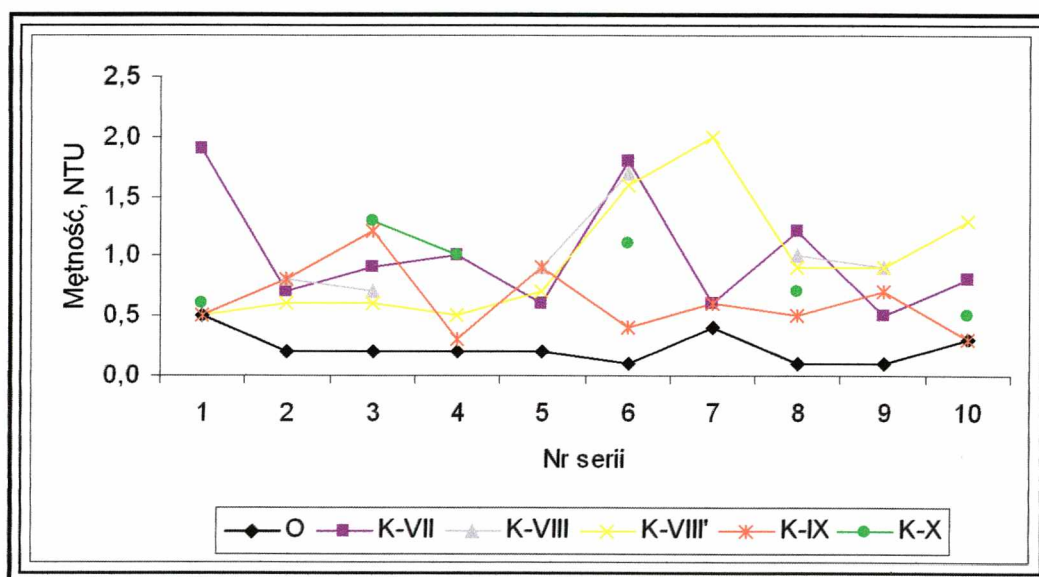
WYKRES 4.1.22. Porównanie pH wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Zmiany tego parametru jakości wody w systemie dystrybucji dla większości serii nie miały jednego kierunku. W serii 10 we wszystkich próbkach wody z zaworów czerpalnych stwierdzono zmniejszenie pH wynoszące 1,1-1,3, a w serii 8 zmniejszenie równe 0,1-0,5.

Natomiast w serii 6, wszystkie próbki wody charakteryzowały się większą o 0,1 do 0,4 wartością pH. W pozostałych seriach badań, największe zmiany stężenia jonów wodorowych stwierdzono dla wody z punktu K-IX. Tylko jedna próbka wody z tego punktu (seria 4) charakteryzowała się taką samą wartością pH jak woda z ZOW, w czterech stwierdzono wzrost równy 0,1 do 0,4, a w pięciu zmniejszenie pH w granicach 0,2 do 0,7. Zmiany pH w wodzie z pozostałych punktów (poza seria 8 i 10) mieściły się w zakresie 0,2 do 0,4. Stwierdzono również, iż wielkość zmian pH była zależna od wartości tego parametru w próbkach wody z ZOW. Im wyższe było pH próbek wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, tym większe było jego zmniejszenie w systemie dystrybucji. Wzrost tego parametru miał miejsce w serii 6, w której woda pobrana w ZOW charakteryzowała się największym stężeniem jonów H^+ .

4.1.2.2. Zmiany mętności

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się mętnością zmieniającą się w zakresie 0,1 do 0,5 NTU. W zdecydowanej większości próbek wody pobranych z systemu dystrybucji stwierdzono wzrost mętności, a w 23,8% próbek wody nawet do wartości ponadnormatywnych. Jedynie w trzech próbkach wody z zaworów czerpalnych wartość tego parametru była taka sama jak w wodzie z ZOW. Zmiany mętności przedstawia wykres 4.1.23.

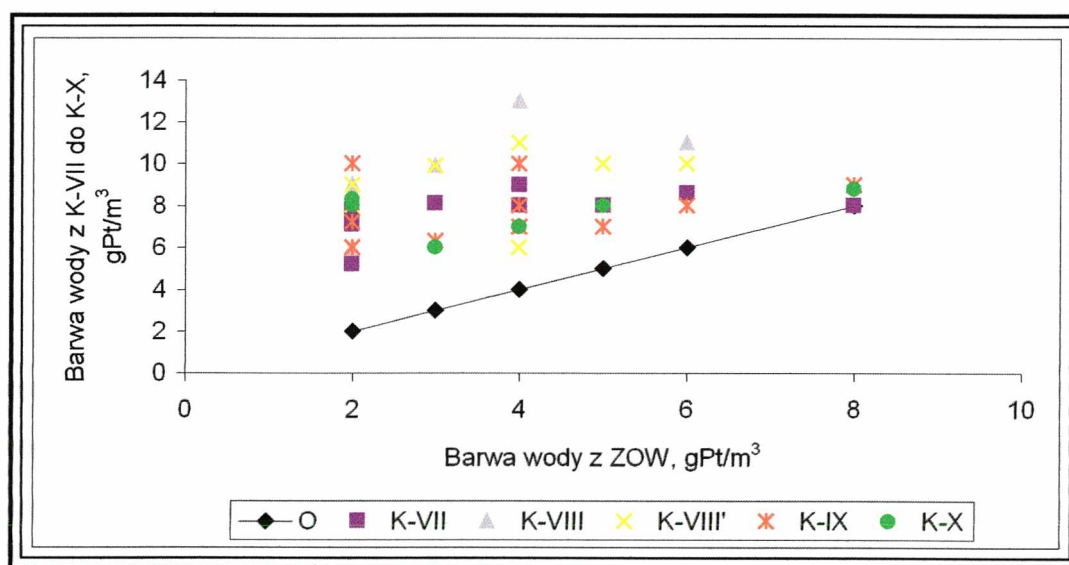


WYKRES 4.1.23. Zmiany mętności wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Wszystkie próbki wody z **punktu K-VII** charakteryzowały się znacznie większą mętnością niż woda z ZOW, a trzy próbki wyższą niż wartość dopuszczalna. Największy wzrost mętności miał miejsce w serii 6 i wyniósł 1,7 NTU. Wszystkie próbki wody z **punktu K-VIII** charakteryzowały się większą mętnością niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W jednej próbce (seria 6) mętność wody była większa od dopuszczalnej i wyniosła 1,7 NTU. Wśród próbek pobranych w **punkcie K-IX** tylko jedna nie spełniała wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (seria 3). W 20% próbek wody nie stwierdzono zmiany wartości tego parametru w stosunku do mętności wody z ZOW. W dwóch próbkach wody z **punktu K-X** mętność przekraczała 1 NTU, a w pozostałych wzrost mętności (od 0,1 do 0,8 NTU) nie spowodował przekroczenia wartości dopuszczalnej.

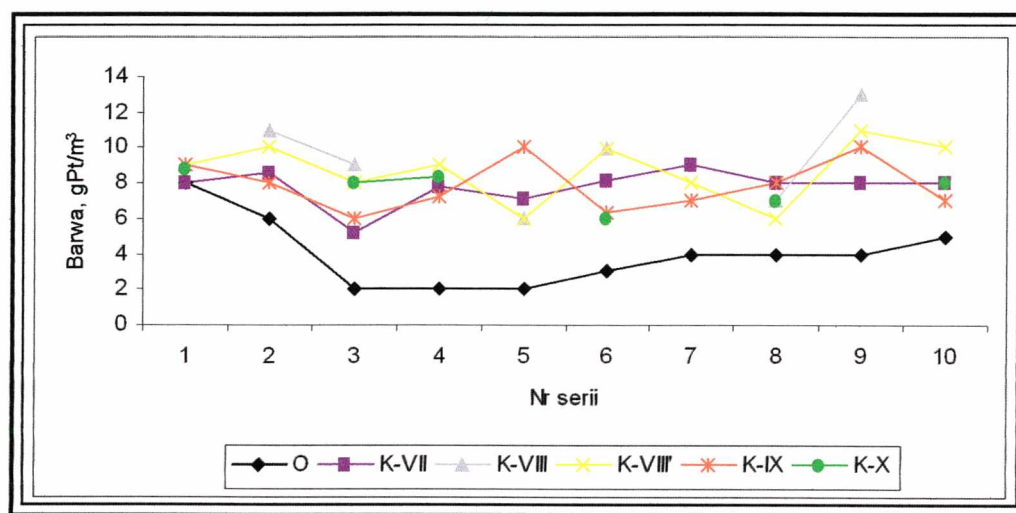
4.1.2.3. Zmiany intensywności barwy

Tylko w jednej próbce wody z systemu dystrybucji intensywność barwy nie uległa zmianie, a w pozostałych zwiększyła się w stosunku do stwierdzonej w wodzie z ZOW (wyk 4.1.24.). Maksymalny wzrost intensywności barwy w próbkach z punktów K-VII i K-X stwierdzono w serii 4, a z punktu K-VIII w serii 9, natomiast z punktu K-IX w serii 5. Mimo tego wszystkie próbki wody spełniały wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Najmniejszą zmianę intensywności barwy (nieprzekraczającą 1 gPt/m³) stwierdzono we wszystkich próbkach wody z serii 1.



WYKRES 4.1.24. Porównanie barwy wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Próbki wody pobrane z **punktu K-VII** charakteryzowały się intensywnością barwy w zakresie 5-9 gPt/m³. Najniższą wartość tego parametru stwierdzono w serii 3, a maksymalny (4-krotny) wzrost miał miejsce w serii 4. W próbkach wody z **punktu K-VIII** największy wzrost intensywności barwy, równy 9 gPt/m³, stwierdzono w serii 9. Zmienność tego parametru była znacznie większa niż stwierdzona dla wody z punktu K-VII (wyk. 4.1.25).



WYKRES 4.1.25. Zmiany barwy wody

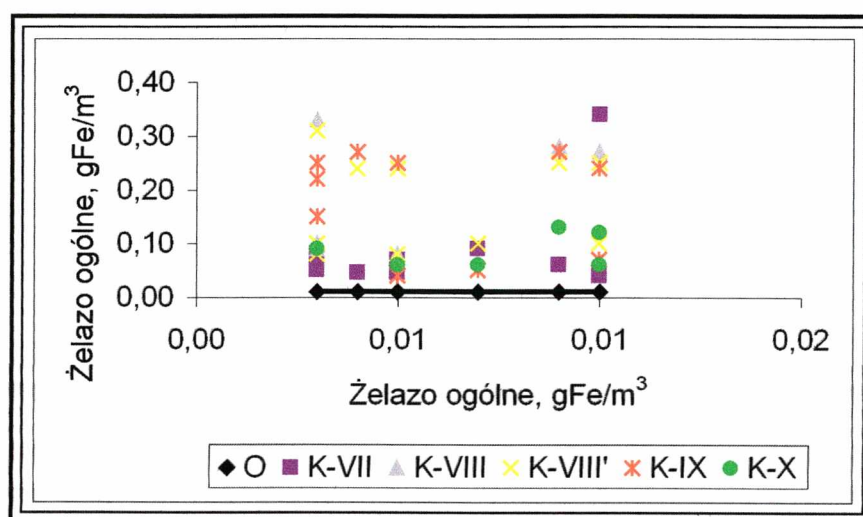
Barwa wody z **punktu K-IX** zmieniała się w zakresie 6-10 gPt/m³, a maksymalną jej wartość stwierdzono w seriach 5 i 9. W próbkach wody z **punktu K-X** intensywność barwy wynosiła od 6 do 9 gPt/m³. Największy, bo czterokrotny wzrost barwy stwierdzono w seriach 3 i 4.

4.1.2.4. Zmiany stężenia żelaza

We wszystkich próbkach wody z zaworów czerpalnych stężenie żelaza ogólnego było większe, niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (wyk. 4.1.26.). W 35,7% próbek, stężenie żelaza ogólnego przekraczało wartość dopuszczalną w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Tylko w jednej próbce wody (seria 6) z **punktu K-VII** zawartość żelaza ogólnego przekroczyła wartość dopuszczalną, a w pozostałych wynosiła 0,04-0,09 gFe/m³. Większe zanieczyszczenie związkami żelaza stwierdzono dla wody z **punktu K-VIII**. Stężenie

żelaza ogólnego w połowie próbek wody przekroczyło wartość dopuszczalną (serie od 6 do 10) i było 8- do 33-krotnie większe niż w próbkach wody z ZOW. W 60% próbek wody z **punktu K-IX** stężenie żelaza ogólnego przekroczyło wartość $0,2 \text{ gFe/m}^3$ i było 4- do 27-krotnie większe, niż stwierdzone w wodzie z ZOW. Najwyższe stężenie Fe_{og} stwierdzono w seriach 7 i 8 i wyniosło ono $0,27 \text{ gFe/m}^3$.



WYKRES 4.1.26. Porównanie stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

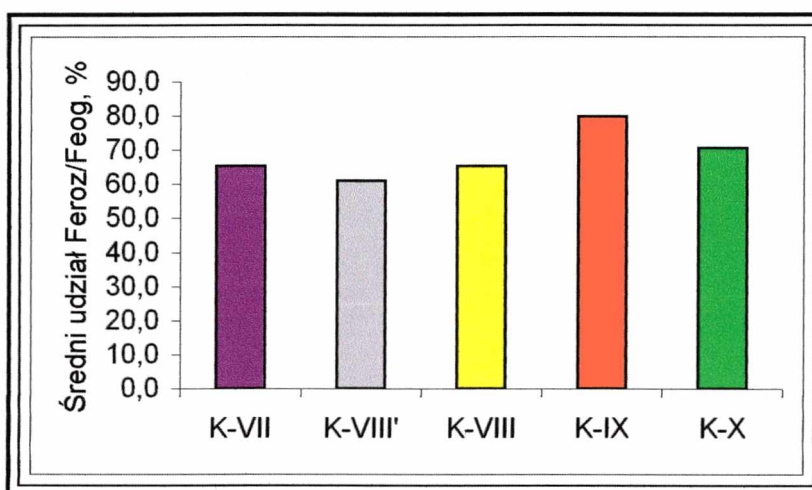
We wszystkich próbkach wody z **punktu K-X** stężenie żelaza ogólnego było większe niż w wodzie z ZOW, jednak nie przekroczyło wartości dopuszczalnej i zmieniało się w zakresie $0,06\text{-}0,13 \text{ gFe/m}^3$.

Przyczynę różnej liczby próbek zawierających ponadnormatywne stężenia żelaza ogólnego należy upatrywać w rodzaju materiałów, z których wykonane były przyłącza i instalacje wewnętrzne. Zdecydowanie częściej przekroczone było stężenie Fe_{og} w próbkach wody z punktów poboru K-VIII, K-VIII' i K-IX, do których dopływająca woda w ostatnim odcinku kontaktowała się ze stalą ocynkowaną, niż z pozostałych punktów. W tym ostatnim przypadku, przyłącza i instalacja wewnętrzna wykonane były z materiałów syntetycznych lub ołowiu. Jednak wzrost zawartości związków żelaza w wodzie z punktów K-VII i K-X (w stosunku do stwierdzonego w wodzie z ZOW) świadczy o transporcie produktów korozji żeliwa i stali z rurociągów rozdzielczych.

Analizy stężenia żelaza rozpuszczonego w próbkach wody pobranych z systemu dystrybucji wykazały, iż większość żelaza ogólnego stanowiły jego rozpuszczone formy (wyk. 4.1.27.).

W próbkach wody z punktów K-VII i K-VIII średni udział żelaza rozpuszczonego w żelazie ogólnym był mniejszy (65,3%) niż w wodzie z punktów K-IX i K-X, w których wyniósł odpowiednio 79,9% i 70,7%.

W 88,9% próbek wody z systemu dystrybucji (poza jedną z punktu K-IX i trzema z punktu K-X), stwierdzono obecność żelaza (II), stanowiło ono od 8,4% do 30,8% stężenia żelaza ogólnego.

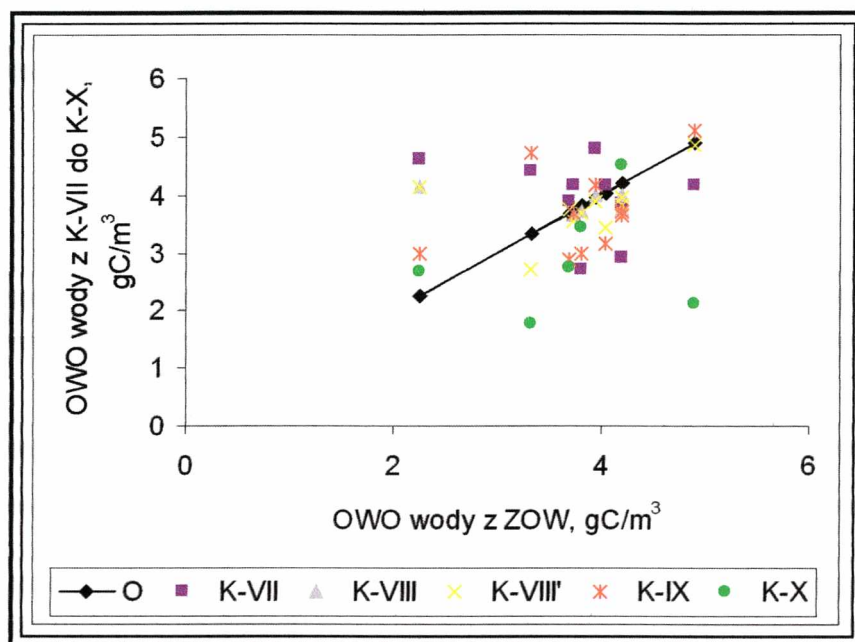


WYKRES 4.1.27. Porównanie średniego udziału żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego

4.1.2.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego

Stężenie OWO w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych zawierało się odpowiednio w przedziałach 2,25-4,90 i 1,76-5,10 gC/m³. W 64,2% próbek wody z systemu dystrybucji stwierdzono zmniejszenie, a w pozostałych 35,8% zwiększenie ilości zanieczyszczeń organicznych w porównaniu z ich zawartością w wodzie z ZOW. Wszystkie próbki wody z systemu dystrybucji w seriach 8 i 9 charakteryzowały się mniejszym, a w serii 3 większym poziomem zanieczyszczenia organicznego niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W pozostałych seriach nie stwierdzono jednego kierunku zmian stężenia OWO. W większości próbek wody z punktu K-VII (60%) stwierdzono zwiększenie zawartości zanieczyszczeń organicznych, a w pozostałych próbkach była ona mniejsza niż w wodzie z ZOW (wyk. 4.1.28.). Największy wzrost stężenia OWO w próbkach wody z punktu K-VII o 2,35 gC/m³ stwierdzono w serii 3, natomiast największe stężenie równe, 4,8 gC/m³, w serii 2. W próbkach wody z punktów

K-VIII, K-IX i K-X, generalnie stwierdzono mniejszą zawartość zanieczyszczeń organicznych niż w wodzie z punktu K-VII.



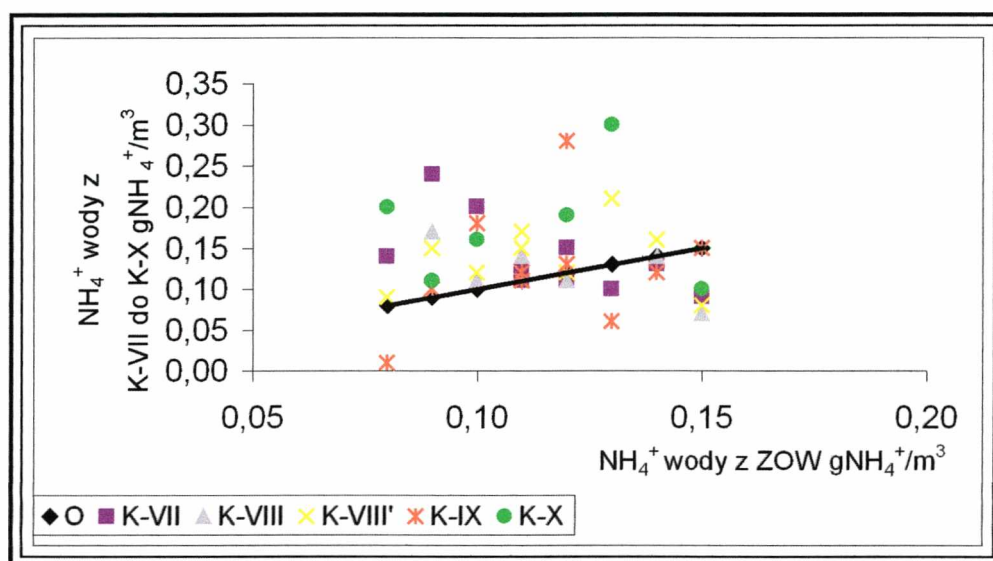
*WYKRES 4.1.28. Porównanie stężenia OWO
w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych*

Największe stężenie OWO w wodzie z punktu K-IX stwierdzono w serii 1 i było ono o 1,2 gC/m^3 wyższe niż w wodzie z ZOW. Natomiast najniższe stężenie $\text{OWO}=1,76 \text{ gC/m}^3$ stwierdzono w wodzie z punktu K-X (seria 9).

4.1.2.6. Zmiany stężenia azotu amonowego

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej zawierała od 0,09 do 0,15 gN/m^3 , a zakres wartości tego parametru w wodzie z omawianych punktów poboru wynosił od 0,01 do 0,30 gN/m^3 . W 33,3% próbek wody z systemu dystrybucji zmiana zawartości azotu amonowego nie przekroczyła błędu analizy, w 47,2% stwierdzono wzrost, a w pozostałych 19,5% zmniejszenie stężenia azotu amonowego w stosunku do stwierdzonego w wodzie wprowadzanej do sieci (wyk. 4.1.29.). Mimo zwiększenia stężenia NH_4^+ , w żadnej z próbek nie przekroczyło ono wartości dopuszczalnej.

Największą zawartość azotu amonowego równą 0,30 gN/m^3 stwierdzono w wodzie z punktu K-X w serii 4, a najmniejszą (0,01 gN/m^3) w wodzie z punktu K-IX (seria 1).



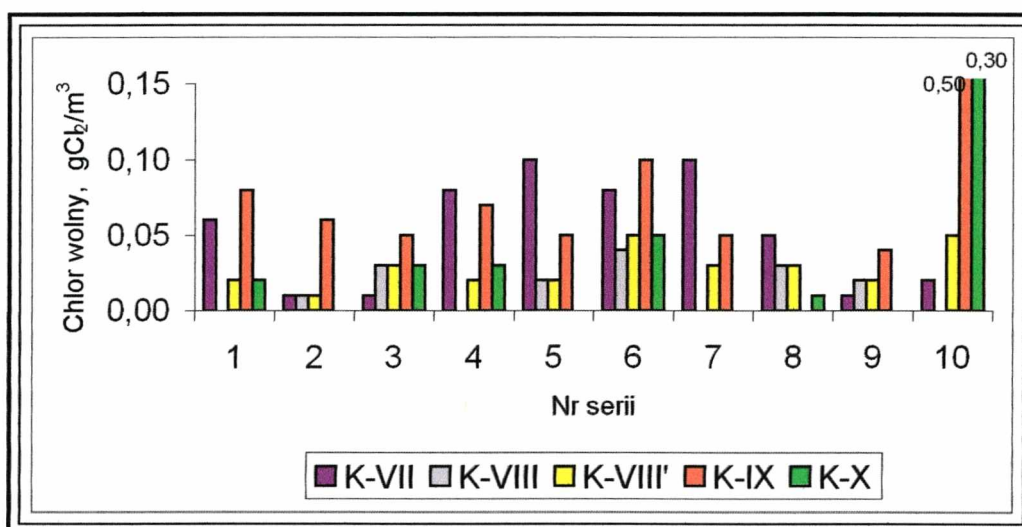
WYKRES 4.1.29. Porównanie stężenia azotu amonowego
w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych

4.1.2.7. Zmiany stężenia dezynfektanta i tlenu rozpuszczonego

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej zawierała duże stężenia chloru wolnego wynoszące $0,55\text{--}1,58 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Próbkę wody pobrane z systemu dystrybucji charakteryzowały się zdecydowanie mniejszym stężeniem pozostałego dezynfektanta, nieprzekraczającym $0,5 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Jedynie w czterech próbkach wody stężenie chloru wolnego spełniało wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Natomiast w próbkach z punktów K-IX (seria 10) było ono większe od dopuszczalnego i wyniosło $0,5 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ (wykres 4.1.30.).

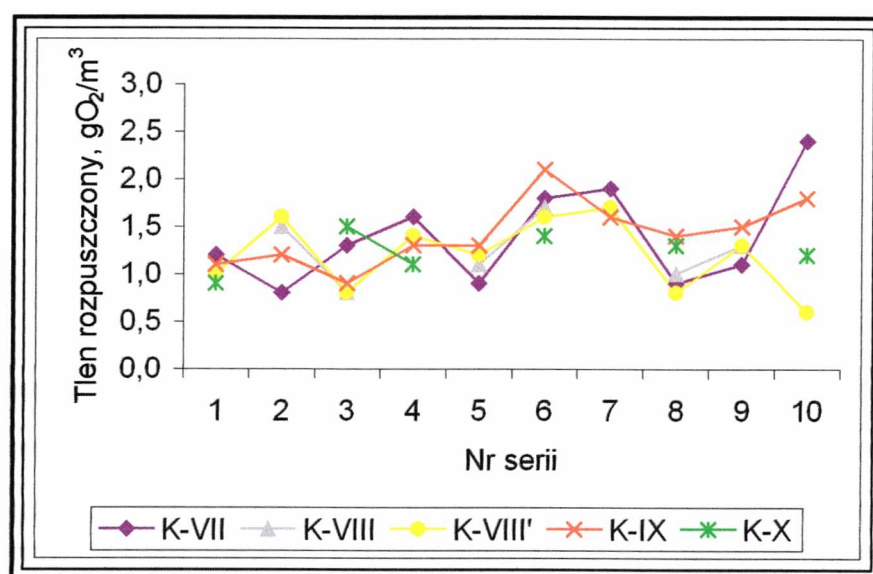
Dwie próbki wody pobrane w punkcie K-VII zawierały minimalne wymagane stężenie chloru wolnego, a w pozostałych było mniejsze i zmieniało się w zakresie od $0,01 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ do $0,08 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Żadna z próbek wody z punktu K-VIII nie zawierała wymaganego stężenia pozostałego chloru wolnego, gdyż nie przekroczyło ono $0,04 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. W wodzie z punktu K-IX stężenie chloru wolnego zmieniało się w największym zakresie, bo od 0 do $0,5 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Tylko w jednej próbce wody (seria 6) odpowiadało ono wymaganiom stawianym wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi i wyniosło $0,1 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$.

W 83,3% próbek wody z punktu K-X stężenie chloru wolnego nie przekroczyło wartości $0,05 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Tylko w jednej próbce (seria 10) stężenie to wyniosło $0,3 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$, a więc odpowiadało wymaganiom stawianym wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.



WYKRES 4.1.30. Stężenie chloru wolnego w wodzie z zaworów czerpalnych

We wszystkich próbkach wody z systemu dystrybucji stwierdzono obecność tlenu rozpuszczonego, którego stężenie było małe i zawierało się w zakresie 0,6 do 2,4 gO₂/m³ (wyk 4.1.31). Brak wyników systematycznej analizy zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej uniemożliwia określenie zmian wartości tego wskaźnika w całym okresie badań. Porównanie stężenia O_{2roz} (w seriach 3, 5, 7 i 9) wskazuje na jego znaczne zużycie w systemie dystrybucji (załącznik 4).



WYKRES 4.1.31. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie z zaworów czerpalnych K-VII do K-X

4.1.2.8. Ocena agresywności korozyjnej wody

Na podstawie oznaczonych wartości zasadowości ogólnej i pH obliczono wartości indeksów Langeliera i Ryznara.

Zasadowość wody z ZOW zmieniała się w zakresie 2,2 do 3,1 val/m³, natomiast z zaworów czerpalnych w granicach 2,5– 3,5 val/m³. W większości próbek wody (69,0%) stwierdzono jej wzrost, a w pozostałych zmniejszenie (19,1%) lub brak zmian (11,9%).

Wartości indeksów Langeliera i Ryznara, podane odpowiednio w tabelach 4.1.8. i 4.1.9., wskazują, że woda wprowadzana do sieci wodociągowej miała cechy wody korozyjnej: 83,3% próbek ze względu na wartości IL i 100% próbek z uwagi na wartość IR.

TABELA 4.1.8. Wartości indeksów Langeliera

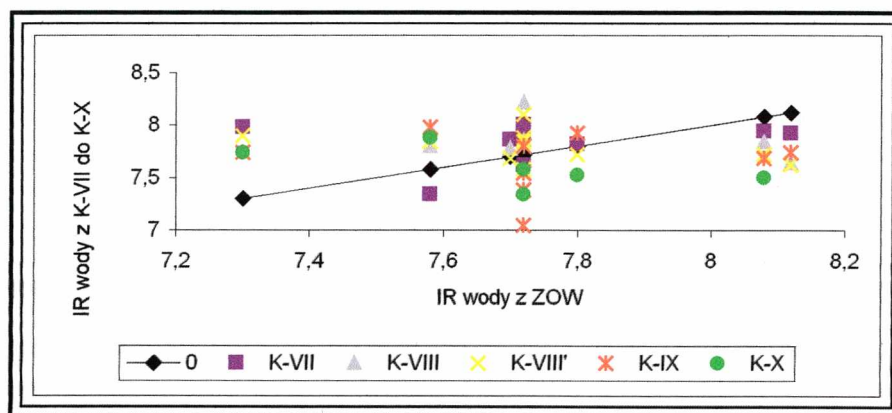
Nr serii	Punkt poboru					
	0	K-VII	K-VIII	K-VIII'	K-IX	K-X
1	-0,15	-0,21		-0,11	-0,31	0,09
2	-0,05	-0,1	-0,19	-0,14	-0,8	
3	-0,11	-0,01	-0,46	-0,4	0,43	0,13
4	-0,11	-0,4		-0,04	-0,02	0,01
5	-0,26	-0,3	-0,02	-0,01	-0,2	
6	-0,34	-0,2	-0,17	-0,11	0,06	0
7	-0,11	-0,3		-0,14	-0,1	
8	0,01	0,13	-0,35	-0,32	-0,4	-0,3
9	-0,11	-0,3	-0,38	-0,37	0,21	
10	0,6	-0,4		-0,25	-0,3	-0,3

TABELA 4.1.9. Wartości indeksów Ryznara

Nr serii	Punkt poboru					
	0	K-VII	K-VII I	K-VIII'	K-IX	K-X
1	7,8	7,82		7,72	7,92	7,52
2	7,7	7,86	7,78	7,68	8,54	
3	7,72	7,62	8,22	8,1	7,04	7,34
4	7,72	8		7,58	7,54	7,58
5	8,12	7,92	7,64	7,62	7,74	
6	8,08	7,94	7,84	7,72	7,68	7,5
7	7,72	7,92		7,88	7,8	
8	7,58	7,34	7,80	7,84	7,98	7,88
9	7,72	8	7,86	7,84	7,38	
10	7,3	7,98		7,9	7,74	7,74

Efektom wzrostu wartości pH 33,4% próbek (punkt 4.1.2.1.) i w 69,0% zasadowości ogólnej wody w systemie dystrybucji było zmniejszenie stopnia korozyjności 50% próbek wody. Pomimo tego, 83,3% i 100% próbek wody z omawianych punktów poboru odpowiednio z uwagi na IL (<0) i IR (>6,8) charakteryzowało się agresywnością korozyjną i ostatecznie liczba niestabilnych chemicznie próbek wody z systemu dystrybucji była taka sama, jak stwierdzona dla wody wprowadzanej do sieci wodociągowej (tab. 4.1.8. i 4.1.9.). Porównanie wartości indeksów Ryznara (wyk. 4.1.32.) i Langeliera (tab. 4.1.8.) dla wody z ZOW i z punktów K-VII do K-X wskazuje, iż nie obserwowano jednoznacznych zmian stabilności chemicznej wody w czasie jej przebywania w systemie dystrybucji. Podobny charakter miały zmiany stężenia CO₂

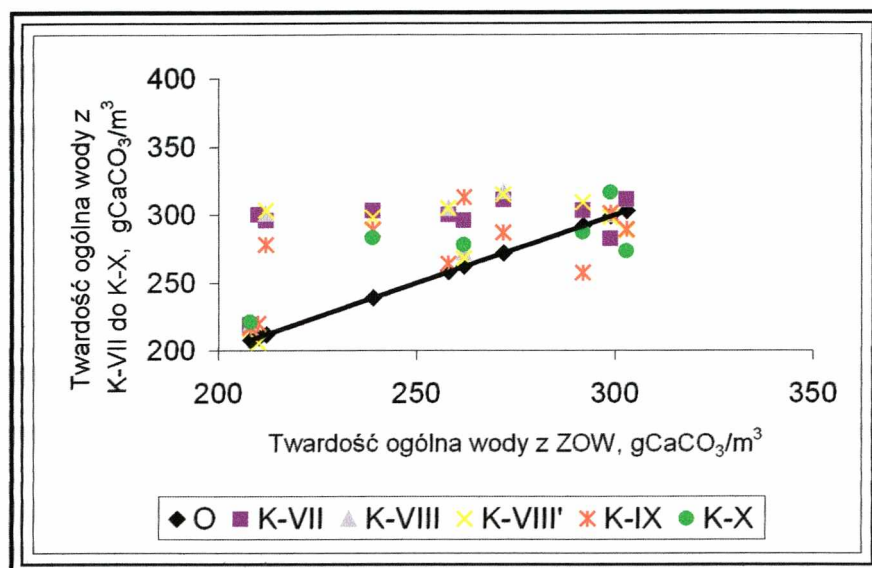
agresywnego; w połowie próbek wody z zaworów czerpalnych było ono większe niż w wodzie z ZOW, w 30,5% nie uległo zmianie, a w 19,5% zmniejszyło się (załączniki 1 i 2).



WYKRES 4.1.32. Porównanie wartości IR dla wody z ZOW i zaworów czerpalnych

4.1.2.9. Zmiany twardości ogólnej i przewodności wody

Twardość ogólna wody wprowadzanej do sieci wodociągowej zmieniała się w zakresie od 206 do 303 $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$, a wody z zaworów czerpalnych od 208 do 317 $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$. W większości (58,3%) próbek wody zmiany twardości wody w porównaniu z pobraną w ZOW nie przekroczyły 10%. Tylko w jednej próbce wody (punkt K-IX seria 1) stwierdzono zmniejszenie twardości ogólnej równe 35 $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$, a w pozostałych 38,8% próbek twardość wody była wyższa od stwierdzonej w wodzie z ZOW (wyk 4.1.33.). Maksymalny wzrost o 89 $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$ miał miejsce w wodzie z punktu K-VIII w serii 5. Jak wynika z wykresu 4.1.33., zmiany twardości ogólnej wody w systemie dystrybucji zmniejszały się wraz ze wzrostem wartości tego parametru w wodzie z ZOW.



WYKRES 4.1.33. Porównanie twardości ogólnej wody z ZOW i zaworów czerpalnych

Podobnie w większości próbek wody (72,1%) z systemu dystrybucji przewodność różniła się mniej niż 10% od stwierdzonej w wodzie wprowadzanej do sieci. W 8,4% próbek wody przewodność była mniejsza, a w pozostałych 19,5% większa niż w wodzie z ZOW.

Jedynie we wszystkich próbkach wody z punktu K-VII stwierdzono wzrost zawartości substancji rozpuszczonych. W wodach z pozostałych punktów poboru zmiany omawianego parametru były różne (zwiększenie bądź zmniejszenie). Najmniejszą przewodność, równą 0,530 mS/cm, stwierdzono dla wody z punktu K-VIII' w serii 7, a największe zmniejszenie wartości tego parametru, o 0,105 mS/cm, dla wody z punktu K-IX (seria 1). Najwyższą przewodność (0,723 mS/cm) stwierdzono w serii 3 dla wody z punktu K-X i była ona o 0,074 mS/cm wyższa od stwierdzonej dla wody z ZOW. Największy wzrost przewodności o 0,101 mS/cm miał miejsce w wodzie z punktu K-VII (seria 9). Generalnie, przewodność wody podczas jej transportu w systemie dystrybucji nie ulegała znacznym zmianom.

Porównanie składu wody pobieranej z punktów K-VIII i K-VIII' wykazało, iż zmiany wartości badanych wskaźników jakości wody generalnie nie przekraczały błędów analizy (załącznik 4). Powyższe wskazuje, że kontakt wody z eksploatowaną przez około 3 lata (nową) instalacją wewnętrzną wykonaną z PVC nie powodował zmian jakości wody wodociągowej.

4.1.2.10. Zmiany składu bakteriologicznego wody

Próbki wody pobrane z ZOW nie zawierały analizowanych grup i rodzajów bakterii, natomiast w próbkach wody z zaworów czerpalnych K-VII do K-X stwierdzono większą liczbę mikroorganizmów niż w wodzie z zaworów czerpalnych K-I do K-VI. W omawianych próbkach wody były nieobecne bakterie *Escherichia coli*, bakterie z rodzajów *Enterokoków* oraz *Clostridium* redukujące siarczyny (załącznik 5). Największą liczbę (810) bakterii z grupy *coli* stwierdzono w wodzie z punktu K-IX (seria 3). W piątej serii badań stwierdzono więcej niż 10 bakterii z tej grupy; natomiast w próbce wody z punktu K-VII natomiast znaczną liczbę bakterii (151) z grupy *coli* wątpliwych (w temp. 37° C) w wodzie z punktu K-X.

W trzech próbkach wody (serie 5, 7 i 8) z punktu K-VIII stwierdzono ponadnormatywną liczbę bakterii mezofilnych, a w dwóch (serie 5 i 7) psychrofilnych. Próbki wody z punktów K-VII i K-IX, po jednej z każdego, zawierały również ponadnormatywną liczbę bakterii mezofilnych i psychrofilnych. Największą liczbę bakterii mezofilnych (275) i psychrofilnych (393) stwierdzono w wodzie z punktu K-VIII (seria 5). Godny uwagi jest fakt, iż stwierdzono także obecność mikroorganizmów w wodzie kontaktującej się z ołowianymi rurociągami (punkty K-IX i K-X). Również woda przepływająca przez przyłącze i instalację wewnętrzną wykonane odpowiednio z PE-HD i PVC nie była wolna od mikroorganizmów (punkt K-VII).

4.1.3. Wpływ nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego

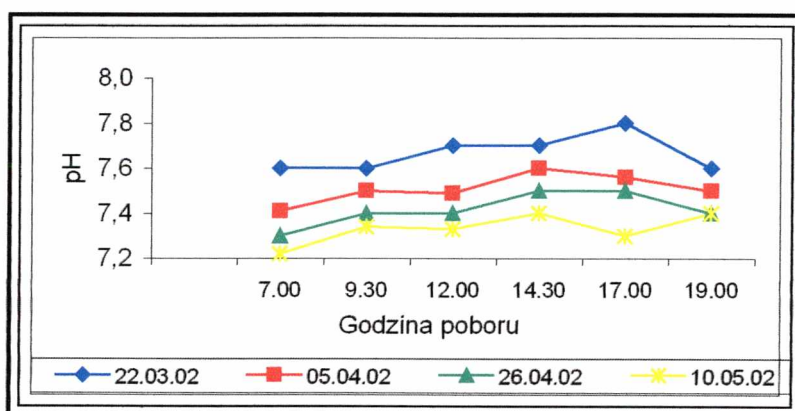
Wyniki analiz próbek wody oraz jej uśrednione rozbiory w punkcie K-XI podano w załączniku 6, a średnie wartości badanych wskaźników jakości wody na wykresach od 4.1.34 do 4.1.38.

Ocena wyników badań wykazała, iż wszystkie próbki wody zawierały śladowe stężenie chloru wolnego oraz charakteryzowały się większą barwą, mętnością i zawartością żelaza ogólnego niż woda z ZOW, a poziom ich zanieczyszczenia zależał od rozbioru wody. Największą liczbę próbek o ponadnormatywnym stężeniu żelaza ogólnego i mętności stwierdzono w warunkach największego rozbioru wody, tj. o godz. 12⁰⁰ i 14³⁰ (tab. 4.1.10.)

TABELA 4.1.10. Procentowy udział próbek niespełniających wymagań

Parametr	Jednostka	Godzina poboru					
		7.00	9.30	12.00	14.30	17.00	19.00
M	NTU	25	25	100	100	25	25
Fe _{og}	gFe/m ³	25	25	100	50	0	0
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	100	100	100	100	100	100

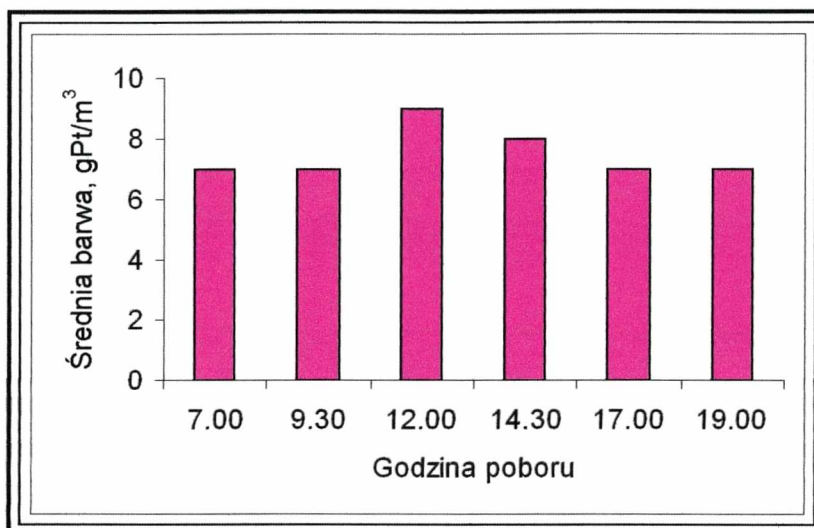
Większy poziom zanieczyszczenia próbek wody pobranych o 7⁰⁰, niż wynikałoby to z małego rozbioru wody był spowodowany poborem wody po nocnej stagnacji, w instalacji wewnętrznej, podczas której do wody uwalniane były zanieczyszczenia zdeponowane na wewnętrznej powierzchni rurociągu wykonanego z ocynkowanego żeliwa. Nie stwierdzono znaczących zmian wartości pH próbek wody (wyk. 4.1.34.)



WYKRES 4.1.34. Zmiany pH wody

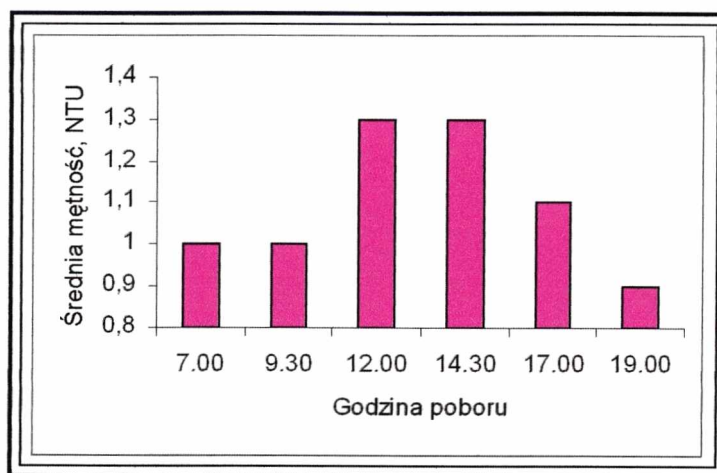
W próbkach pobieranych do godziny 14³⁰ stwierdzono niewielki wzrost pH, a następnie zmniejszenie wartości tego parametru. Tylko w jednej serii (22.03.02) jeszcze o godz. 17⁰⁰ pH wzrosło do najwyższej ze stwierdzonych wartości i równej 7,8.

Największą intensywnością barwy charakteryzowały się próbki wody pobrane o godzinie 12⁰⁰ i wartość tego parametru generalnie zwiększała się wraz ze wzrostem rozbioru wody. Średnia barwa próbek wody pobranych o godzinie 7⁰⁰ była nieznacznie większa od stwierdzonej o godz. 19⁰⁰ (wyk. 4.1.35.).



WYKRES 4.1.35. Porównanie średniej barwy wody

Największą i ponadnormatywną mętnością charakteryzowały się próbki wody pobierane do badań o godz. 12⁰⁰ i 14³⁰, tj. w godzinach maksymalnego poboru wody. Najmniejszą średnią mętność stwierdzono dla próbek wody pobieranych o godz. 19⁰⁰ (wyk 4.1.36.).

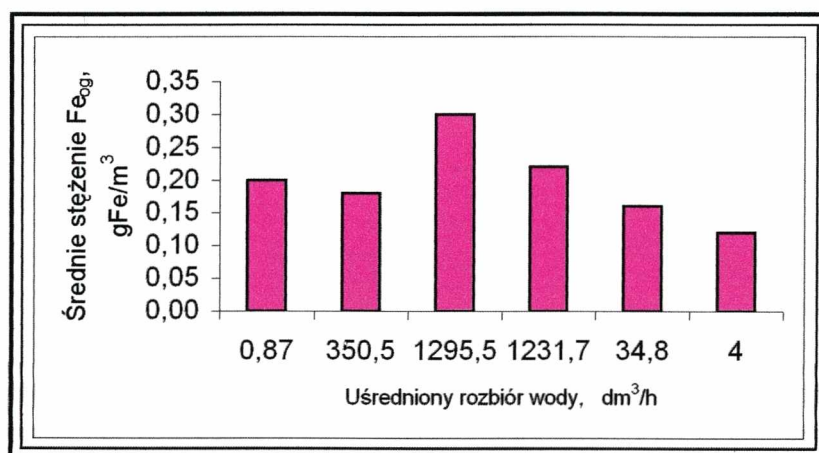


WYKRES 4.1.36. Średnia mętność wody

Zwiększenie rozbioru wody, a tym samym prędkości jej przepływu, było przyczyną wzrostu poziomu zanieczyszczenia wody. Znalazło to również odzwierciedlenie w zmianach stężenia żelaza ogólnego (załącznik 6), a największą jego zawartość stwierdzono w próbkach wody pobranych o godz. 12⁰⁰. Średnie zawartości żelaza były generalnie proporcjonalne do wielkości rozbioru wody (wyk. 4.1.37.).

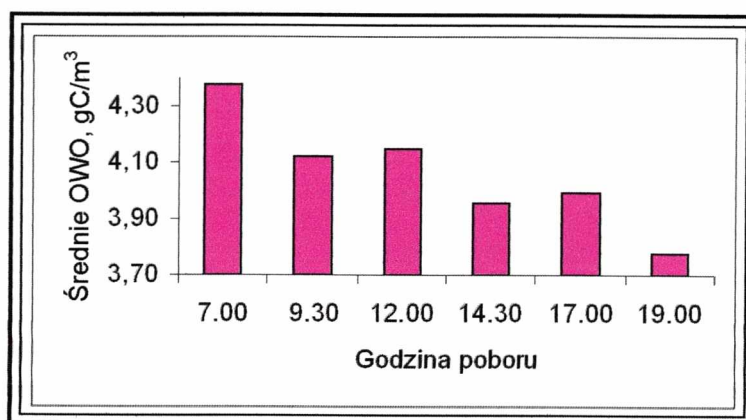
We wszystkich próbkach wody stężenie żelaza rozpuszczonego było małe (0,02-0,06 gFe/m³) i stanowiło od 8 do 50% zawartości żelaza ogólnego, co świadczy o

zanieczyszczeniu wody głównie nierozpuszczonymi produktami korozji metalowych przewodów wodociagowych.



WYKRES 4.1.37. Zmiana średniej zawartości żelaza ogólnego w wodzie w zależności od jej uśrednionego rozbioru

Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu wielkości rozbioru wody na poziom zanieczyszczenia organicznego badanych próbek wody. Najwięcej substancji organicznych zawierały próbki wody pobrane po nocnej stagnacji (o godz. 7⁰⁰), a ich zawartość generalnie zmniejszała się w ciągu dnia (wyk. 4.1.38.).



WYKRES 4.1.38. Średnie stężenie OWO

Nie stwierdzono również jednoznacznego wpływu nierównomierności rozbioru wody na zawartość azotu amonowego. Stężenia NH_4^+ w wodach pobieranych w poszczególnych godzinach nie różniły się znacząco od siebie (załącznik 6).

4.2. Wpływ stagnacji wody w instalacji wewnętrznej na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego

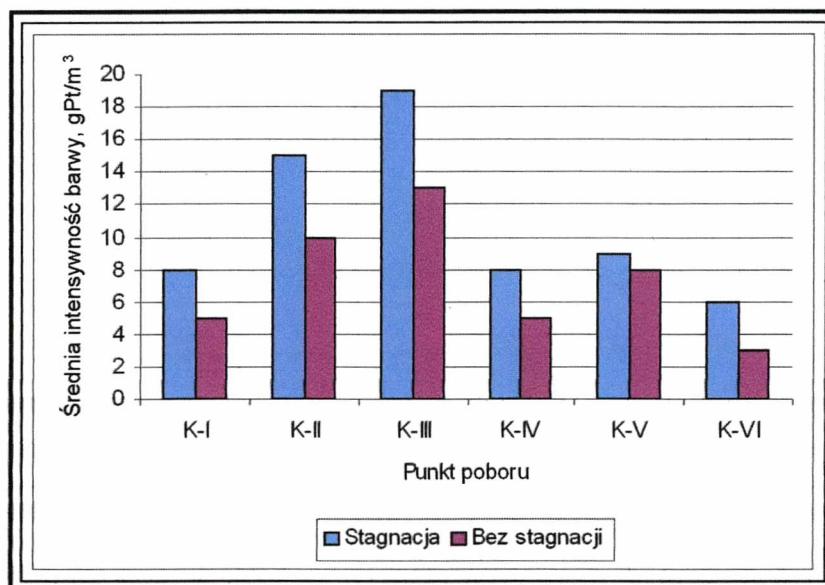
Ocenę wpływu stagnacji wody na jej jakość określono porównując wartości badanych parametrów wody, po nocnej stagnacji i bez stagnacji, w instalacjach wewnętrznych. Stosowane w tej części określenia wzrost, zwiększenie oraz zmiana parametrów wody stagnującej są odniesione do wartości wskaźników wody niestagnującej. Wyniki badań składu wody niestagnującej i po nocnej stagnacji w instalacjach wewnętrznych przedstawione odpowiednio w załącznikach 1,2 i 7 wskazują, iż stagnacja wody była przyczyną wzrostu poziomu jej zanieczyszczenia. O znacznym wzroście zanieczyszczenia świadczy porównanie zakresów i średnich wartości wybranych parametrów wody niestagnującej i po stagnacji w ciągu nocy (tab. 4.2.1.).

TABELA 4.2.1. Porównanie zakresów i średnich wartości wybranych wskaźników wody pobranej z zaworów czerpalnych po i bez stagnacji

Parametr	Jednostka	Woda niestagnująca		Woda stagnująca	
		Zakres	Średnia	Zakres	Średnia
pH		7,0-7,9	-	6,8-7,5	-
Barwa	gPt/m ³	2--22	8	4--28	12
Mętność	NTU	0,2-7,2	1,8	0,4-9,4	3
Fe _{og}	gFe/m ³	0,01-0,63	0,19	0,1-1,1	0,34
OWO	gC/m ³	0,6-6,08	3,23	0,97-7,80	3,55
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,06-0,32	0,14	0,09-0,42	0,19
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,00-0,90	0,14	0,00-0,55	0,06
ClO ₂	gClO ₂ /m ³	0,00-0,36	0,07	0,00-0,42	0,05

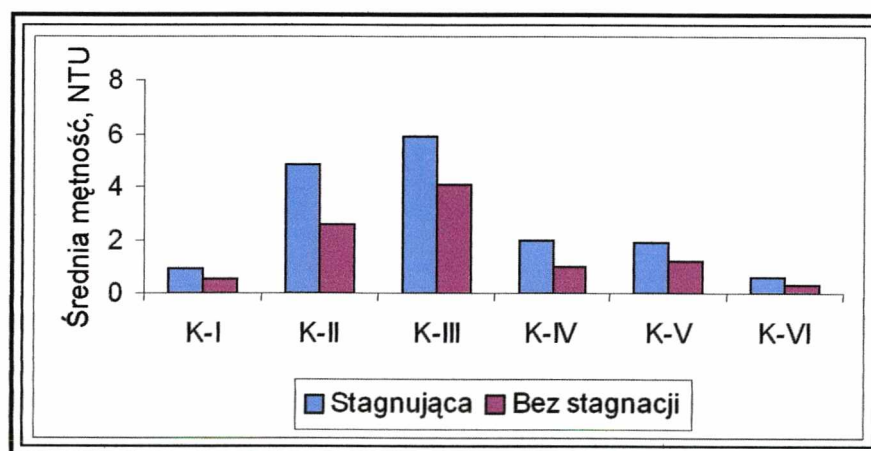
W 40% próbek wody stagnującej stwierdzono wzrost stężenia jonów H⁺, w 57,5% brak zmian wartości tego parametru, a w pozostałych nieznaczny wzrost pH.

Skutkiem stagnacji wody był wzrost intensywności barwy, a w 75% próbek z punktu K-III_{st} i w 37,5% z punktu K-II_{st}, do wartości ponadnormatywnych. Odzwierciedla to porównanie średnich intensywności barwy próbek wody po i bez stagnacji przedstawione na wykresie 4.2.1.



WYKRES 4.2.1. Porównanie średniej intensywności barwy wody po i bez stagnacji

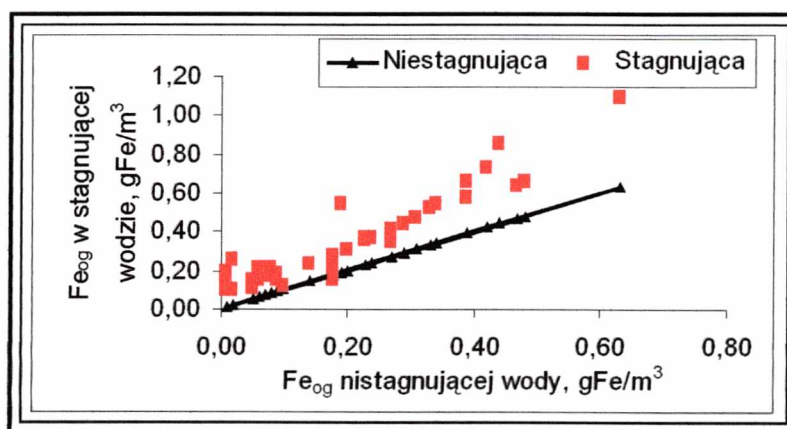
Negatywnym skutkiem stagnacji wody był również wzrost jej mętności, w tym w 70% próbek do wartości ponadnormatywnych. Żadna z próbek wody z punktów K-II_{st} i K-III_{st} nie spełniała wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (załącznik 7). Generalnie, wartość tego parametru była proporcjonalna do ogólnego poziomu zanieczyszczenia wody. Stagnująca woda charakteryzowała się 1,1 do 5,0 razy większą mętnością niż woda niestagnująca. Największą krotność zwiększenia wartości tego parametru stwierdzono w wodzie z punktu K-I_{st}. Natomiast w wodzie z punktów K-II_{st} i K-III_{st} stwierdzono największy wzrost średniej mętności wody podczas jej stagnacji, które wynosiło odpowiednio 2,2 i 1,8 NTU (wykres 4.2.2.).



WYKRES 4.2.2. Porównanie średniej mętności wody po i bez stagnacji

Dwie spośród 40 próbek stagnującej wody charakteryzowały się niezmienną, w porównaniu z wodą niestagnującą, zawartością żelaza ogólnego, a tylko jedna próbka wody z punktu K-V_{st} (seria 10) zawierała mniej żelaza. W przypadku 62,5% próbek wody, stagnacja była przyczyną wzrostu stężenia żelaza ogólnego nawet do wartości ponadnormatywnych. Żadna z próbek wody pobranych z punktów K-II_{st} i K-III_{st} nie spełniała wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Porównanie stężeń Fe_{og} (wyk. 4.2.3.) jednoznacznie świadczy o zanieczyszczeniu stagnującej wody związkami żelaza - głównymi produktami korozji rurociągów żeliwnych i stalowych.

Wśród związków żelaza obecnych w wodzie stagnującej, ilościowo dominowały nierozpuszczone ich formy, których stężenie wynosiło od 0,09 do 1,04 gFe/m³, podczas gdy w niestagnującej stężenie tej frakcji było mniejsze i wyniosło od 0,00 do 0,46 gFe/m³. Średni udział rozpuszczonych form żelaza w żelazie ogólnym był najmniejszy w wodzie z punktów K-II_{st} i K-III_{st}, które charakteryzowały się najwyższym poziomem zanieczyszczenia - z uwagi na duże rozbiory wody.

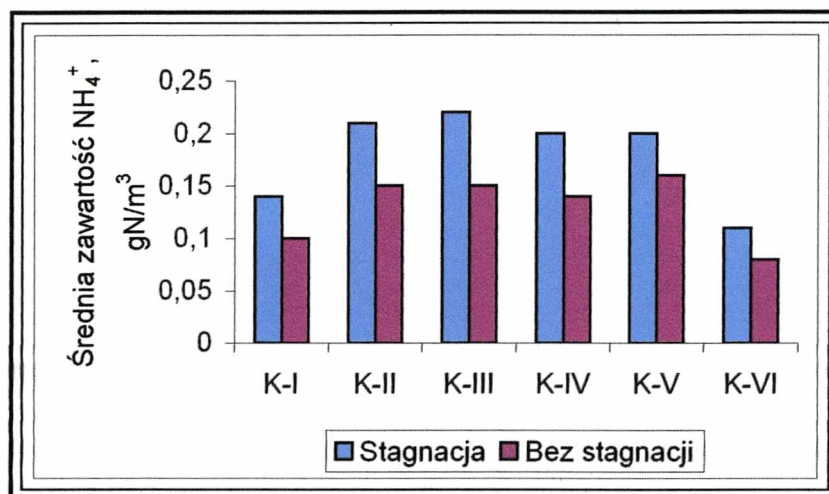


WYKRES 4.2.3. Porównanie stężenia żelaza ogólnego w wodzie po i bez stagnacji

W 97,5% próbek stagnującej wody stwierdzono nieco większe stężenia OWO, a tylko w jednej próbce (K-IV_{st} seria 3) zawartość zanieczyszczeń organicznych była mniejsza (o 2,5%). W 70% próbek wody zmiana stężenia OWO nie przekroczyła jednak 10%. Największy (czterokrotny) wzrost zawartości zanieczyszczeń organicznych z 0,6 do 2,4 gC/m³ stwierdzono w wodzie z punktu K-III_{st} (seria 3), a w pozostałych 27,5% wzrost stężenia OWO mieścił się w przedziale 10-60%.

W 95% próbek stagnującej wody stwierdzono również wzrost stężenia azotu amonowego, który wynosił od 8,3 do 142,8%. Zmniejszenie wartości tego parametru miało miejsce

tylko w dwóch próbkach, tj. K-I_{st} (seria 9) i K-V_{st} (seria 5). Konsekwencją tego był wzrost średniej zawartości azotu amonowego w stagnującej wodzie (wyk. 4.2.4.), który generalnie zwiększał się wraz ze stężeniem OWO.



WYKRES 4.2.4. Porównanie średniego stężenia azotu amonowego w wodzie po i bez stagnacji

W wodzie pobranej po nocnej stagnacji wszystkich punktów poboru średnia zawartość chloru wolnego była mniejsza. W większości (82,5%) próbek stagnującej wody stężenie chloru wolnego było mniejsze od 0,1 gCl₂/m³, w trzech mieściło się w zakresie zalecanym dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, a w pozostałych 10% próbek wody było większe od dopuszczalnego. Podobne zmiany stwierdzono w odniesieniu do dwutlenku chloru. W większości próbek wody po stagnacji stwierdzono niskie stężenie tego dezynfektanta, a w 45% próbek całkowity jego brak.

Stagnacja wody w instalacjach wewnętrznych nie powodowała istotnych zmian zasadowości i twardości ogólnej wody. Próbki wody pobrane po stagnacji charakteryzowały się generalnie mniejszą zasadowością, jednak różnice te (0,1 val/m³) były małe i tylko w trzech próbkach wody (K-II_{st} seria 10 i K-V_{st} serie 7 i 9) wyniosły 0,2 val/m³.

Różnica twardości ogólnej wody pobranej po i bez stagnacji w żadnej z próbek wody nie przekroczyła 10%.

Porównanie wartości indeksów korozyjności wody pobieranej po stagnacji (tab. 4.2.2. i 4.2.3.) i niestagnującej (tab. 4.1.4. i 4.1.5.) wykazało, że małe zmniejszenie zasadowości ogólnej oraz wartości pH (40% próbek) spowodowało niewielki wzrost stopnia

korozyjności większości próbek wody stagnującej i zwiększyło liczbę próbek korozyjnych z uwagi na wartość IL o 10%.

TABELA 4.2.2. Wartości indeksu Langeliera wody po stagnacji

Punkt poboru	Seria							
	3	5	7	9	10	11	17	18
K-I _{st}	-0,08	-0,16	-0,65	-0,12	-0,57	-0,49	0,42	0,03
K-II _{st}	-0,11	-0,22	-0,87	-0,02	-0,27	-0,29	0,25	0,05
K-III _{st}	-0,14	-0,07	-0,42	0,01	-0,26	-0,32	0,39	-0,02
K-IV _{st}	-0,08	-0,42	-0,29	0,01	0,02	-0,39	0,35	-0,09
K-V _{st}	-0,01	-0,32	-0,57	-0,07	-0,17	0,01		
K-VI _{st}							0,03	-0,02

TABELA 4.2.3. Wartości indeksu Ryznara wody po stagnacji

Punkt poboru	Seria							
	3	5	7	9	10	11	17	18
K-I _{st}	7,56	7,92	8,20	7,74	8,24	8,38	7,58	7,64
K-II _{st}	7,62	7,84	8,54	7,64	7,94	8,08	7,06	7,50
K-III _{st}	7,58	7,74	8,04	7,58	8,02	8,14	7,30	7,64
K-IV _{st}	7,56	8,14	7,98	7,58	7,46	8,28	7,12	7,68
K-V _{st}	7,52	8,04	8,24	7,74	7,84	8,28		
K-VI _{st}							7,20	7,64

4.3. Wyniki badań próbek wody z hydrantów

Skład fizyczno-chemiczny wody pobieranej z hydrantów odbiegał znacznie od składu próbek wody z zaworów czerpalnych. Ta część badań obejmowała analizę poziomu zanieczyszczenia wody z hydrantów H-I do H-III, a wyniki analiz fizyczno-chemicznego składu próbek wody z hydrantów przedstawiono w załączniku 8.

Próbki wody pobierane z hydrantów charakteryzowały się dużym i zmiennym w czasie poziomem zanieczyszczenia, a zakres wartości poszczególnych parametrów przedstawia tabela 4.3.1. W porównaniu z jakością wody wprowadzanej do systemu dystrybucji, największy wzrost stwierdzono w stosunku do mętności, barwy, stężenia żelaza ogólnego, ogólnego węgla organicznego oraz azotu amonowego. We wszystkich

próbkach wody stwierdzono brak chloru wolnego bądź jego śladowe ilości, a w większości próbek zmniejszenie pH. Zmiany poszczególnych parametrów jakości wody przedstawiono na wykresach 4.3.1. do 4.3.11. Dla próbek wody z hydrantów nie oznaczono stężenia tlenu rozpuszczonego oraz agresywnego dwutlenku węgla, z uwagi na warunki panujące podczas poboru próbek wody, powodujące napowietrzanie wody i usunięcie z niej agresywnego dwutlenku węgla. W konsekwencji powyższego, również zmierzone wartości pH mają znaczenie jedynie orientacyjne.

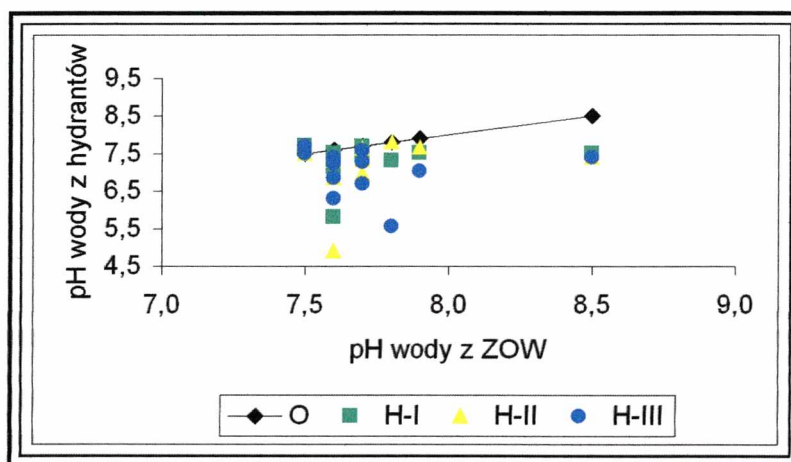
TABELA 4.3.1. Zakres wartości wskaźników jakości wody z hydrantów

Parametr	Jednostka	Punkt poboru			
		0	H-I	H-II	H-III
pH		7,5-8,5	5,8-7,7	4,9-7,8	5,6-7,7
Przew.	mS/cm	0,414-0,693	0,468-0,725	0,496-0,739	0,426-0,746
B	gPt/m ³	2 - 9	5 - 15	6- 23	5 -14
M	NTU	0,1-0,5	0,5-3,6	3,1-52,6	0,3-7,5
CO _{2agr}	g CO ₂ /m ³	0,0-3,5	0-15,4	0-8,8	0-14,3
Zas _{og}	val/m ³	2,2-3,6	2,6-3,6	2,5-3,5	2,5-3,5
Tw _{og}	g/m ³	220-351	238-343	220-342	234-357
OWO	gC/m ³	1,96-4,15	3,26-6,37	5,1-11,05	3,75-7,8
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,04-0,36	0,07-0,3	0,12-0,74	0,08-0,79
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,04-1,63	0-0,08	0-0,03	0-0,03
Fe _{og}	gFe/m ³	0,00-0,02	0,10-0,60	0,09-3,29	0,06-0,47
Fe _{roz}	gFe/m ³	b.d.	0,07-0,17	0,03-0,47	0,01-0,22
Fe(II)	gFe/m ³	b.d.	0-0,08	0,01-0,28	0-0,07
Fe(III)	gFe/m ³	b.d.	0,07-0,58	0,08-3,27	0,06-0,44

4.3.1. Zmiany pH

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się niewielką zmiennością pH - w zakresie 7,5-7,9, poza próbką z serii 13, dla której wartość tego parametru wyniosła 8,5. Próbki wody z hydrantów charakteryzowały się większą zmiennością pH, a wartość tego parametru zawierała się w zakresie 4,9- 7,7. W 10,3% próbek pH wody było wyższe, w 10,3% równe, a w pozostałych 79,4% niższe pH od

stwierdzonego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (wyk. 4.3.1). Największe zmniejszenie pH wody z hydrantów stwierdzono w serii 3, które wyniosło 1,8; 2,7; i 1,3 odpowiednio dla wody z **punktów H-I, H-II i H-III**. Znaczne zmniejszenie stwierdzono również w serii 13, w której woda z ZOW charakteryzowała się najwyższym pH. Wszystkie próbki wody z hydrantów w serii 10 miały wyższe pH niż woda z ZOW. Stwierdzono również, iż większe zmiany pH miały miejsce w pierwszym okresie badań.



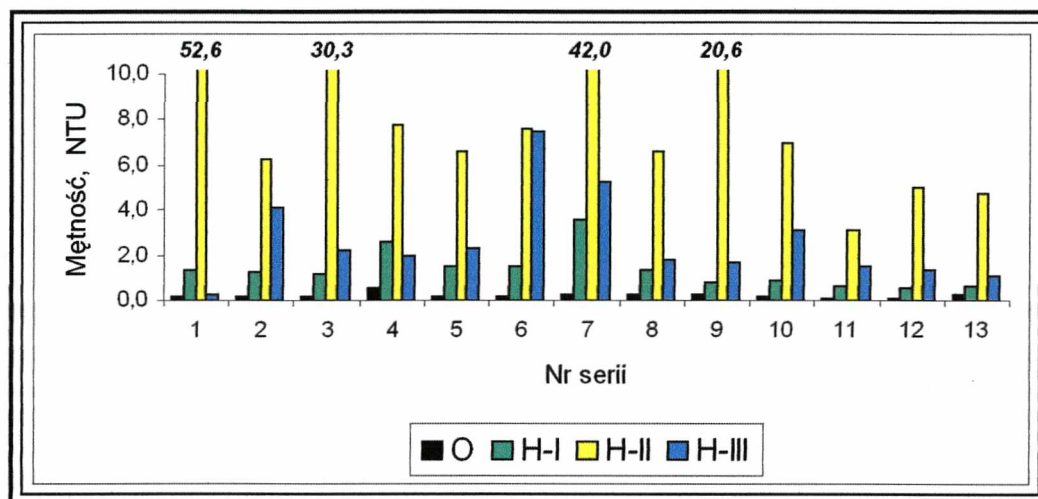
WYKRES 4.3.1. Porównanie pH wody z ZOW i z hydrantów

4.3.2. Zmiany mętności

Mętność wody wprowadzanej do sieci wodociągowej zmieniała się w zakresie od 0,1 do 0,5 NTU, a próbek wody z systemu dystrybucji od 0,3 do 52,6 NTU, co świadczy o znacznym wzroście poziomu jej zanieczyszczenia (wyk. 4.3.2.).

Mimo iż woda pobierana z **punktu H-I** charakteryzowała się najniższym poziomem zanieczyszczenia, to mętność 61,5% próbek wody była większa od 1 NTU, osiągając wartość maksymalną równą 3,6 NTU w serii 7.

Wszystkie próbki wody pobrane w **punkcie H-II** charakteryzowały się dużą mętnością, której wartości zmieniały się w okresie badań od 3,1 do 52,6 NTU oraz największym poziomem ogólnego zanieczyszczenia.

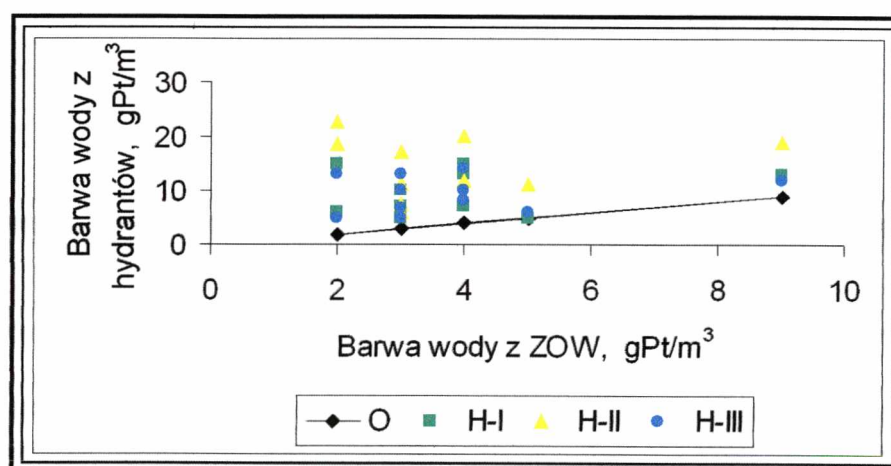


WYKRES 4.3.2. Mętność wody z ZOW i z hydrantów

Tylko jedna próbka wody z **punktu H-III** charakteryzowała się mętnością mniejszą od 1 NTU, a mętność pozostałych próbek wody była większa, osiągając w serii 6 wartość maksymalną równą 7,5 NTU.

4.3.3. Zmiany intensywności barwy

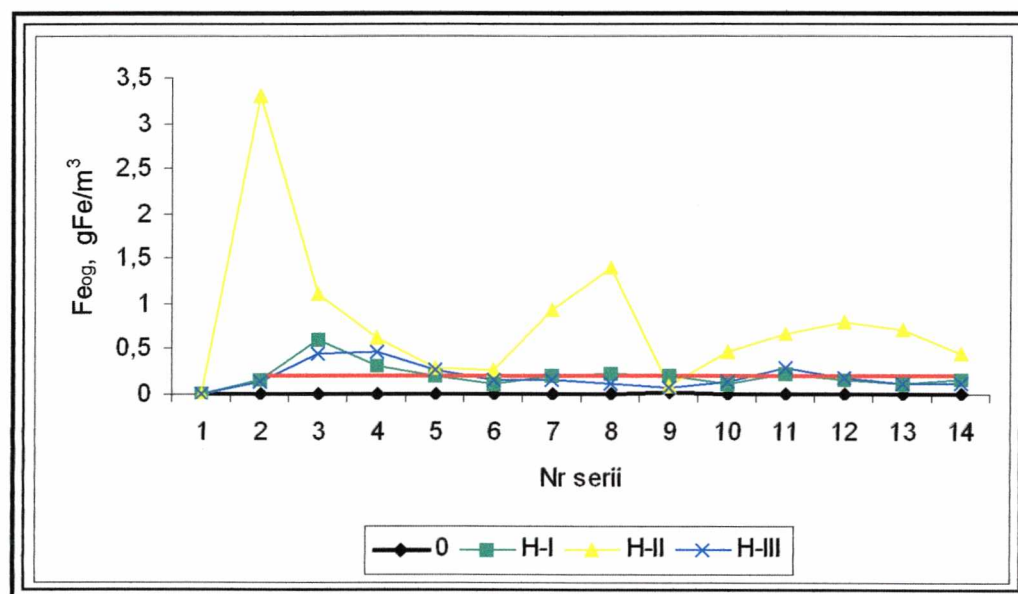
Tylko w jednej próbce wody pobranej z hydrantów (H-I, seria 13) stwierdzono taką samą intensywność barwy jak w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (wyk. 4.3.3.). W pozostałych próbkach intensywność barwy była większa. Krotność zwiększenia barwy próbek wody z **hydrantów H-I, H-II i H-III** w stosunku do barwy wody z ZOW wyniosła odpowiednio 1,2-7,5; 2-11,5 i 1,6-6,5.



WYKRES 4.3.3. Porównanie barwy wody z ZOW i z hydrantów

4.3.4. Zmiany stężenia żelaza

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się zawartością żelaza ogólnego w zakresie 0,01 do 0,02 gFe/m³. Wszystkie próbki wody pobrane z hydrantów zawierały znacznie więcej żelaza ogólnego niż woda z ZOW (wyk 4.3.4.).

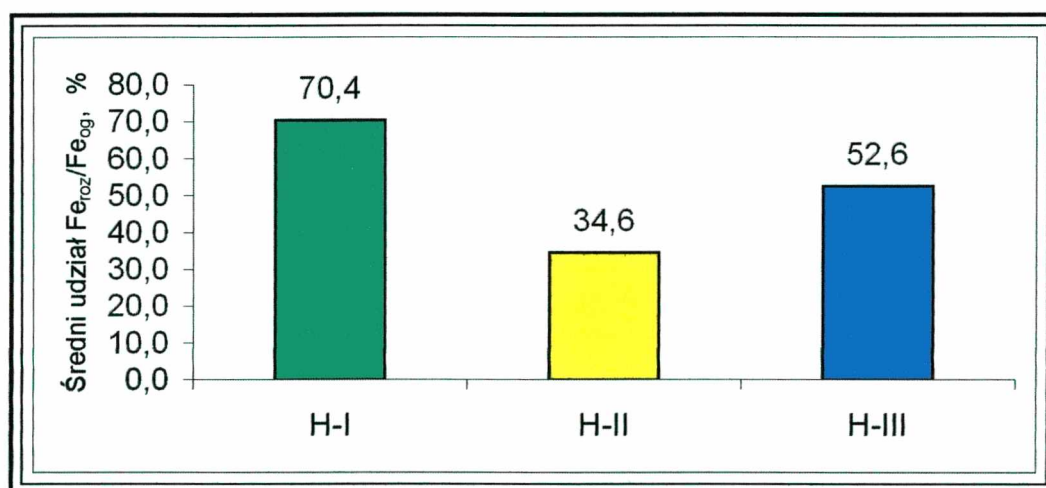


WYKRES 4.3.4. Zmiany stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i hydrantów

Próbki wody z **punktu H-I** zawierały od 0,1 do 0,6 gFe/m³ żelaza ogólnego, a jego maksymalne stężenie było 60 razy większe od stwierdzonego w wodzie z ZOW. W wodzie z **punktu H-II** stężenie żelaza ogólnego było w zdecydowanej większości próbek większe niż z pozostałych hydrantów, a maksymalnie wyniosło 3,29 gFe/m³ (w serii 1) i było ono największe ze wszystkich stwierdzonych w próbkach wody z omawianych hydrantów. Dla wody z **punktu H-III**, w serii 8 stwierdzono najmniejsze ze wszystkich stężenie Fe_{og} równe 0,06 gFe/m³, a mimo to było ono trzykrotnie większe niż w wodzie z ZOW.

Analiza zawartości rozpuszczonych form żelaza wykazała, iż ich średni udział w stężeniu żelaza ogólnego był odwrotnie proporcjonalny do poziomu zanieczyszczenia badanych próbek wody (wyk. 4.3.5.).

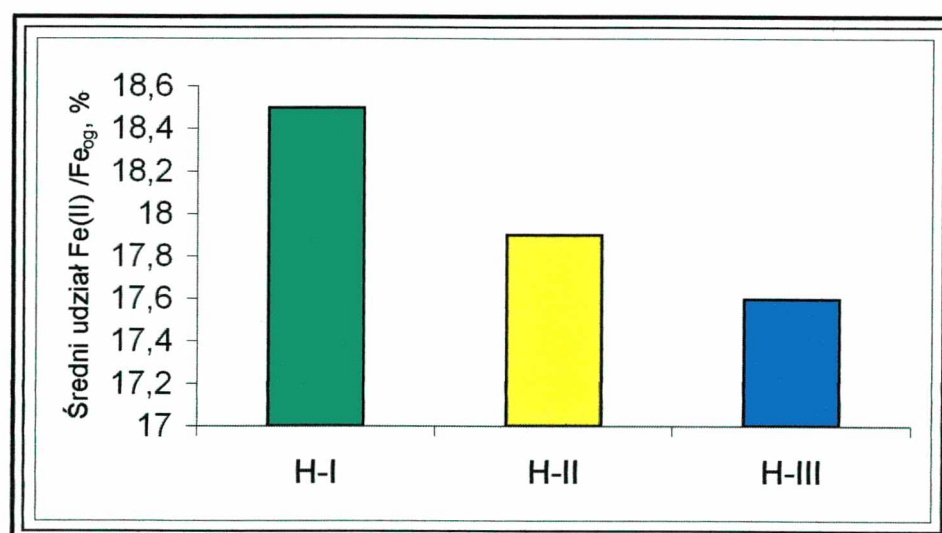
Próbki wody pobrane w **punkcie H-I** zawierały głównie rozpuszczone związki żelaza, a w seriach 5, 11 i 12 nie stwierdzono obecności nierozpuszczonych frakcji żelaza. W serii 8 udział rozpuszczonych związków żelaza był najmniejszy i wyniósł 25%.



WYKRES 4.3.5. Średni udział żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego

Najmniejszy średni udział żelaza rozpuszczonego (34,6%) stwierdzono w próbkach wody z **punktu H-II**. Dominowały w nich nierozpuszczone związki żelaza, a ich maksymalny udział w stężeniu żelaza ogólnego wyniósł 97% (seria 1). W próbkach wody z **punktu H-III** żelazo rozpuszczone stanowiło od 16,7 do 78,6% żelaza ogólnego, a brak nierozpuszczonych związków żelaza stwierdzono w seriach 11 i 13.

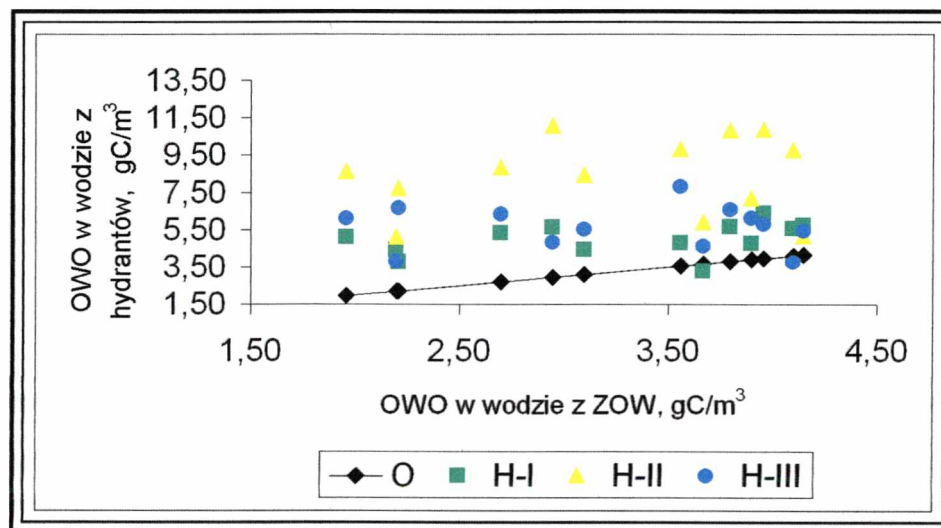
Tylko w dwóch próbkach wody z hydrantów nie stwierdzono obecności $Fe(II)$, w pozostałych jego udział w żelazie ogólnym wyniósł od 0,6 (H-II seria 1) do 60,9% (H-II seria 9). Średni udział $Fe(II)$ nie przekroczył 20% (wyk. 4.3.6.).



WYKRES 4.3.6. Średni udział żelaza (II) w zawartości żelaza ogólnego

4.3.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego

Próbki wody pobrane z hydrantów charakteryzowały się dużą zawartością zanieczyszczeń organicznych, a 94,5% próbek większą niż woda z ZOW (wyk. 4.3.7.). Stwierdzono również, że stężenie OWO zwiększało się wraz ze wzrostem barwy, mętności, stężenia żelaza ogólnego i azotu amonowego.



WYKRES 4.3.7. Porównanie stężenia OWO w wodzie z ZOW i z hydrantów

Próbki wody pobrane z hydrantów charakteryzowały się ponadto większą zmiennością zawartości zanieczyszczeń organicznych niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. Tylko w jednej próbce wody (seria 13) z **punktu H-I** stężenie OWO było o 11% mniejsze niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. W pozostałych próbkach stwierdzono wzrost zawartości zanieczyszczeń organicznych maksymalnie o 3,14 gC/m³ - w serii 9.

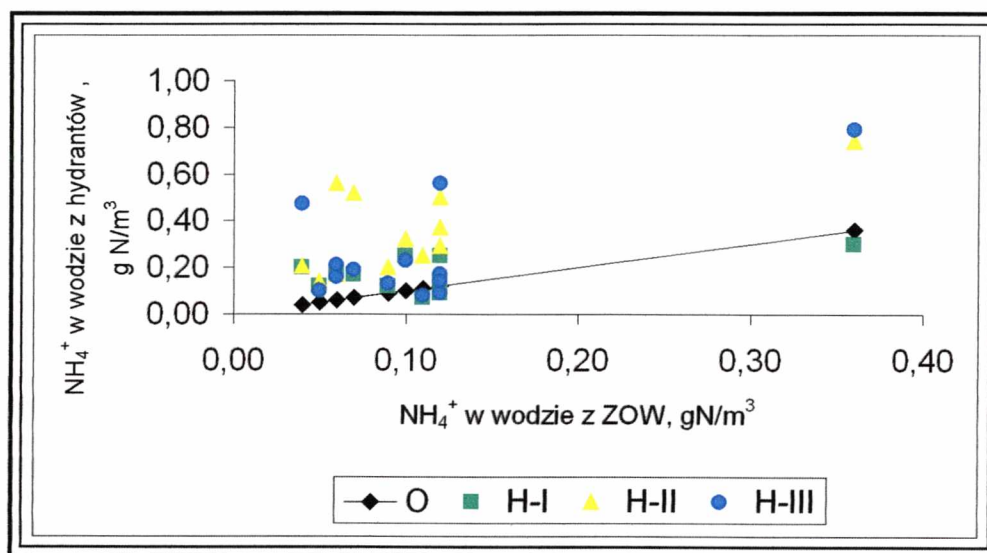
Wszystkie próbki wody z **punktu H-II** charakteryzowały się większym stężeniem OWO niż woda z ZOW. Wzrost zawartości zanieczyszczeń organicznych wyniósł od 0,85 gC/m³ w serii 11 do 8,10 gC/m³ w serii 4.

Wśród próbek wody z **punktu H-III** tylko jedna (seria 2) charakteryzowała się mniejszą o 8,5% zawartością zanieczyszczeń organicznych niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W pozostałych próbkach stwierdzono wzrost stężenia OWO, maksymalnie o 4,44 gC/m³ (o 200%) w serii 6.

4.3.6. Zmiany stężenia azotu amonowego

Większość (82%) próbek wody z hydrantów zawierała więcej azotu amonowego niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W 12,8% próbek wody stężenie azotu amonowego wzrosło do wartości większych niż $0,5 \text{ gN/m}^3$, a tylko w jednej próbce było równe stwierdzonemu w wodzie z ZOW (wyk. 4.3.8.).

69,2% próbek wody z **punktu H-I** zawierało więcej azotu amonowego niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. Największy wzrost wartości tego parametru miał miejsce w serii 12 i był równy $0,15 \text{ gN/m}^3$. Zmniejszenie stężenia azotu amonowego stwierdzono w czterech seriach (4, 9, 11 i 13), a było ono największe w serii 4 i wyniosło $0,06 \text{ gN/m}^3$. Porównanie stężeń azotu amonowego w wodzie z hydrantów wykazało, iż próbki wody z punktu H-I zawierały mniej NH_4^+ niż z pozostałych hydrantów.



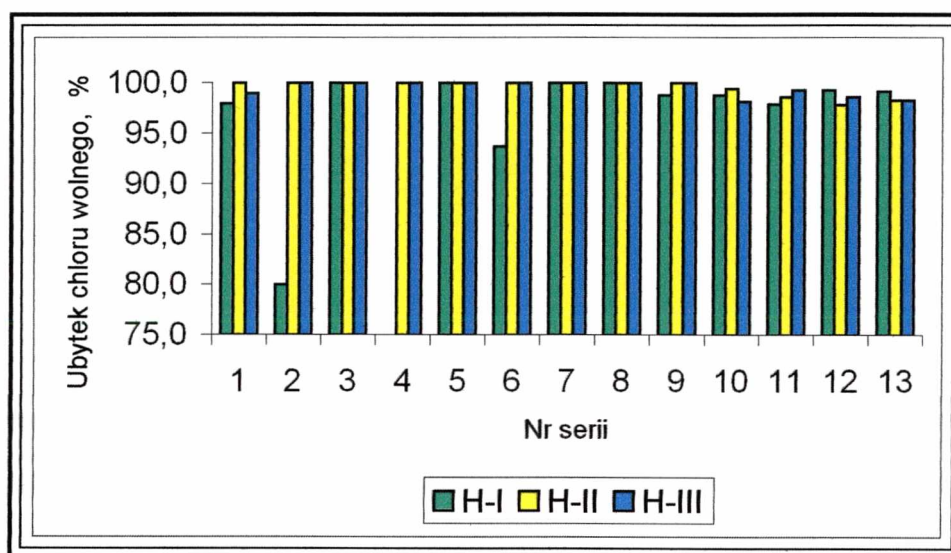
WYKRES 4.3.8. Porównanie zawartości azotu amonowego
w wodzie z ZOW i z hydrantów

W jednej próbce wody z **punktu H-II** nie stwierdzono zmian stężenia azotu amonowego, a w pozostałych wzrost w porównaniu z zawartością NH_4^+ w wodzie z ZOW. Największą zawartość azotu amonowego, bo 9,3-krotnie większą od stwierdzonej w wodzie z ZOW, stwierdzono w serii 1. Dwie próbki wody (seria 9 i 11) z **punktu H-III** charakteryzowały się mniejszym stężeniem azotu amonowego niż woda wprowadzana do sieci wodociągowej. W pozostałych próbkach wody zawartość NH_4^+ zwiększyła się, a największy wzrost miał miejsce w serii 10 i wyniósł $0,44 \text{ gN/m}^3$.

4.3.7. Zmiany stężenia chloru wolnego

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się zmienną zawartością chloru wolnego wynoszącą od 0,04 do 1,63 gCl₂/m³. W systemie dystrybucji nastąpiło jego znaczne zużycie sięgające 100% (wyk. 4.3.9.).

Największą zawartość dezynfektanta (0,08 gCl₂/m³) stwierdzono w serii 6 w wodzie z punktu H-I. W 53,8% pozostałych próbek wody z hydrantów nie stwierdzono obecności chloru wolnego, a w 43,6% stężenie dezynfektanta nie przekroczyło 0,03 gCl₂/m³. Można więc stwierdzić, iż chlor wolny praktycznie był nieobecny w próbkach wody z hydrantów.



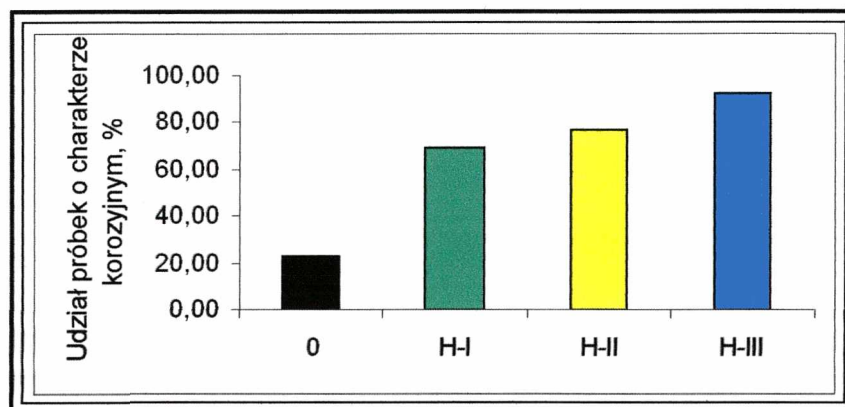
WYKRES 4.3.9. Ubytek chloru wolnego w systemie dystrybucji

4.3.8. Ocena agresywności korozyjnej wody

Oceny agresywności korozyjnej wody dokonano na podstawie wartości indeksów IL i IR, wyznaczonych na podstawie pH i zasadowości ogólnej wody. Analiza wartości indeksu Langeliera (tab. 4.3.2.) wykazała, iż w systemie dystrybucji zwiększył się udział próbek o charakterze korozyjnym (wyk. 4.3.10.). Zdecydowana większość próbek wody z hydrantów charakteryzowała się większą agresywnością korozyjną niż woda z ZOW. Jedynie w seriach 10 i 11 stwierdzono wzrost wartości IL (tab. 4.3.2.), w tym w trzech - do wartości większej lub równej 0. Nie można jednak wykluczyć, że przyczyną powyższych zmian mógł być wzrost pH podczas poboru wody z hydrantów.

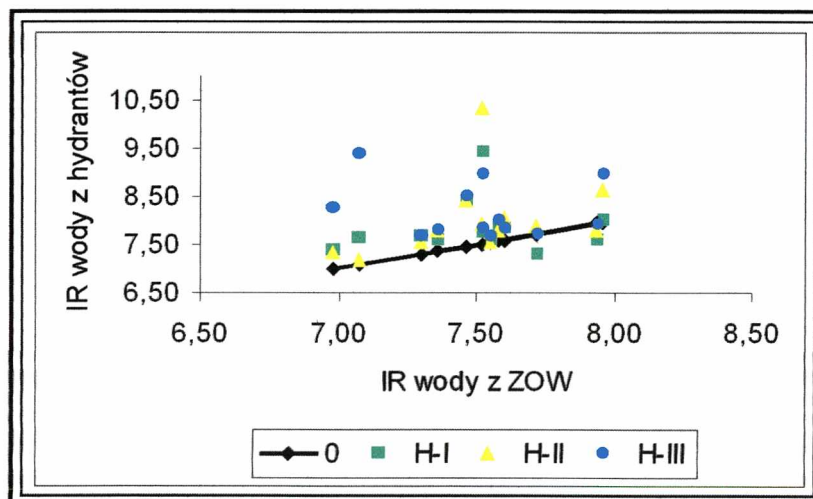
TABELA 4.3.2. Wartości indeksu Langeliera

Punkt poboru	Numer serii												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
0	0,36	0,46	0,04	-0,13	0,07	0,17	0,04	0,00	0,10	-0,11	-0,22	0,01	0,6
H-I	-0,16	0,06	-1,81	-0,26	-0,64	-0,03	-0,12	-0,24	0,05	0,2	0,01	-0,29	-0,09
H-II	0,33	0,17	-2,71	-0,83	-0,78	-0,23	-0,31	-0,38	0,03	-0,08	-0,15	-0,24	-0,07
H-III	-1,90	-0,61	-1,32	-1,12	-0,83	-0,26	-0,24	-0,22	-0,04	0	-0,2	-0,41	-0,14



WYKRES 4.3.10. Udział próbek o charakterze korozyjnym określony z uwagi na IL w wodzie z ZOW i z hydrantów

Ze względu na IR, wszystkie próbki wody wprowadzanej do sieci wodociągowej oraz pobrane z hydrantów miały charakter korozyjny. W 84,6% próbek wody z systemu dystrybucji stwierdzono wzrost stopnia korozyjności (wyk. 4.3.11.) i generalnie, był on większy w początkowym okresie badań (załącznik 8).



WYKRES 4.3.11. Porównanie wartości IR dla wody z ZOW i z hydrantów

4.3.9. Zmiany twardości ogólnej i przewodności wody

Woda wprowadzana do sieci wodociągowej charakteryzowała się twardością ogólną w zakresie 220 do 351 gCaCO₃/m³. Zmiany wartości tego parametru w systemie dystrybucji były niewielkie, w 38,7% próbek wody nie przekroczyły 5%, w 76,9% próbek nie przekroczyły 10%, a mniejszą od 20% zmianę wartości tego parametru stwierdzono w 92,3% próbek wody. Tylko w jednej próbce wody nie stwierdzono zmiany twardości ogólnej w porównaniu z wodą z ZOW. Średnia wartość twardości ogólnej wody z hydrantów była mniejsza niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej.

Przewodność wody wprowadzanej do sieci wodociągowej zawierała się w zakresie 0,504 do 0,698 mS/cm, natomiast wody z hydrantów od 0,426 do 0,709 mS/cm. W znacznej większości próbek wody (76,9%) zmiana przewodności nie przekroczyła 10%. W 12,8% próbek wody wzrost przewodności wyniósł od 10,1 do 18,2 %, a w pozostałych (10,3%) zmniejszenie tego parametru było równe 10,3-17,1%.

Największą zawartość substancji rozpuszczonych stwierdzono w próbce wody z punktu H-II (seria 6) i wyniosła ona 0,709 mS/cm, natomiast największy wzrost o 0,097 mS/cm miał miejsce w serii 4 dla próbki wody z punktu H-III. Stwierdzono również, iż wzrost przewodności generalnie był większy niż jej zmniejszenie.

4.4. Wpływ przerwy w dostawie wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego

Wyniki analiz próbek wody pobranej przed i po wymianie wycinków rurociągów (nr 1-9), a w przypadku czterech próbek (nr 10-13) dodatkowo hydrantów, przedstawiono w załączniku 9. Okresowe wyłączenie przewodów wodociagowych z eksploatacji, spowodowało zmianę wartości badanych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody. Wpływ ten był największy w odniesieniu do mętności, barwy, stężenia żelaza, azotu amonowego, ogólnego węgla organicznego. Tylko w niektórych próbkach stwierdzone zmiany dotyczyły również wartości pH, lecz należy zaznaczyć, iż pomiar pH wody z hydrantów może być obarczony pewnym błędem (pkt 3.). Zmiany pozostałych badanych wskaźników były małe i dla wielu próbek mieściły się w granicach błędu analizy.

Z uwagi na to, iż w czterech przypadkach poza wycinkiem rurociągu wymieniono również hydrant, zmiany jakości próbek wody pobieranej do badań z tych obiektów omówiono oddzielnie.

4.4.1. Wpływ wymiany wycinków przewodów wodociągowych

Porównanie zakresów wartości badanych wskaźników jakości wody pobranej przed (I) i po przerwie (II) w jej dostawie przedstawiono w tabeli 4.4.1. oraz na wykresach 4.4.1.-4.4.9.

TABELA 4.4.1. Zakresy wartości wskaźników jakości wody przed (I) i po przerwie (II) w jej dostawie

Wskaźnik	Jednostka	Próbki wody	
		I	II
pH	-	7,29-8,07	7,40-8,12
M	NTU	0,8-11,0	11,0-48,0
B	g Pt/m ³	6,5-11,8	12-46,7
NH ₄ ⁺	g N- NH ₄ ⁺ /m ³	0,054-0,16	0,12-1,764
OWO	g C/m ³	1,15-7,22	3,15-11,15
Fe _{og}	g Fe/m ³	0,14-0,99	0,25-2,76
Fe _{roz}	g Fe/m ³	0,02-0,26	0,03-0,49
Fe (II)	g Fe/m ³	0,04-0,2	0,05-0,24
Cl _{2w}	g Cl ₂ /m ³	0,00-0,14	0,00-0,1
Zas _{og}	val/m ³	2,5-5,4	2,55-5,25
Tw _{og}	g CaCO ₃ /m ³	225-381	218-431
Ca	g Ca/m ³	64,2-129,4	62,8-128,7
Mg	g Mg/m ³	11,1-19,9	12,8-40,95
CO _{2agr}	g CO ₂ /m ³	0,0-9,9	0,0-4,4
Przew.	mS/cm	0,486-0,690	0,488-0,710

Przedstawione w tabeli dane świadczą o zanieczyszczeniu wody wodociągowej podczas przerwy w jej dostawie. Te niekorzystne zmiany jakości wody są skutkiem stagnacji wody, a następnie zwiększenia prędkości jej przepływu.

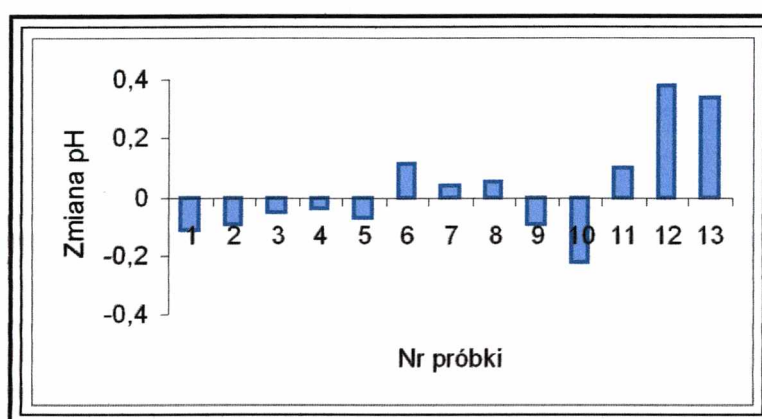
Stagnacja wody w przewodach wodociągowych stwarza warunki do ustalenia się dynamicznej równowagi procesów zachodzących na granicy faz osady – woda osadowa (stagnująca w osadach) oraz wyrównywania się stężeń w wodzie stagnującej i w wodzie osadowej. Włączenie przewodów do eksploatacji spowodowało wypłukanie cząstek osadów oraz wody osadowej do wody wodociągowej. Skutkiem tych zjawisk było wtórne zanieczyszczenie wody, w wielu próbkach do poziomu ponadnormatywnego (tab. 4.4.2.).

TABELA 4.4.2. Liczba próbek przekraczająca wartość dopuszczalną wskaźników

Wskaźnik	Jednostka	Liczba próbek	
		I	II
M	NTU	6	9
B	g Pt/m ³	0	5
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0	5
Fe _{og}	g Fe/m ³	4	9

4.4.1.1. Zmiany pH

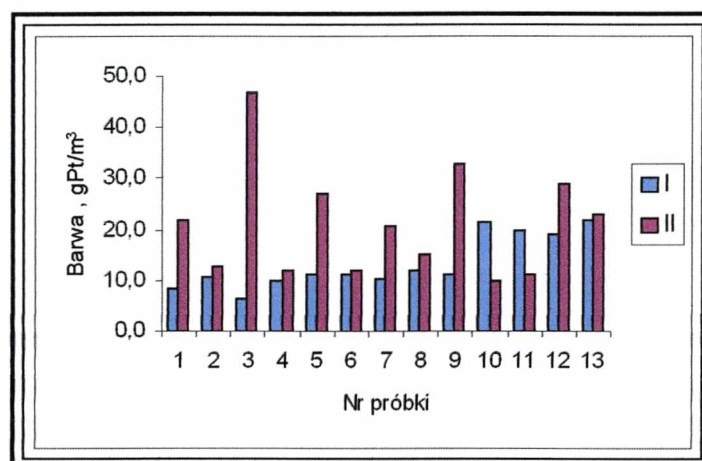
Zmiany tego parametru wody były generalnie małe i w 6 z 9 próbek stwierdzono zmniejszenie wartości pH (wyk. 4.4.1.), które nie przekroczyło 0,1.



WYKRES 4.4.1. Zmiany pH wody przed i po przerwie w jej dostawie

4.4.1.2. Zmiany barwy

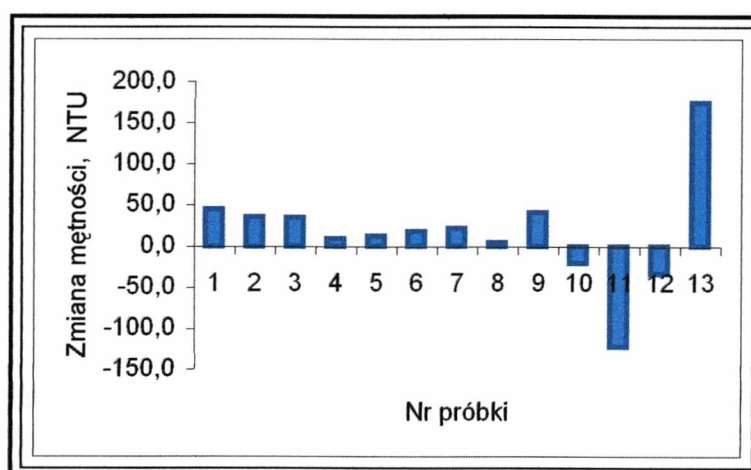
Porównanie barwy próbek wody przed i po jej stagnacji przedstawiono na wykresie 4.4.2. Kontakt wody z produktami korozji, a następnie zwiększenie prędkości przepływu wody (stwarzające warunki do wymywania cząstek osadów i wody osadowej do wody wodociągowej) spowodowały zwiększenie intensywności barwy. Największy wzrost tego parametru (618,5%) stwierdzono dla próbki nr 3 (woda podziemna), charakteryzującej się najmniejszym poziomem zanieczyszczenia przed wyłączeniem przewodu wodociągowego z eksploatacji. Skutkiem zmiany warunków hydraulicznych, w analizowanych fragmentach systemu dystrybucji wody, było 5 próbek wody charakteryzujących się ponadnormatywną barwą (tab. 4.4.2.) po włączeniu zasilania.



WYKRES 4.4.2. Porównanie intensywności barwy wody przed i po przerwie w jej dostawie

4.4.1.3. Zmiany mętności

Mierzalnym i negatywnym skutkiem stagnacji wody, a następnie włączenia przewodów wodociągowych do eksploatacji, był wyraźny wzrost mętności we wszystkich badanych próbkach wody. Przyrost tego parametru wynosił od 4,0 do 45,1 NTU (wyk. 4.4.3.) i był największy dla próbek 1 i 9, pobranych z przewodów wodociągowych eksploatowanych krócej niż zdecydowana większość pozostałych (tab. 2.3.2.).

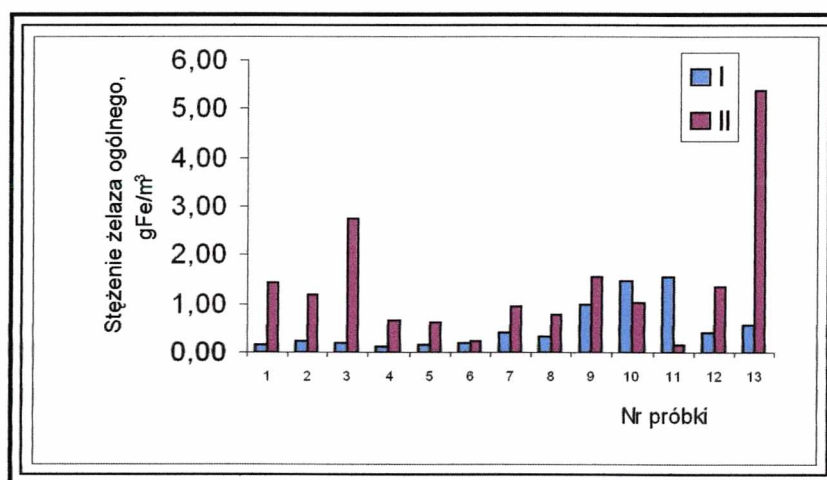


WYKRES 4.4.3. Zmiana mętności badanych wód

Bez względu na wiek i średnicę rurociągów oraz rodzaj oczyszczanej wody, wszystkie próbki wody po przerwie w jej dostawie charakteryzowały się ponadnormatywną mętnością (tab. 4.4.2.).

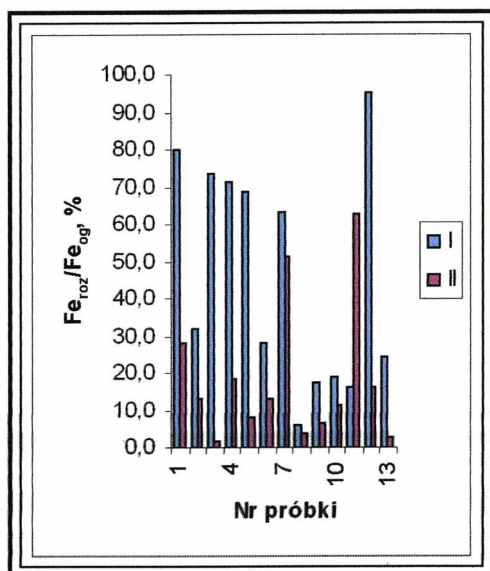
4.4.1.4. Zmiany stężenia żelaza

Skutkiem omawianej przerwy w eksploatacji przewodów wodociągowych był wzrost stężenia żelaza ogólnego do wartości większych niż dopuszczalna w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (wyk. 4.4.4.). Podobnie jak w przypadku barwy, zwiększenie stężenia związków żelaza było największe w próbce nr 3. Porównanie udziału rozpuszczonych frakcji związków żelaza w zawartości żelaza ogólnego w próbkach wody pobranych do badań przed i po przerwie w dostawie wody (wyk. 4.4.5., załącznik 9) wykazało, iż po włączeniu rurociągów do eksploatacji z osadów zdeponowanych na ich wewnętrznych powierzchniach wypłukane zostały do wody przede wszystkim nierozpuszczone związki żelaza.

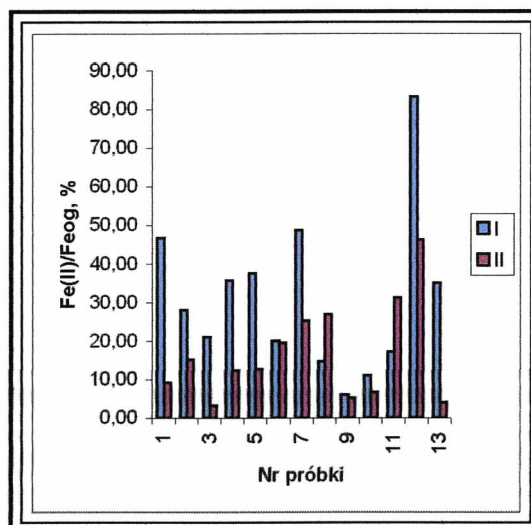


WYKRES 4.4.4. Wartości stężenia żelaza ogólnego
w wodzie przed i po przerwie w jej dostawie

We wszystkich próbkach wody stwierdzono przyrost stężenia jonów Fe(II) wynoszący od 0,02 do 0,16 gFe(II)/m³. Spowodowany on był najprawdopodobniej migracją do wody związków żelaza Fe(II), np. cząsteczek siarczków żelaza (II). Nie można jednak wykluczyć również mikrobiologicznej redukcji Fe(III) do Fe(II). Mimo wzrostu stężenia jonów Fe(II), ich udział w stężeniu żelaza ogólnego (poza próbą 8) po przerwie w dostawie wody był mniejszy i wynosił od 3,26% do 25,26% (wyk. 4.4.6.).



WYKRES 4.4.5. Udział żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego

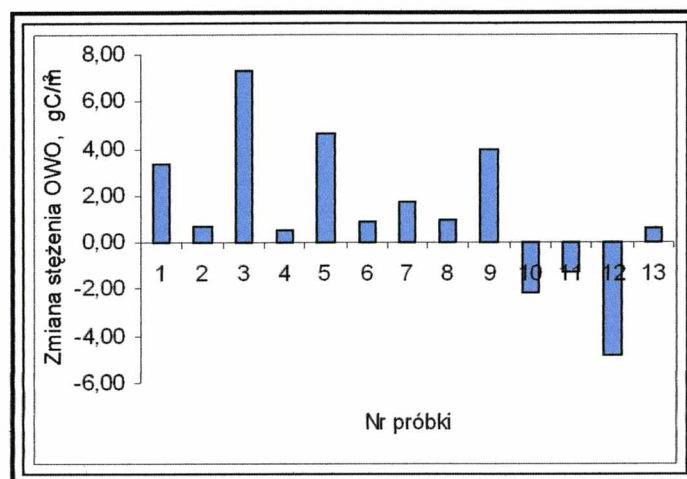


WYKRES 4.4.6. Udział $Fe(II)$ w stężeniu żelaza ogólnego

4.4.1.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego

Kolejnym parametrem, którego wartość zwiększyła się we wszystkich badanych próbkach wody, było stężenie OWO (wyk. 4.4.7.). Przyrost stężenia OWO generalnie korelował ze wzrostem stężenia żelaza ogólnego i intensywności barwy próbek wody.

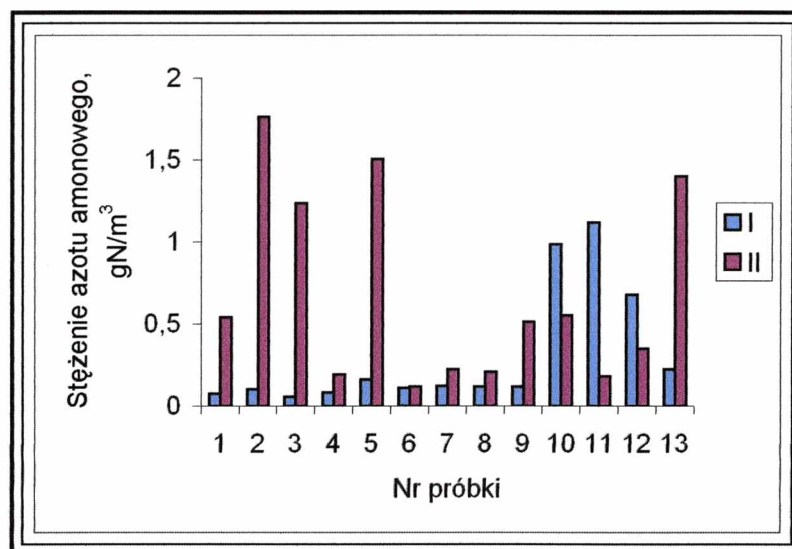
Konsekwencją powyższego był największy wzrost stężenia OWO ($7,3 \text{ gC/m}^3$) w próbce nr 3. W pozostałych próbkach wody wzrost zawartości ogólnego węgla organicznego mieścił się w zakresie od $0,5$ do $4,61 \text{ g C/m}^3$ i nie był jednoznacznie związany ze zmianą stężenia jonów H^+ . Brak takiej zależności między stwierdzonymi zmianami składu wody wynika z faktu, iż są one wypadkową efektów zjawisk fizycznych, chemicznych i biologicznych, których przebieg zależy od wielu czynników.



WYKRES 4.4.7. Zmiana stężenia OWO w badanych próbkach

4.4.1.6. Zmiany stężenia azotu amonowego

Porównanie stężeń azotu amonowego w próbkach przed i po wymianie wycinków przewodów wodociągowych przedstawiono na wykresie 4.4.8. We wszystkich badanych próbkach wody stwierdzono wzrost stężenia azotu amonowego, w tym w pięciu do wartości przekraczającej wartość dopuszczalną (tab 4.4.2.). Przyrost zawartości NH_4^+ zwiększał się wraz ze wzrostem poziomu zanieczyszczenia próbek wody.



WYKRES 4.4.8. Zawartość azotu amonowego w badanych próbkach wody

4.4.1.7. Zmiany pozostałych wskaźników jakości wody

W 7 z 9 próbek wody pobranych do badań przed przerwą w dostawie wody stężenie chloru wolnego było bardzo małe (0,01-0,14 gCl₂/m³), a w pozostałych próbkach chlor był nieobecny. Przerwa w dostawie wody i związane z nią zjawiska następne spowodowały zużycie dezynfektanta; w 6 próbkach po włączeniu przewodów wodociągowych do eksploatacji nie stwierdzono obecności chloru, a w pozostałych trzech jego stężenie wynosiło zaledwie od 0,01 do 0,1 gCl₂/m³. Brak wystarczającej ilości dezynfektanta w wodzie wodociągowej stwarzał warunki do rozwoju mikroorganizmów w osadach zdeponowanych w wymienianych wycinkach przewodów wodociągowych [raport].

Skład chemiczny tych osadów (tab. Z11.) wskazuje, iż ilościowo dominowały w nich produkty korozji, o której przebiegu współdecydował brak stabilności chemicznej większości próbek wody. Świadczą o nim obecność agresywnego dwutlenku węgla (tab. 4.4.1.) oraz wartości indeksu Ryznara (IR>6,8) i indeksu Langeliera (IL<0), przedstawione w tabeli 4.4.3.

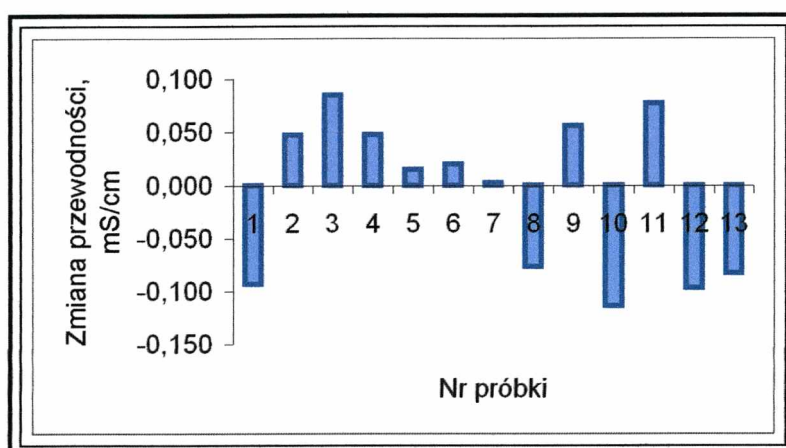
TABELA 4.4.3. Zestawienie wartości indeksów agresywności próbek

Nr próbki		1	2	3	4	5	6	7	8	9
IL	I	-0,15	-0,10	0,66	-0,11	-0,09	-0,39	-0,20	0,77	0,27
	II	-0,16	-0,20	0,58	-0,15	-0,14	-0,16	-0,20	0,62	0,41
IR	I	7,85	7,70	6,44	7,72	7,67	8,07	7,79	6,56	7,43
	II	7,76	7,81	6,55	7,76	7,70	7,72	7,81	6,88	7,12

Porównanie wartości IL i IR wskazuje, że wyłączenie przewodów wodociągowych nie zmieniło wyraźnie stabilności chemicznej badanych wód. Wynikało to z małych zmian zasadowości ogólnej i wartości pH w większości badanych próbek wody. Podobną prawidłowość stwierdzono w zmianach twardości ogólnej wody. Jedynie w próbce nr 1 wyraźnie zwiększyła się twardość magnezowa, co spowodowane było wypłukiwaniem do wody uwodnionych krzemianów magnezowych z powierzchni rurociągu wykonanego z azbesto-cementu.

Porównanie przewodności wody przed i po jej stagnacji (wyk. 4.4.9.) wskazuje, iż w większości próbek wartość tego parametru zwiększyła się w wyniku wydłużonego czasu kontaktu wody wodociągowej z osadami zdeponowanymi w sieci wodociągowej (tab.

2.3.2.), co świadczy o rozpuszczaniu osadów w środowisku wody o charakterze korozyjnym.



WYKRES 4.4.9. Zmiana przewodności wody przed i po przerwie w jej dostawie

4.4.2. Wpływ wymiany wycinków przewodów wodociągowych wraz z hydrantami na zmiany składu wody

O zmianach wartości wskaźników jakości próbek wody współdecydowały procesy zachodzące w czasie stagnacji wody w rurociągach i ich włączenia do eksploatacji oraz dodatkowo usunięcie osadów zdeponowanych w hydrantach.

Wymiana hydrantów poza punktem 13 była generalnie korzystna. Zmniejszyła się bowiem liczba próbek wody o ponadnormatywnych stężeniach żelaza ogólnego i azotu amonowego oraz intensywności barwy (tab. 4.4.4.).

Należy zaznaczyć również, iż próbki nr 10-13, pobrane do badań przed wymianą elementów przewodów wodociągowych, charakteryzowały się zdecydowanie większym poziomem zanieczyszczenia niż próbki 1-9 (załącznik 9).

TABELA 4.4.4. Liczba próbek przekraczających wartość dopuszczalną wskaźników

Lp	Wskaźnik	Jednostka	Liczba próbek	
			I	II
1.	M	NTU	4	4
2.	B	g Pt/m ³	4	2
3.	NH ₄ ⁺	g N-NH ₄ ⁺ /m ³	3	2
4.	Fe _{og}	g Fe/m ³	4	3

4.4.2.1. Zmiany pH i wskaźników korozyjności

W trzech z czterech badanych próbek wody stwierdzono mały wzrost wartości pH (wyk. 4.4.1.). Zmniejszenie stężenia jonów H^+ było najprawdopodobniej efektem m.in. usunięcia, wraz z wodą osadową i osadami zdeponowanymi w hydrantach, kwaśnych produktów przemiany materii mikroorganizmów oraz produktów korozji stanowiących substraty kwasowej hydrolizy. Niewielkie zmiany zasadowości ogólnej wody oraz wartości pH znalazły odzwierciedlenie w wartościach IL i IR przedstawionych w tabeli 4.4.5. i świadczących o agresywności korozyjnej próbek wody przed i po przerwie w jej dostawie.

TABELA 4.4.5. Wartości indeksów korozyjności próbek

Nr próbki		10	11	12	13
IL	I	-0,16	-0,11	-0,72	-0,16
	II	-0,32	-0,05	-0,36	0,16
IR	I	7,78	7,65	8,34	7,74
	II	7,88	7,63	8,00	7,44

4.4.2.2. Zmiany barwy

Porównanie intensywności barwy próbek wody przed i po przerwie w jej dostawie (wyk. 4.4.2.) wskazuje, że zmniejszenie ilości osadów kontaktujących się z przepływającą wodą wodociagową nie miało jednoznacznego wpływu na zmiany barwy. Znaczne zmniejszenie tego wskaźnika stwierdzono w próbkach nr 10 i 11 i praktycznie brak zmian w próbce nr 13. Natomiast zwiększenie intensywności barwy o ok. 53% miało miejsce w próbce nr 12, charakteryzującej się większą agresywnością korozyjną wody (tab. 4.4.5.) i większym stężeniem żelaza rozpuszczonego.

4.4.2.3. Zmiany mętności

Wymiana hydrantów zapewniła znaczące zmniejszenie mętności trzech próbek (wyk. 4.4.3.), jednak nie do wartości dopuszczalnej w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (tab. 4.4.4.). Duży wzrost tego wskaźnika stwierdzono natomiast w próbce wody nr 13. W tej próbce prawie 10-krotnie zwiększyło się również stężenie żelaza

ogólnego, w którym ilościowo dominowały nierozpuszczone związki żelaza, stanowiące 97,04% Fe_{og} .

4.4.2.4. Zmiany stężenia związków żelaza

Wydłużenie czasu stagnacji wody w przewodach wodociągowych do 4,0 i 6,0 h (odpowiednio próbki wody nr 12 i 13) zwiększyło stężenia żelaza ogólnego, zasadniczego produktu korozji żeliwa [125]. Odwrotny wpływ spowodowała wymiana hydrantów w punktach nr 10 i 11, dla których przerwa w dostawie wody była krótsza i wynosiła 2,0 i 2,5 h (wyk 4.4.4.) W próbkach 12 i 13 nastąpił wzrost udziału nierozpuszczonych związków żelaza po włączeniu zasilania (wyk 4.4.5.), co znalazło odzwierciedlenie we wzroście mętności, szczególnie w próbce nr 13.

4.4.2.5. Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego i azotu amonowego

W próbkach nr 10-12 stwierdzono zmniejszenie stężenia OWO (wyk. 4.4.7.) oraz azotu amonowego (wyk. 4.4.8.), które odpowiednio wynosiło 1,3-4,8 gC/m^3 i 0,33-0,94 gN/m^3 . Spowodowane to było usunięciem substancji organicznych, w tym zawierających grupy aminowe, wraz z wymienionymi fragmentami przewodów wodociągowych. Jedynie w próbce nr 13, pobranej po najdłuższej przerwie w dostawie wody (6,0 h), nastąpił wzrost wartości tych wskaźników.

4.4.2.6. Zmiany pozostałych wskaźników jakości wody

W badanych próbkach wody (poza jedną) zmiany stężenia wapnia i magnezu, a tym samym twardości ogólnej, nie przekroczyły 50 $\text{gCaCO}_3/\text{m}^3$. Jednocześnie w trzech z czterech próbek wody, mimo wzrostu poziomu ich zanieczyszczenia, nastąpiło zmniejszenie przewodności (wyk. 4.4.9.), co świadczy o uwalnianiu do wody z osadów głównie zanieczyszczeń nierozpuszczonych. W próbkach wody pobranych przed przerwą w jej dostawie chlor wolny był nieobecny lub występował w niewielkim stężeniu (0,01-0,12 $\text{g Cl}_2/\text{m}^3$), a po włączeniu zasilania w żadnej z próbek nie stwierdzono jego obecności. Było to prawdopodobnie spowodowane zużyciem chloru w procesach utleniania substancji zredukowanych obecnych w osadach i przepływającej wodzie.

4.5. Wpływ osadów zakumulowanych w hydrantach na jakość wody

W celu określenia wpływu osadów zakumulowanych w hydrantach na zmiany jakości wody, porównano skład próbek wody pobranych bezpośrednio po otwarciu hydrantu oraz po jego wypłukaniu (zgodnie z PN). Wyniki analiz wody pobranej bez i po płukaniu hydrantu przedstawiono odpowiednio w załącznikach 8 i 10.

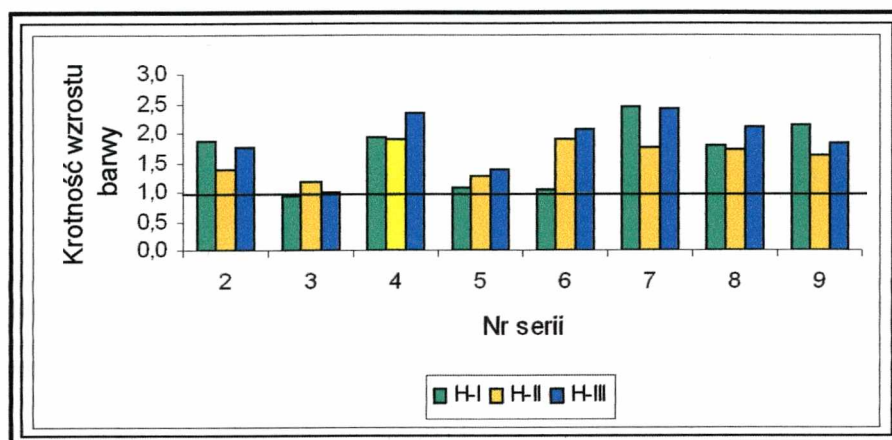
Osady zakumulowane wewnątrz hydrantów stanowiły depozyt uwalnianych do wody związków żelaza, azotu amonowego oraz zanieczyszczeń organicznych i powodujących wzrost barwy i mętności wody. Potwierdzeniem tego są zakresy i średnie wartości wybranych parametrów jakości wody (tab. 4.5.1.).

W 54,2% próbek wody z niewypłukanych hydrantów stwierdzono mniejszą wartość pH niż w wodzie pobranej zgodnie z normą. Największe zmniejszenie (o 0,6) miało miejsce w wodzie z punktu H-I (serii 4). Wzrost pH stwierdzono tylko w trzech próbkach wody i maksymalnie wyniósł on 0,3 (punkt H-I_{NP} seria 8).

W 87,5% próbek wody z niewypłukanych hydrantów intensywność barwy była większa od stwierdzonej w wodzie pobranej zgodnie z normą. Tylko w jednej próbce wody pobranej bezpośrednio po otwarciu hydrantu (H-I_{NP} seria 3) stwierdzono mniejszą intensywność barwy, a w dwóch brak jej zmiany (H-I seria 6 i H-III seria 3) (wyk. 4.5.1.)

TABELA 4.5.1. Zakresy i średnie wartości wybranych wskaźników wody z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów

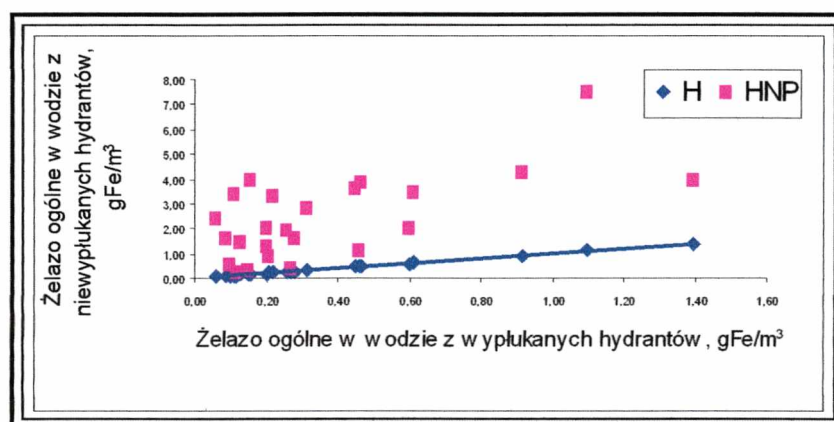
Parametr	Jednostka	Hydranty wypłukane		Hydranty niewypłukane	
		zakres	średnia	zakres	średnia
pH		4,9-7,7		4,9-7,7	
Barwa	gPt/m ³	5-23	12	5-36	19
Mętność	NTU	0,8-42,0	7,0	4,1-357,0	85,0
Fe _{og}	gFe/m ³	0,06-1,40	0,37	0,24-7,54	2,43
Fe _{nroz}	gFe/m ³	0,00-0,93	0,25	0,13-7,39	2,26
OWO	gC/m ³	3,75-11,05	6,56	4,02-11,2	6,99
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,07-0,79	0,25	0,21-1,60	0,52
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,00-0,08	0,01	0,00-0,01	0,00



WYKRES 4.5.1. Krotność zmiany intensywności barwy
w wodzie z niewyplukanych hydrantów

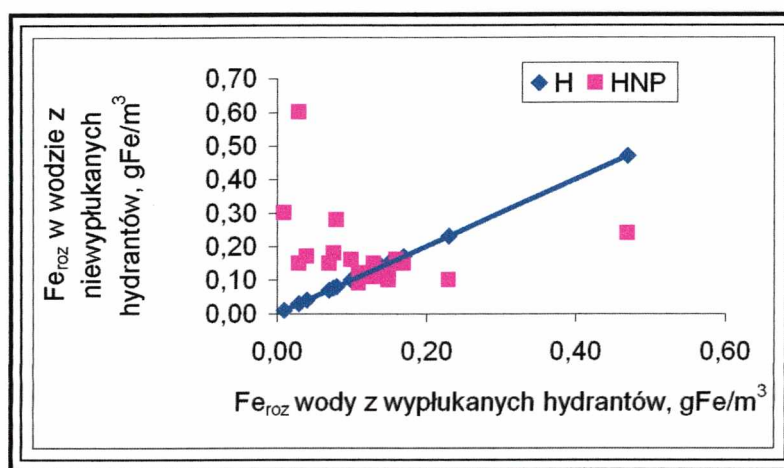
Intensywność barwy 14 z 24 próbek wody z niewyplukanych hydrantów była większa od 15gPt/m^3 , osiągając największą wartość równą 36gPt/m^3 w wodzie z punktu H-II_{NP} (seria 4).

We wszystkich próbkach wody pobranych bez uprzedniego wypłukania hydrantów, mętność była większa od 1 NTU oraz od 1,3- do 106,7-krotnie większa od stwierdzonej w wodzie po wypłukaniu hydrantów. Największą mętnością charakteryzowała się woda pobrana z punktu H-III_{NP} - seria 7 (357 NTU), a najmniejszą (4,1 NTU) z punktu H-I_{NP} (seria 5). Wzrostowi mętności towarzyszył wzrost stężenia żelaza ogólnego, które było od 1,6 do 40 razy większe w wodzie z niewyplukanych hydrantów niż w wodzie pobranej zgodnie z normą (wyk. 4.5.2.). Największą zawartością żelaza ogólnego charakteryzowały się próbki wody pobierane z punktu H-II_{NP}, w których średnie stężenie wyniosło $3,01\text{gFe/m}^3$.



WYKRES 4.5.2. Porównanie stężenia żelaza ogólnego
w wodzie z hydrantów bez wypłukania i po nim

Stężenie żelaza rozpuszczonego wzrosło w połowie próbek wody pobranej z niewyplukanych hydrantów, a w 41,7% stwierdzono zmniejszenie stężenia Fe_{roz} (wyk. 4.5.3.). Z uwagi na uwalnianie do wody głównie nierozpuszczonych form żelaza, ich procentowy udział był większy w wodzie pobieranej bezpośrednio po otwarciu hydrantu. Zmieniał się on w zakresie 54,2-98 %, a dla 62,5% próbek wody był większy niż 90%.

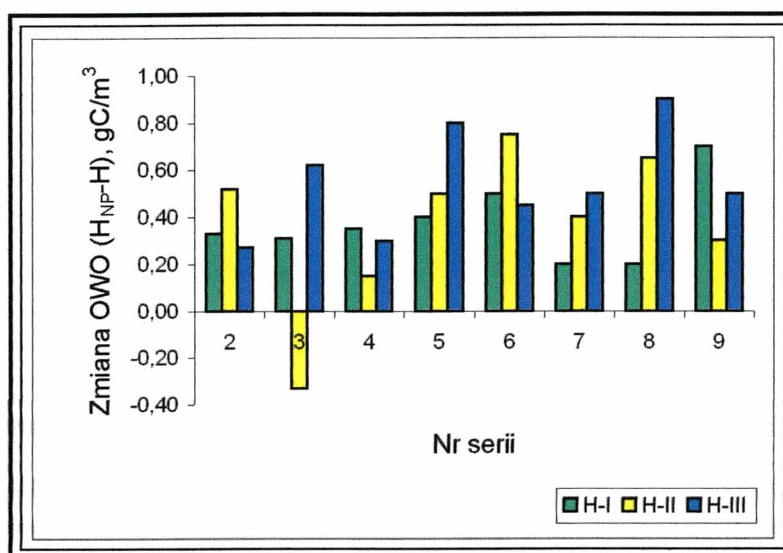


WYKRES 4.5.3. Porównanie zawartości żelaza rozpuszczonego w wodzie z hydrantów bez wypłukania i po nim

W wodzie pobranej bezpośrednio po otwarciu hydrantów stężenia żelaza (II) były o 0,05 do 0,82 gFe/m³ większe niż w wodzie z hydrantów wypłukanych. Bez względu na rodzaj hydrantów (wypłukane bądź niewypłukane) zdecydowanie większe było stężenie żelaza (III) niż Fe (II).

W 87,3% próbek wody pobranej bezpośrednio po otwarciu hydrantu większe były również stężenia azotu amonowego niż w wodzie pobranej po wypłukaniu hydrantów, a różnice te wyniosły od 0,01 do 1,41 gN/m³.

Woda pobrana bezpośrednio po otwarciu hydrantu, generalnie, zawierała więcej zanieczyszczeń organicznych niż pobrana zgodnie z normą, a odwrotną prawidłowość stwierdzono tylko dla próbki wody z punktu H-II_{NP} (seria 3). W 75% próbek wody różnica stężenia ogólnego węgla organicznego nie przekroczyła 10%, a w pozostałych mieściła się w przedziale 10,3- 23,7%. Zawartość zanieczyszczeń organicznych maksymalnie wzrosła o 0,9 gC/m³ (wyk 4.5.4.).



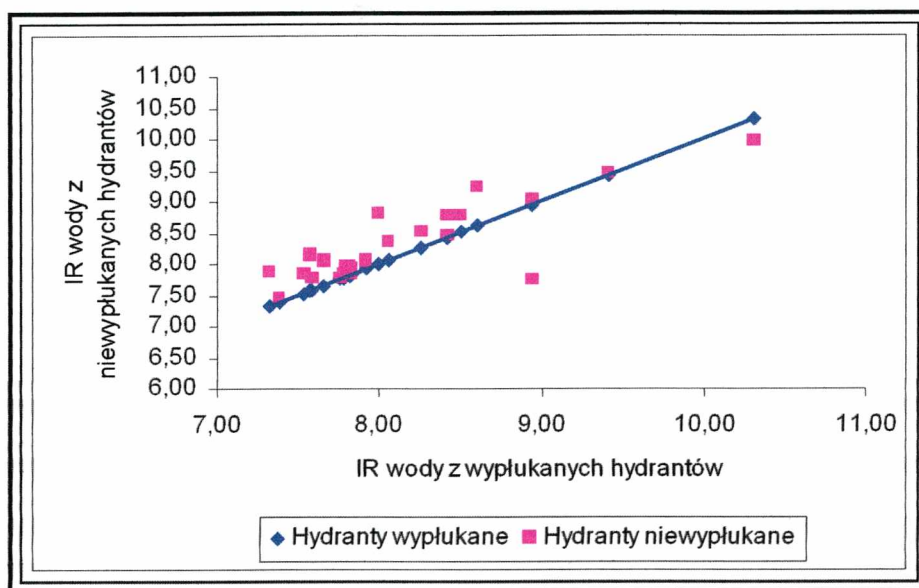
WYKRES 4.5.4. Zmiana zawartości OWO

Nie stwierdzono znacznych różnic pomiędzy twardością ogólną wody z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów, a w 79,2% próbek wody różnica ta nie przekroczyła 10%. W 12,5 % stwierdzono zmniejszenie, a w pozostałych 8,3% wzrost twardości ogólnej wody z niewypłukanych hydrantów. Podobnie, zasadowość ogólna wody z omawianych hydrantów była zbliżona, a maksymalny wzrost, równy $0,7 \text{ val/m}^3$, stwierdzono w serii 2 (punkt H-II_{NP}). Nieznaczne zmiany zasadowości wody, a głównie zmniejszenie pH 54,2% próbek wody z niewypłukanych hydrantów, skutkowały wzrostem poziomu korozyjności wody. 91,7% próbek wody charakteryzowało się korozyjnością ze względu na wartość IL (tab. 4.5.2.). Minimalną wartość indeksu Langeliera stwierdzono w próbce wody z punktu H-II_{NP} (seria 3) i wyniosła ona $-2,54$.

TABELA 4.5.2. Wartości indeksu Langeliera próbek wody z niewypłukanych hydrantów

Punkt poboru	Numer serii							
	2	3	4	5	6	7	8	9
H-I _{NP}	0,02	-1,82	-0,96	-0,77	-0,47	-0,19	-0,12	0,03
H-II _{NP}	0,09	-2,54	-1,42	-0,98	-0,22	-0,42	-0,72	-0,17
H-III _{NP}	0,76	-1,37	-1,07	-0,99	-0,39	-0,48	-0,12	-0,37

Ze względu na wartość IR, 33,3% próbek wody było bardzo korozyjnych, a dla pozostałych wartość tego indeksu mieściła się w przedziale od 7,46 do 8,44. Generalnie, próbki wody z niewypłukanych hydrantów charakteryzowały się większym poziomem korozyjności niż woda z wypłukanych hydrantów (wyk. 4.5.5.).



WYKRES 4.5.5. Porównanie wartości indeksu Ryznara w wodzie z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów

Próbki wody z niewypłukanych hydrantów zawierały więcej substancji rozpuszczonych niż z wypłukanych hydrantów. Jednak dla 66,7% próbek różnica przewodności nie przekroczyła 10% wartości stwierdzonej dla wody z wypłukanych hydrantów. Tylko w jednej próbce (H-II_{NP} seria 5) stwierdzono jej zmniejszenie, a w pozostałych wzrost mieścił się w zakresie 89 do 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tylko w dwóch próbkach wody z niewypłukanych hydrantów stwierdzono obecność śladowych ilości chloru wolnego ($0,01 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$), natomiast w pozostałych - jego brak.

5. PODSUMOWANIE

W badaniach określono zmiany składu fizyczno-chemicznego wody wodociągowej w systemie dystrybucji, porównując wartości badanych parametrów jakości próbek wody pobranych z dwunastu zaworów czerpalnych (K-I do K-XI i K-VIII'), ze stwierdzonymi w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Prowadząc badania w okresie od listopada 2001 do lutego 2003, określono zmienność w czasie badanych wskaźników składu wody. Z uwagi na prowadzenie badań w warunkach rzeczywistych i brak możliwości poboru wody z dwóch zaworów czerpalnych różniących się tylko jedną cechą charakteryzującą ten

punkt (np. odległością od ZOW, średnicą lub rodzajem materiału przewodu wodociągowego bądź czasem jego eksploatacji), ustalony wpływ analizowanych czynników na zmiany jakości wody może być obarczony pewnym błędem. Ze względu na brak rzeczywistych prędkości przepływu wody w elementach systemu dystrybucji, znaczenie warunków hydraulicznych ustalono biorąc pod uwagę wartość rozbioru wody oraz jego nierównomierność. Zbadano również wpływ stagnacji wody w instalacjach wewnętrznych oraz przerwy w dostawie wody na zmiany jej jakości. Ponadto określono poziom zanieczyszczenia wody pobieranej z trzech hydrantów zlokalizowanych w rejonach, w których nie był możliwy pobór wody z zaworów czerpalnych (brak zgody właścicieli na pobór wody). W przypadku hydrantów, określono również wpływ zanieczyszczeń zakumulowanych w tych elementach systemu dystrybucji na zmiany składu fizyczno-chemicznego wody.

5.1. Zmiany parametrów jakości wody w systemie dystrybucji

5.1.1. Woda z zaworów czerpalnych

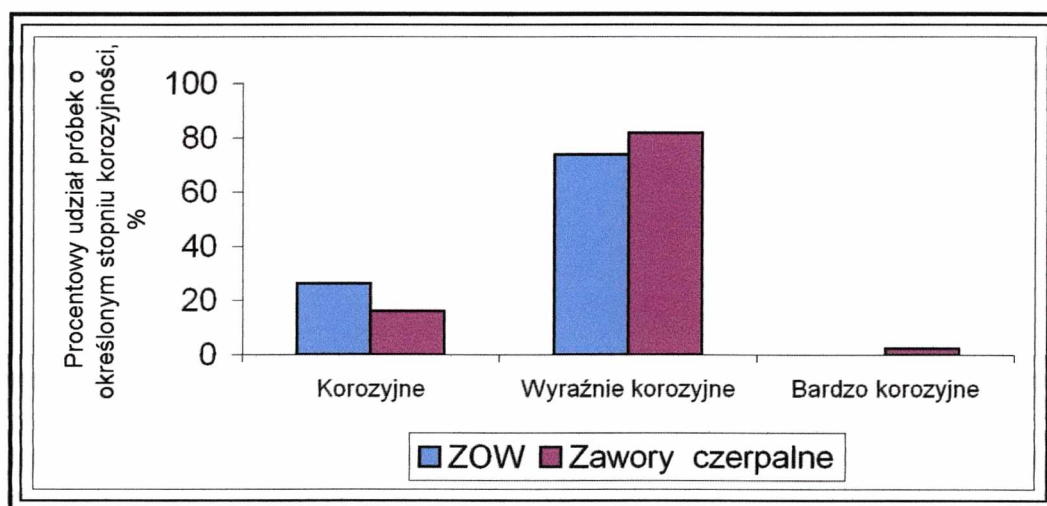
Wszystkie próbki wody wprowadzanej do sieci wodociągowej spełniały wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Jakość wody w systemie dystrybucji ulegała znacznemu pogorszeniu, o czym świadczył przede wszystkim wzrost zawartości żelaza ogólnego i azotu amonowego, mętności i intensywności barwy oraz znaczne zmniejszenie stężenia dezynfektantów. Poziom wtórnego zanieczyszczenia wody był zmienny w okresie badań i różny w poszczególnych punktach poboru (wyk. 4.1.11. i 4.1.23.). Wartości wskaźników jakości wody pobieranej z punktu K-I, zlokalizowanego najbliżej ZOW, tylko w niewielkim stopniu różniły się od stwierdzonych w wodzie wprowadzanej do systemu dystrybucji. Bardzo dużym zanieczyszczeniem charakteryzowały się próbki wody pobrane z punktów K-II i K-III, co spowodowane było prawdopodobnie największym rozbiorem wody w tych punktach (tab. 2.3.1.). Dużo mniejszy poziom zanieczyszczenia stwierdzono dla wody z punktów K-IV, K-V i K-VI, natomiast woda z punktów K-VII do K-X i K-XI charakteryzowała się znacznym poziomem zanieczyszczenia, jednak mniejszym od stwierdzonego dla wody z punktów K-II i K-III. Na różny i zmienny stopień zanieczyszczenia wody z zaworów czerpalnych wskazuje porównanie zakresów i średnich wartości wskaźników jakości wody (z ZOW i z

punktów K-I do K-XI) (tab. 5.1.1.) - świadczących o niekorzystnych zmianach składu fizyczno-chemicznego wody w czasie jej transportu do odbiorców.

Oceniając zmiany jakości wody, należy zaznaczyć, iż wszystkie próbki wody z ZOW (ze względu na wartość indeksu Ryznara) i 56,7 % próbek (z uwagi na wartość indeksu Langeliera) charakteryzowało się agresywnością korozyjną, a podczas transportu wody generalnie stopień jej agresywności wzrastał. Procentowy udział próbek o charakterze korozyjnym (ze względu na IL) przedstawiono w tabeli 5.1.2., a o określonym stopniu korozyjności (z uwagi na IR) na wykresie 5.1.1.

TABELA 5.1.2. Udział (%) próbek wody korozyjnych i niekorozyjnych z uwagi na wartość IL

	ZOW	Zawory czerpalne
Woda niekorozyjna	43,3	19,1
Woda stabilna	0,0	1,3
Woda korozyjna	56,7	79,6



WYKRES 5.1.1. Procentowy udział próbek o różnym poziomie korozyjności (ze względu na IR)

TABELA 5.1.1. Zakresy i średnie wartości wskaźników jakości wody pobieranej z zaworów czerpalnych

Punkt poboru		pH	B gPt/m ³	M NTU	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{nroz} gFe/m ³	Pb gPb/m ³	Zn gZn/m ³
0	Zakres	7,4-8,5	1-9	0,1- 0,5	0,95-5,20	0,03-0,17	0,04-1,65	0,00-0,01	Nb	Nb	
	Średnia		4	0,3	3,73	0,11	0,98	0,01			
K-I	Zakres	7,1-8,3	1-9	0,2-1,2	1,50-5,13	0,04-0,19	0,00-1,39	0,01-0,10	0,00-0,09	Nb	Nb
	Średnia		5	0,4	3,59	0,12	0,44	0,02	0,01		
K-II	Zakres	5,7-7,9	4-22	0,2-4,6	1,10-7,20	0,05-0,32	0,00-0,08	0,03-0,63	0,00-0,43	0,000	0,310-0,400
	Średnia		11	2,0	3,49	0,13	0,03	0,30	0,18		
K-III	Zakres	6,9-7,8	3-22	0,2-8,1	1,50-10,23	0,07-0,25	0,00-0,04	0,05-0,47	0,00-0,46	0,000-0,007	0,001-0,003
	Średnia		12	3,6	3,68	0,14	0,02	0,30	0,19		
K-IV	Zakres	6,1-7,9	2-16	0,2-2,6	0,8-5,56	0,02-0,22	0,00-0,40	0,01-0,20	0,00-0,15	0,000	0,003-0,004
	Średnia		6	0,8	3,55	0,12	0,09	0,09	0,03		
K-V	Zakres	7,2-7,6	3-16	0,5-2,2	0,55-7,05	0,05-0,23	0,00-0,30	0,04-0,31	0,01-0,29	0,007-0,008	0,350-0,450
	Średnia		7	1,0	2,81	0,16	0,05	0,12	0,07		
K-VI	Zakres	7,4-7,9	3-8	0,3-1,2	1,75-4,25	0,03-0,09	0,00-0,10	0,02-0,09	0,00-0,04	0,000	0,000-0,004
	Średnia		4	0,5	4,20	0,09	0,09	0,06	0,02		
K-VII	Zakres	7,2-7,7	5 - 9	0,5-1,9	2,70-4,80	0,09-0,24	0,01-0,10	0,04-0,34	0,00-0,31	Nb	Nb
	Średnia		8	1,0	3,96	0,14	0,05	0,06	0,05		
K-VIII	Zakres	7,1-7,6	6- 13	0,7-1,7	3,71-4,14	0,07-0,14	0,01-0,04	0,09-0,33	0,02-0,16	Nb	Nb
	Średnia		9	1,0	3,88	0,12	0,03	0,19	0,08		
K-VIII'	Zakres	7,1-7,6	6 - 11	0,5-2,0	2,7-4,85	0,08-0,21	0,01-0,05	0,08-0,31	0,02-0,13	Nb	Nb
	Średnia		9	1,0	3,77	0,14	0,03	0,18	0,07		
K-IX	Zakres	6,9-7,9	6 - 10	0,3-1,2	2,89-5,10	0,01-0,28	0,00-0,50	0,04-0,27	0,00-0,13	0,022-0,100	0,000-0,310
	Średnia		8	0,6	3,70	0,13	0,10	0,18	0,04		
K-X	Zakres	7,2-7,7	6 - 9	0,5-1,3	1,76-4,50	0,10-0,30	0,01-0,30	0,06-0,13	0,01-0,04	0,000-0,200	0
	Średnia		8	0,9	2,87	0,18	0,07	0,09	0,02		
K-XI	Zakres	7,3-7,8	6 - 10	0,8-1,6	2,99-4,85	0,06-0,25	0,00-0,08	0,10-0,42	0,05-0,38	Nb	Nb
	Średnia		8	1,1	4,00	0,14	0,02	0,20	0,18		

Nb- nie badano

Większość próbek wody (81,7%) była wyraźnie korozyjna⁸, a 2,3% bardzo korozyjne⁹, co powodowało korozję metalowych elementów systemu dystrybucji i sprzyjało rozpuszczaniu osadów zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach rurociągów oraz uwalnianiu zanieczyszczeń do przepływającej wody. Osady zgromadzone w przewodach wodociągowych stanowią nie tylko depozyt zanieczyszczeń, ale również podłoże do rozwoju mikroorganizmów, które mogą być unoszone z wodą oraz tworzyć biofilmy [33,72]. Rozwijające się w takich warunkach biofilmy są poważnym zagrożeniem dla właściwej jakości sanitarnej wody [73,89], szczególnie przy niewystarczającym pozostałym stężeniu dezynfektanta [33,70,89], co miało miejsce w analizowanym systemie dystrybucji (wyk. 4.1.19., 4.1.20. i 4.1.30). Ponadto bytujące w biofilmach mikroorganizmy intensyfikują korozję elektrochemiczną metali [128]. Stwierdzone zbyt niskie stężenie chloru wolnego sprzyjało wtórnemu rozwojowi mikroorganizmów, które były obecne w niektórych próbkach wody pobieranej z systemu dystrybucji (załączniki 3 i 5). Równoległe do badań zmian jakości wody w systemie dystrybucji prowadzone były badania składu chemicznego i stanu sanitarnego osadów zdeponowanych w rurociągach omawianego systemu dystrybucji (załączniki 11 i 12). Wykazały one, iż wśród komponentów osadów dominowały produkty korozji żelaza, obecne były zanieczyszczenia organiczne oraz nieorganiczne substraty pokarmowe (załącznik 11) dla mikroorganizmów, których obecność stwierdzono w badanych osadach (załącznik 12). Wycinki rurociągów żeliwnego i stalowego przedstawiono na fotografiach 5.1. i 5.2.



FOTOGRAFIA 5.1. Osady na wewnętrznej powierzchni rurociągu żeliwnego (punkt 8)

⁸ Dla wartości IR z przedziału od 7,5 do 8,5

⁹ Dla wartości IR większej od 8,5



FOTOGRAFIA 5.2. Osad na wewnętrznej powierzchni rurociągu stalowego (punkt 3)

Negatywnym skutkiem braku stabilności chemicznej wody oraz aktywność życiowej mikroorganizmów była intensywna korozja przewodów wodociągowych oraz wtórne zanieczyszczenie wody podczas jej transportu do odbiorców.

O wadze problemu wtórnego zanieczyszczenia wody świadczy bardzo mały udział próbek (z poszczególnych punktów poboru) spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi (tab. 5.1.3.). Przyczyną złej jakości wody z zaworów czerpalnych były najczęściej ponadnormatywna mętność i stężenie żelaza ogólnego oraz zbyt małe stężenie chloru wolnego. Natomiast o małym udziale próbek wody z punktu K-I odpowiadających wymaganiom stawianym wodzie do picia, decydowało zbyt duże stężenie chloru wolnego (załączniki 1 i 2).

TABELA 5.1.3. Udział (%) próbek spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi

Punkt poboru	0	K-I	K-II	K-III	K-IV	K-V	K-VI	K-VII	K-VIII	K-VIII'	K-IX	K-X	K-XI
Udział próbek, %	100	26,3	0	0	31,6	16,7	14,3	20	0	0	0	16,7	0

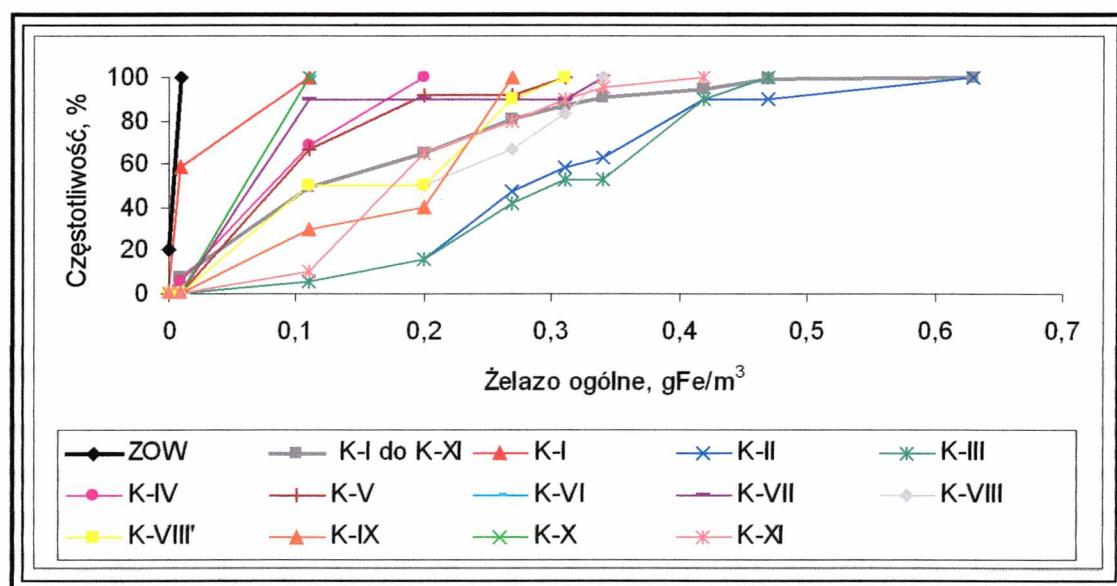
W zdecydowanej większości próbek wody z zaworów czerpalnych stwierdzono przede wszystkim zwiększenie barwy, mętności i stężenia żelaza ogólnego w stosunku do wartości tych wskaźników w wodzie z ZOW, a we wszystkich - zmniejszenie stężenia chloru wolnego (tab. 5.1.4.).

TABELA 5.1.4. Zmiany wskaźników jakości wody w odniesieniu do ZOW, (% próbek)

	pH	Przew.	B	M	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Fe _{og}	Cl _{2w}
Wzrost	19,7	65,6	80,9	92,4	49,0	59,0	38,8	58,6	96,8	0,0
Brak zmian	21,0	1,9	12,7	7,6	26,2	3,8	11,2	7,6	3,2	0,0
Zmniejszenie	59,3	32,5	6,4	0,0	24,8	37,2	50,0	33,8	0,0	100,0

Wzrostowi poziomowi zanieczyszczenia wody generalnie towarzyszyło zmniejszenie pH, które było prawdopodobnie spowodowane uwalnianiem do wody kwaśnych produktów przemiany materii mikroorganizmów rozwijających się w systemie dystrybucji [115] oraz kwasowej hydrolizy zanieczyszczeń, w tym produktów korozji, zdeponowanych na powierzchni przewodów wodociągowych kontaktujących się z przepływającą wodą [67,89].

W 96,8% próbek wody z zaworów czerpalnych stwierdzono wyższe stężenie Fe_{og} niż w wodzie z ZOW. Zmienność tego parametru, w okresie badań, była bardzo duża (wyk. 4.1.5. i 4.1.26.), a jego maksymalne stężenie było 126,7 razy większe od stwierdzonego w wodzie z ZOW. O bardzo dużym zanieczyszczeniu wody żelazem świadczy porównanie krzywych występowania żelaza ogólnego w wodzie z ZOW oraz z zaworów czerpalnych, przedstawione na wykresie 5.1.2.



WYKRES 5.1.2. Krzywe częstotliwości występowania żelaza ogólnego
w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych

Ilość związków żelaza wypłukiwana z osadów była na tyle duża, iż stwierdzono wzrost ich zawartości również w wodzie, która w końcowym odcinku (przyłącze i instalacja

wewnętrzna) kontaktowała się z materiałami syntetycznymi (PE-HD i PVC) - punkt K-VII. Prawdopodobnie, w warunkach zwiększonego poboru wody, następował transport produktów korozji żeliwa z sieci rozdzielczej lub magistralnej. Taki mechanizm zanieczyszczenia wody metalami stwierdzili również Kwapiński i inni [67], w badaniach prowadzonych na Górnym Śląsku.

W zdecydowanej większości próbek wody z zaworów czerpalnych ilościowo dominowało żelazo (III) - wykres 4.1.9. i załączniki 2 i 4. Prawdopodobnymi przyczynami obecności znacznie mniejszych zawartości żelaza (II) w próbkach wody było uwalnianie do nich związków Fe(II) np., FeSO_4 , FeS , i chemiczna lub mikrobiologiczna redukcja Fe(III) do Fe(II) [89,115], zachodząca w warunkach redukcyjnych, które mogą panować w osadach zdeponowanych w przewodach wodociągowych [89].

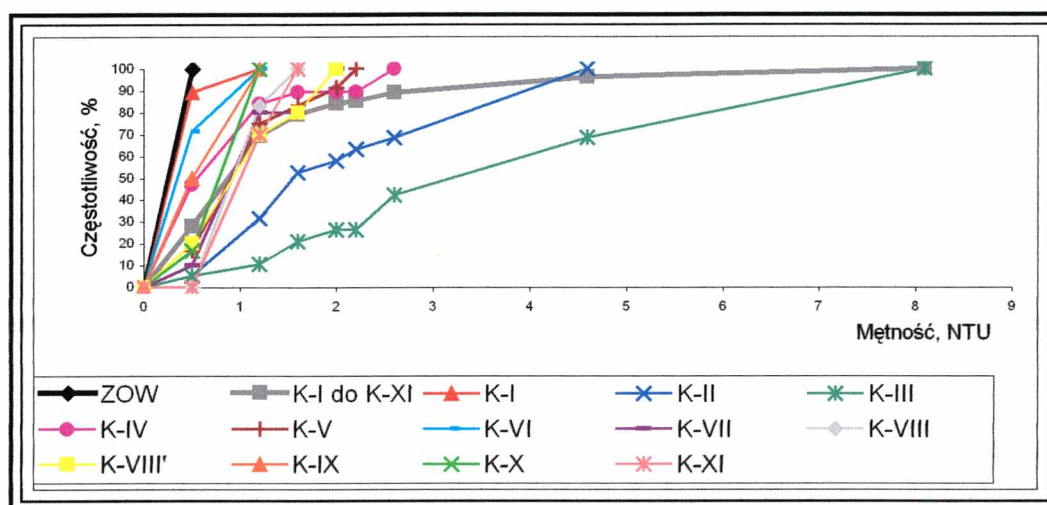
Wzrost stężenia żelaza ogólnego, a w szczególności jego nierozpuszczonych związków, był przyczyną wzrostu mętności próbek wody z zaworów czerpalnych. Stwierdzono korelację liniową pomiędzy mętnością i stężeniem żelaza ogólnego, opisaną równaniem $M=7,3644 \text{ Fe}_{\text{og}} + 0,0991$ ($R=0,68$, $n=157$, $p>99,99\%$) oraz korelację liniową pomiędzy mętnością i żelazem nierozpuszczonym: $M=8,9306 \cdot \text{Fe}_{\text{roz}} + 0,418$ ($R=0,67$, $n=122$, $p>99,99\%$).

Skutkiem uwalniania z osadów zawiesin i koloidów był duży wzrost mętności wody (wyk. 5.1.3.), szczególnie w próbkach z punktów K-II i K-III, charakteryzujących się największym rozbiorem wody. Mętność wody z zaworów czerpalnych była nawet do 50 razy większa od stwierdzonej w wodzie z ZOW i nawet w wodzie z punktu K-I stwierdzono jej ponadnormatywną wartość.

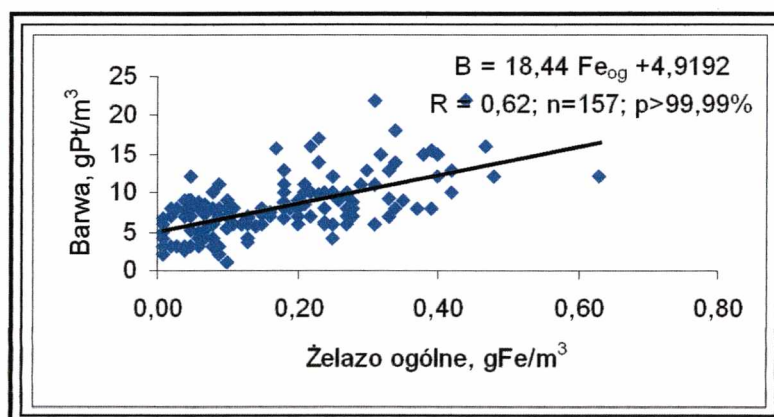
W większości próbek wody (80,9%) stwierdzono zwiększenie intensywności barwy (wyk. 4.1.4. i 4.1.25.), czego przyczyną był wzrost zawartości związków żelaza (wyk. 5.1.4.), a w szczególności związków Fe(III), o czym świadczy równanie $B=24,638 \cdot \text{Fe(III)} + 4,8951$ ($R=0,67$, $n=81$, $p>99,99\%$). Intensywność barwy tylko 12,7% próbek wody była taka sama jak wody z ZOW. Mogło to być spowodowane wypłukaniem barwnych zanieczyszczeń z przewodu wodociągowego przed poborem próbek wody do badań, w wyniku zwiększonego rozbioru wody w godzinach rannych. Tę hipotezę potwierdza niska mętność tych próbek wody oraz zależność między wzrostem mętności i intensywności barwy ($\Delta B=1,7389 \cdot \Delta M + 2,5169$; $R=0,54$, $n=157$, $p>99,99\%$)¹⁰. Trudne jest natomiast

¹⁰ Zmiany wartości parametrów określono odpowiednio w gPt/m^3 i NTU

wyjaśnienie zmniejszenia barwy (maksymalnie o 2gPt/m^3) 6,4% próbek wody, które mogło być spowodowane błędem analizy.



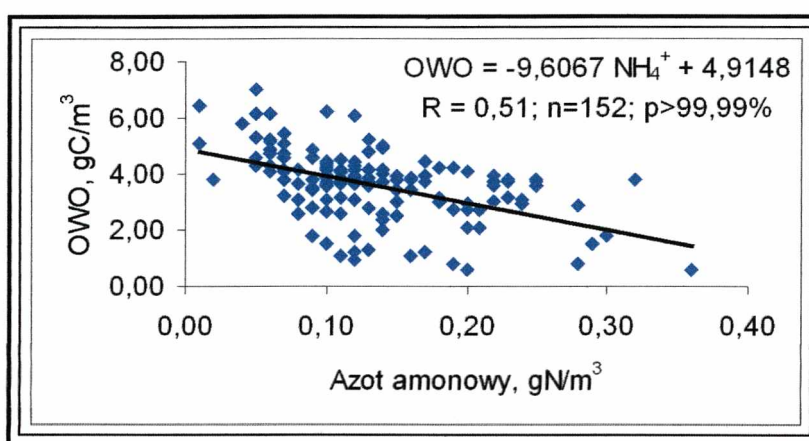
WYKRES 5.1.3. Krzywe częstotliwości występowania mętności
w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych



WYKRES 5.1.4. Korelacja liniowa pomiędzy stężeniem żelaza a intensywnością barwy

Na uwagę zasługuje fakt, iż wzrost intensywności barwy był proporcjonalny do ubytku chloru wolnego (załączniki 1, 2 i 4). Prawdopodobnie chlor między innymi był używany w reakcjach utleniania Fe(II) do Fe(III) , a więc powstawania np. barwnych związków żelaza [99]. Duża zmienność stężenia OWO i brak jednoznacznego kierunku zmian tego parametru (wyk. 4.1.10. i 4.1.28.) wskazuje, że były one wypadkową uwalniania do wody organicznych komponentów osadów [89], zużycia substancji organicznych przez mikroorganizmy [93,115] i chemicznej mineralizacji tych substancji [59,113].

Nie bez znaczenia było również bardzo małe stężenie pozostałego dezynfektanta (lub jego brak w większości próbek wody), umożliwiające rozwój mikroorganizmów w systemie dystrybucji. W takich warunkach, produkty przemiany materii mikroorganizmów oraz obumarła materia organiczna mogą być źródłem wtórnego zanieczyszczenia wody związkami organicznymi [34,89]. Poziom zanieczyszczenia organicznego był odwrotnie proporcjonalny do stężenia azotu amonowego (wyk. 5.1.5.) i nie zależał od parametrów charakteryzujących punkt poboru wody.



WYKRES 5.1.5. Korelacja liniowa stężenia OWO i azotu amonowego

Jak wynika z informacji literaturowych [93,115], stwierdzony wzrost stężenia NH_4^+ mógł być sumą azotu amonowego powstającego w wyniku deaminacji aminokwasów będących komponentami białek (pochodzących z rozkładu obumarłych mikroorganizmów i pozakomórkowych polimerów), obecnego wśród produktów przemian metabolicznych drobnoustrojów oraz NH_4^+ zaadsorbowanego na powierzchni cząstek stałych osadów wypłukiwanych do wody [115]. Analiza wyników badań nie pozwala na jednoznaczne stwierdzenie, iż przyczyną wzrostu stężenia NH_4^+ była redukcja NO_3^- , gdyż w wielu próbkach wody zmiany stężeń tych jonów nie wskazywały na przebieg tego procesu.

Stwierdzone w 65,6% próbek wody zwiększenie przewodności (tab. 5.1.4.) było małe i w większości próbek nie przekroczyło 10%, co oznacza, iż o wtórnym zanieczyszczeniu wody decydowały przede wszystkim koloidy i zawiesiny, czego miarą był wykazany duży wzrost mętności próbek wody. W systemie dystrybucji miał miejsce ubytek utleniaczy, tj. tlenu rozpuszczonego, chloru wolnego i dwutlenku chloru. W wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej stężenie chloru wolnego wynosiło około $6 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, a w próbkach wody z zaworów czerpalnych zmieniało się w zakresie $0,5\text{-}2,4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$. Podobnie zużycie

dezynfektantów (Cl_{2w} i ClO_2) stwierdzono już w wodzie z punktu K-I, (zlokalizowanego w najmniejszej odległości od ZOW) (wykresy 4.1.17 i 4.1.18) i zwiększało się ono wraz z odległością punktów poboru od ZOW (załączniki 1, 2 i 4). Zmniejszenie stężeń tlenu rozpuszczonego, chloru wolnego i dwutlenku chloru w systemie dystrybucji spowodowane było najprawdopodobniej ich zużyciem w procesach utleniania zanieczyszczeń zredukowanych, obecnych w wodzie oraz osadach zdeponowanych w przewodach wodociągowych [53,137], a w przypadku chloru wolnego - także chlorowaniem substancji organicznych obecnych w układzie [17,43,141]. Nie można również wykluczyć zużycia tych utleniaczy w depolaryzacji katody ogniwo korozyjnych [59,99], a w przypadku tlenu rozpuszczonego - dodatkowo zmniejszenia jego rozpuszczalności w wyższej temperaturze, jaką charakteryzowała się woda pobierana z zaworów czerpalnych. Dla pozostałych analizowanych parametrów jakości wody nie stwierdzono jednego kierunku zmian ich wartości, a obserwowane zmiany były niewielkie. W większości próbek wody, twardość ogólna i zasadowość ogólna nie różniły się więcej niż o 10% od wartości tych parametrów stwierdzonych w wodzie z ZOW. Zmiany Tw_{og} i Zas_{og} prawdopodobnie związane były z brakiem równowagi węglanowo-wapniowej wody.

Skutkiem korozji przewodów wodociągowych, z którymi kontaktowała się przepływająca woda był wzrost zanieczyszczenia wody nawet do poziomu ponadnormatywnego. Udział próbek wody (z zaworów czerpalnych) niespełniających wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do picia, ze względu na wartości poszczególnych parametrów jakości wody, przedstawiono w tabeli 5.1.5. Z poniższej tabeli wynika, że wśród uwalnianych zanieczyszczeń dominowały koloidalne i zawieszone związki żelaza.

TABELA 5.1.5. Udział próbek (%) wody z zaworów czerpalnych niespełniających wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do picia

Parametr	pH	B	M	Fe_{og}	Cl_{2w}	Pb
Udział próbek, %	1,3	4,4	40,7	35	87,9	11,1

W większości próbek wody (65,8%) pobranych z zaworów czerpalnych obecne były bakterie mezofilne i psychrofilne, a w pojedynczych próbkach również bakterie z grupy *coli*. 12,8% próbek wody nie spełniało mikrobiologicznych wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, głównie za względu na obecność dużej liczby bakterii mezo- i psychrofilnych. Na wzrost poziomu skażenia mikrobiologicznego wody w

systemie dystrybucji wpływało niskie stężenie dezynfektantów - 79,6 % próbek wody charakteryzowało się stężeniem chloru wolnego mniejszym od dopuszczalnego.

Główną przyczyną tych niekorzystnych zmian, biorąc pod uwagę rodzaj zanieczyszczeń decydujących o wtórnym zanieczyszczeniu wody w systemie dystrybucji, była korozja przewodów wodociągowych, której produkty były wypłukiwane do przepływającej wody z różną intensywnością, zależną głównie od wielkości rozbioru wody, co wykazano w punkcie 5.2.

5.1.2. Woda z hydrantów

Woda pobierana z hydrantów charakteryzowała się większym poziomem zanieczyszczenia, niż woda z zaworów czerpalnych. Świadczą o tym zakresy i średnie wartości parametrów jakości wody z hydrantów (tab. 5.1.6. i 4.3.1.) i ich porównanie z wartościami stwierdzonymi w wodzie z zaworów czerpalnych (tab. 5.1.1.).

TABELA 5.1.6. Zakres i średnie wartości wskaźników wody z hydrantów

Parametr	Jednostka	Punkt poboru				
			0	H-I	H-II	H-III
pH		Zakres	7,5-8,5	5,8-7,7	4,9-7,8	5,6-7,7
B	gPt/m ³	Zakres	2 - 9	5 - 15	6 - 23	5 - 14
		Średnia	4,0	9,0	14,0	9,0
M	NTU	Zakres	0,1-0,5	0,5-3,6	3,1-52,6	0,3-7,5
		Średnia	0,3	1,4	15,4	2,6
OWO	gC/m ³	Zakres	1,96-4,15	3,26-6,37	5,1-11,05	3,75-7,8
		Średnia	3,74	4,97	8,38	5,63
NH ₄ ⁺	gN/m ³	Zakres	0,04-0,36	0,07-0,3	0,12-0,74	0,08-0,79
		Średnia	0,11	0,16	0,34	0,26
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	Zakres	0,04-1,63	0-0,08	0-0,03	0-0,03
		Średnia	1,00	0,02	0,01	0,01
Fe _{og}	gFe/m ³	Zakres	0,00-0,02	0,10-0,60	0,09-3,29	0,06-0,47
		Średnia	0,01	0,21	0,85	0,20
Fe _{nroz}	gFe/m ³	Zakres		0,00-0,45	0,06-3,19	0,00-0,34
		Średnia		0,08	0,64	0,10

Stopień zanieczyszczenia wody z hydrantów zwiększał się wraz z zawartością żelaza nierozpuszczonego (wyk. 4.3.5.), a więc z ilością wypłukiwanych do wody koloidalnych i

zawieszonych produktów korozji żeliwa, zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach hydrantów. Najwyższym poziomem zanieczyszczenia charakteryzowały się próbki wody pobrane z punktu H-II, mimo że przewód rozdzielczy doprowadzający wodę do tego hydrantu był czyszczony mechanicznie w 1995 r.

Przyczyną złej jakości wody z punktu H-II była prawdopodobnie jego lokalizacja na końcówce sieci [65]. Wydłużony czas kontaktu wody z osadami zdeponowanymi w końcówkach sieci wodociągowej stwarza warunki do ustalenia się równowag chemicznych, czego skutkiem jest wzrost stężenia zanieczyszczeń w wodzie. W przypadku próbek wody pobieranych z hydrantów, nie bez wpływu na jej jakość były zanieczyszczenia zdeponowane w samym hydrancie, co zostanie wykazane w punkcie 5.5. Woda z hydrantów charakteryzowała się agresywnością korozyjną, ze względu na wartości indeksów Ryznara i Langeliera, pomimo że wartości tych indeksów (tab. 4.3.2. i wyk. 4.3.11.) są obarczone błędem związanym z możliwością natlenienia wody podczas jej poboru, a tym samym wzrostem wartości pH. Stopień korozyjności próbek wody pobranych z hydrantów był większy niż wody z zaworów czerpalnych. Skutkiem tego była większa intensywność niszczenia powłok antykorozyjnych oraz metali, a w efekcie większy poziom wtórnego zanieczyszczenia wody z hydrantów. Jednocześnie we wszystkich próbkach wody (załącznik 8) stwierdzono bardzo niskie stężenie chloru wolnego, sprzyjające rozwojowi mikroorganizmów, a tym samym intensyfikacji korozji metali (biokorozja). Nie wszystkie badane parametry jakości wody wykazywały taki sam kierunek zmian ich wartości (tab. 5.1.7.), a tendencje zmian były podobne do stwierdzonych dla wody z zaworów czerpalnych (tab. 5.1.4.). We wszystkich próbkach stwierdzono wzrost mętności, stężenia żelaza ogólnego oraz zmniejszenie zawartości chloru wolnego.

TABELA 5.1.7. Zmiany wskaźników jakości wody z hydrantów

Wskaźnik	pH	Przew.	B	M	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Fe _{og}	Cl _{2w}
Jednostka		mS/cm	gPt/m ³	NTU	val/m ³	gCaCO ₃ /m ³	gC/m ³	gN/m ³	gFe/m ³	gCl ₂ /m ³
Wzrost, %	10,3	56,4	97,4	100,0	25,7	41,0	97,4	82,0	100,0	0,0
Brak zmian, %	10,3	2,6	2,6	0,0	17,9	2,6	0,0	2,6	0,0	0,0
Zmniejszenie, %	79,5	41,0	0,0	0,0	56,4	56,4	2,6	15,4	0,0	100,0

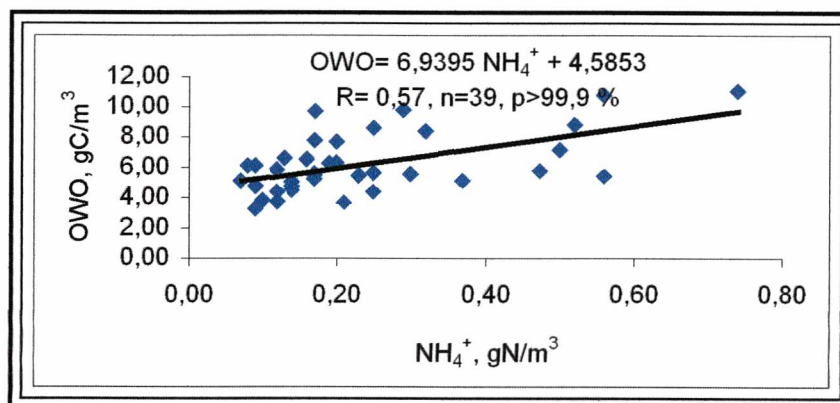
Maksymalne mętność i stężenie żelaza ogólnego były odpowiednio 263 i 329 razy większe niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Wyznaczone korelacje liniowe,

przedstawione w tabeli 5.1.7. świadczą, o istotnym wpływie stężenia żelaza ogólnego, a głównie jego frakcji nierozpuszczonych, na mętność wody.

Intensywność barwy 97,4% próbek wody była od 1,2 do 11,4 razy większa od stwierdzonej w wodzie z ZOW, a tylko w jednej próbce taka sama. Wzrost intensywności barwy był spowodowany wypłukiwaniem do wody związków żelaza, a głównie jego rozpuszczonych frakcji (tab. 5.1.8.). Stwierdzone równocześnie korelacje liniowe między barwą a stężeniem OWO (tab. 5.1.8.) oraz żelazem wskazują, że w wodzie obecne były barwne kompleksy żelaza z substancjami organicznymi. Wyznaczone korelacje liniowe (tab. 5.1.8.) generalnie wykazywały taki sam charakter zależności pomiędzy parametrami jakości wody z hydrantów i zaworów czerpalnych. Wyjątek stanowiła zależność pomiędzy stężeniem OWO i azotu amonowego (wyk. 5.1.7.) – w przypadku wody z hydrantów jest to zależność wprost proporcjonalna, natomiast dla wody z zaworów czerpalnych odwrotnie proporcjonalna (wyk. 5.1.5.). Powyższe sugeruje, iż prawdopodobnie w warunkach panujących w hydrantach z większą wydajnością przebiegała deaminacja aminokwasów.

TABELA 5.1.8. Korelacje liniowe pomiędzy wskaźnikami jakości wody

Lp	Równanie korelacji	R	Prawdopodobieństwo, %	n
1	$B=28,186 \cdot Fe_{roz}+6,2834$	0,58	>99,9	39
2	$B=4,0256 \cdot Fe_{og}+8,7599$	0,5	$99,0 < p < 99,9$	39
3	$B=1,3377 \cdot OWO+2,3122$	0,56	>99,9	39
4	$M=16,734 \cdot Fe_{nroz}+1,8793$	0,80	>99,9	39
5	$M=16,045 \cdot Fe_{og}-0,8293$	0,86	>99,9	39



WYKRES 5.1.6. Korelacja liniowa pomiędzy stężeniem OWO i NH_4^+

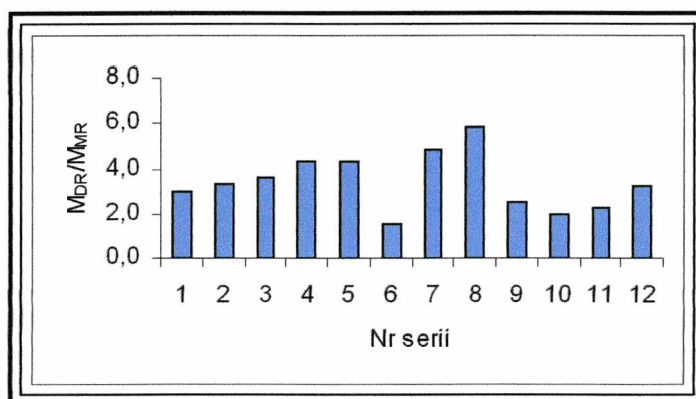
O wtórnym zanieczyszczeniu wody z hydrantów współdecydowała korozja przewodów rozdzielczych oraz intensywna korozja samych hydrantów, wywołana obecnością tlenu i dużą wilgotnością. Równocześnie mały wzrost stężenia substancji rozpuszczonych i duży wzrost poziomu zanieczyszczenia wody wskazuje na istotny ilościowy udział zawiesin i koloidów wśród zanieczyszczeń uwalnianych do wody.

5.2. Wpływ rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego

Wpływ rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego określono porównując wyniki analiz próbek wody z dwóch punktów: K-III charakteryzującego się dużym rozbiorem wody ($2570 \text{ m}^3/\text{m-c}$), i K-V, z którego rozbiór wody był ponad 20 razy mniejszy i równy $120 \text{ m}^3/\text{m-c}$. Punkty te dalej oznaczono jako DR i MR. Punkt DR zlokalizowany jest o 4 km bliżej zakładu oczyszczania wody niż punkt MR, a woda pobierana z miejsca o dużym jej rozbiorze kontaktowała się z przyłączem wykonanym z PE-HD, co nie miało miejsca w przypadku wody z punktu MR (tab. 2.3.1).

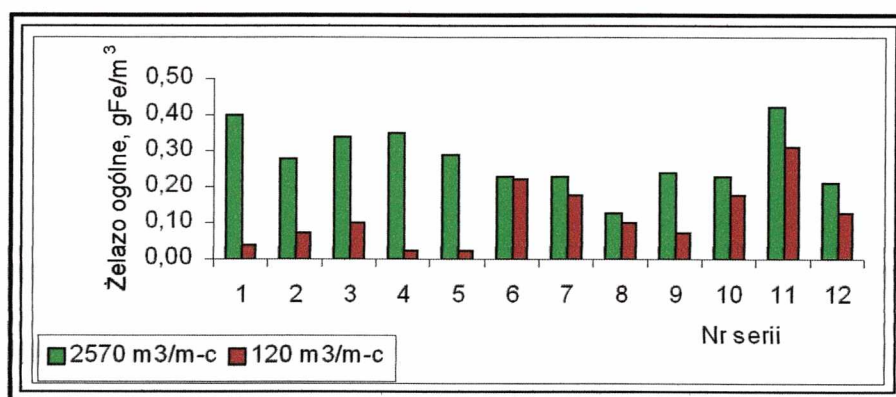
Duży rozbiór wody był przyczyną pogorszenia jej jakości, głównie w odniesieniu do barwy, mętności i stężenia żelaza ogólnego. Nie stwierdzono istotnych różnic w wartości pH próbek wody z tych punktów, a maksymalna wyniosła 0,3 (seria 4). Podobnie małe były różnice pH i zasadowości M (załącznik 1 i 2), stąd nie stwierdzono istotnej zmiany korozyjnego charakteru wody z tych punktów.

Duży rozbiór wody sprzyjał uwalnianiu do niej zanieczyszczeń zdeponowanych na wewnętrznej powierzchni rurociągów, co znalazło odzwierciedlenie w różnej mętności wody z analizowanych punktów. Mętność wody z punktu DR była od 2 do 5,8 razy większa niż wody z punktu MR (wyk. 5.2.1.), a udział próbek o $M > 1 \text{ NTU}$ z tych punktów odpowiednio wynosił 100 i 25% (załączniki 1 i 2). Średnia mętność wody z punktu DR wyniosła 3,1 NTU i była 3,1 razy większa niż dla wody z punktu MR.



WYKRES 5.2.1. Ilorazy mętności wody z punktów o dużym i małym jej rozbiorze

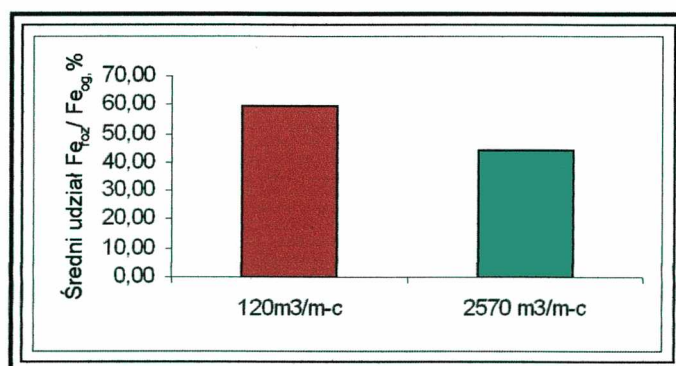
We wszystkich próbkach wody z punktu DR stwierdzono także większą intensywność barwy niż w wodzie z punktu MR, a maksymalnie była ona 4 razy większa (wyk. 4.1.4.). Średnia intensywność barwy z punktu DR, równa 11 gPt/m^3 , była 1,58 razy większa niż wody z punktu MR. W każdym z omawianych punktów jedna próbka wody charakteryzowała się ponadnormatywną intensywnością barwy. Ze zmianami intensywności barwy generalnie korelowały zmiany zawartości żelaza ogólnego i jego rozpuszczonych form. Duży rozbiór wody sprzyjał uwalnianiu do wody znacznych ilości żelaza, którego stężenie w 91,7% próbek miało wartość ponadnormatywną (wyk 5.2.2.).



WYKRES 5.2.2. Stężenie żelaza ogólnego w wodzie z punktów DR i MR

Natomiast w wodzie z punktu MR stężenie żelaza ogólnego przekroczyło $0,2 \text{ gFe/m}^3$ tylko w dwóch próbkach. Średnie stężenie Fe_{og} w wodzie z punktu MR było 2,33 razy mniejsze niż z punktu DR, a maksymalna krotność zawartości żelaza ogólnego (DR/MR) wyniosła 17,5 (seria 4). Mniejszy średni udział rozpuszczonych form żelaza w żelazie ogólnym (wyk. 5.2.3) w wodzie z punktu DR potwierdza wypłukiwanie do wody, w

warunkach zwiększonego rozbioru, głównie trudnorozpuszczalnych i koloidalnych związków żelaza.



WYKRES 5.2.3. Średni udział Fe_{roz} w Fe_{og} , %

Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu rozbioru wody na zawartość azotu amonowego i OWO. Średnie stężenia NH_4^+ w wodzie z obydwu punktów były porównywalne i wyniosły $0,15 \text{ gN/m}^3$ – MR i $0,16 \text{ gN/m}^3$ – DR, natomiast średnie stężenie OWO w wodzie z punktu DR ($3,44 \text{ gC/m}^3$) było 1,22 razy większe niż z punktu MR. Woda z punktu DR generalnie charakteryzowała się mniejszą zawartością chloru wolnego niż z punktu MR, a jego średnie stężenie w wodzie z punktu DR ($0,02 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$) było 2,5 razy mniejsze niż z punktu MR.

Przedstawione porównanie wartości badanych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody wskazuje, iż w warunkach większego rozbioru woda charakteryzowała się większą zawartością zawiesin i koloidów, głównie produktów korozji, powodujących wzrost mętności i intensywności barwy oraz stężenia żelaza ogólnego - nawet do wartości ponadnormatywnych. Mimo iż punkt DR jest zlokalizowany bliżej ZOW, a przepływająca woda kontaktuje się z syntetycznym elementem systemu dystrybucji, poziom zanieczyszczenia wody z tego punktu był większy. Wśród przyczyn większego poziomu zanieczyszczenia wody z punktu DR nie można wykluczyć ewentualnego wpływu dłuższego czasu eksploatacji żeliwnego rurociągu rozdzielczego (tab. 2.3.1.). Analiza wyników badań wykazała, iż rozbiór wody w istotnym stopniu współdecydował o stopniu jej wtórnego zanieczyszczenia.

5.3. Wpływ nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego

Skład wody pobieranej w ciągu dnia o różnych godzinach wykazywał dużą zmienność, czego potwierdzeniem są zakresy wartości wybranych parametrów jakości wody (tab. 5.3.1.).

TABELA 5.3.1. Zakresy wartości wybranych wskaźników jakości wody

Parametr	Jednostka	Zakres
pH		7,2-7,8
B	gPt/m ³	6-10
M	NTU	0,8-1,6
OWO	gC/m ³	2,99-5,10
NH ₄	gN/m ³	0,06-0,25
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,00-0,08
Fe _{og}	gFe/m ³	0,09-0,42
Fe _{nroz}	gFe/m ³	0,05-0,38

Generalnie wraz ze wzrostem rozbioru wody (załącznik 6) zwiększał się poziom jej zanieczyszczenia (wyk. 4.1.36 i 4.1.37.). Wyjątkiem były próbki wody pobierane o godzinie 7⁰⁰, których skład był uwarunkowany wpływem nocnej stagnacji wody w instalacji wewnętrznej. W wyniku zwiększonego rozbioru wody, a tym samym prędkości jej przepływu, uwalniane były głównie nierozpuszczone produkty korozji żeliwnych przewodów wodociągowych powodujące zwiększenie mętności, intensywności barwy i stężenia żelaza ogólnego. Udział nierozpuszczonych związków żelaza w zawartości żelaza ogólnego w próbkach wody pobranych w godzinach maksymalnego rozbioru zmieniał się w zakresie 82,1 do 92,3% i był większy niż w pozostałych próbkach wody (58,3 do 87,5%). Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu nierównomierności rozbioru wody na zmiany stężenia OWO i NH₄⁺ (wyk. 4.1.38 i załącznik 6). Stwierdzona zmienność parametrów jakości wody przy jej różnym rozborze potwierdza znaczenie prędkości przepływu wody jako istotnego parametru współdecydującego o poziomie wtórnego zanieczyszczenia.

5.4. Wpływ stagnacji wody na zmiany jej jakości

W tej części badań dokonano oceny wpływu stagnacji wody w instalacji wewnętrznej (nocna stagnacja) i przewodach rozdzielczych (przerwa w dostawie wody) na jej skład. Wielkość i charakter zmian jakości wody oceniono porównując skład wody stagnującej do niestagnującej.

5.4.1. Zmiana składu wody podczas nocnej stagnacji

Analizy składu wody pobieranej po nocnej stagnacji wykazały znaczny wzrost poziomu nieorganicznego i organicznego zanieczyszczenia w stosunku do stwierdzonego w niestagnującej wodzie. Miara tych niekorzystnych zmian jakości wody był mniejszy udział próbek wody stagnującej spełniających wymagania stawiane wodzie do picia (tab. 5.4.1.).

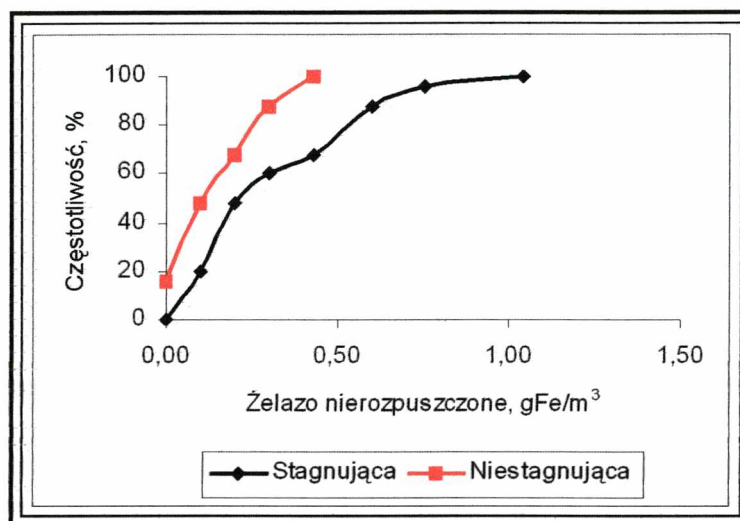
Próbki stagnującej wody generalnie charakteryzowały się większą korozyjnością (tab. 4.1.4., 4.1.5., 4.2.2. i 4.2.3.), a więc stagnacja wody intensyfikowała tę jej cechę. Podobną prawidłowość stwierdzili również Bielawa i Michałkiewicz [8].

TABELA 5.4.1. Porównanie udziału (%) próbek stagnującej i niestagnującej wody spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi

Parametr	Udział próbek, %	
	Woda stagnująca	Woda niestagnująca
pH	100	100
B	77,5	95
M	30	45
Fe _{og}	37,5	57,5
NH ₄ ⁺	100	100
Cl _{2w}	7,5	12,5

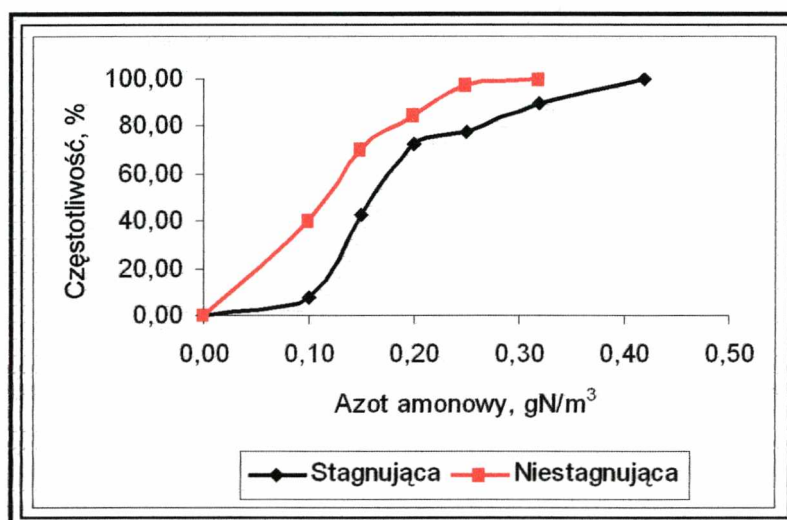
Skutkiem stagnacji wody był wzrost zawartości żelaza ogólnego, a w szczególności jego nierozpuszczonych związków, mętności i intensywności barwy (tab. 4.2.1.). Stężenie żelaza ogólnego w stagnującej wodzie było od 1,17 do 20,0 razy większe niż w wodzie niestagnującej. Największą krotność wzrostu parametrów jakości wody stwierdzono dla próbek pobranych z punktu K-I, z którego niestagnująca woda charakteryzowała się najmniejszym poziomem zanieczyszczenia (wyk. 4.2.3.). W wodzie po nocnej stagnacji

dominowały nierozpuszczone związki żelaza, których średni udział w żelazie ogólnym wyniósł 85,6% i był prawie dwa razy większy od stwierdzonego w wodzie niestagnującej. Porównanie częstotliwości występowania żelaza nierozpuszczonego dla wody pobranej po i bez stagnacji przedstawia wykres 5.4.1.



WYKRES 5.4.1. Porównanie częstotliwości występowania żelaza nierozpuszczonego w wodzie bez stagnacji i po niej

W wodzie po nocnej stagnacji większe było stężenie żelaza(II), co prawdopodobnie spowodowane było biologiczną redukcją Fe(III) do Fe(II), na co wskazują doniesienia literaturowe [89,105]. Proces ten mógł przebiegać w warunkach beztlenowych w osadach, z udziałem bakterii żelazowych, wykorzystujących Fe(III) do przemian metabolicznych [107]. Rozwój mikroorganizmów był możliwy, gdyż w wodzie (poza próbkami z punktu K-I) stężenie chloru wolnego było zbyt małe, aby zapobiec ich wtórnemu rozwojowi. Równocześnie duży udział nierozpuszczonych związków żelaza i duża mętność wody po stagnacji wskazują, iż była ona zanieczyszczona zawieszonymi i koloidalnymi produktami korozji przewodów wodociągowych. Stagnacja wody w instalacjach wewnętrznych sprzyjała uwalnianiu do niej również związków organicznych i azotu amonowego, których źródłem były najprawdopodobniej produkty przemian materii mikroorganizmów zasiedlających biofilmy, obumarłe mikroorganizmy i produkty ich rozkładu [59,93,115]. Wzrost stężenia azotu amonowego w wodzie po stagnacji (wyk. 5.4.2.) to prawdopodobnie efekt wydłużonego czasu kontaktu wody z osadami, umożliwiającą większą wydajność deaminacji aminokwasów, niż ma to miejsce w warunkach przepływu wody [115].



WYKRES 5.4.2. Porównanie częstotliwości występowania azotu amonowego w wodzie bez stagnacji i po niej

Wydłużony czas kontaktu wody z osadami zdeponowanymi na wewnętrznej powierzchni rurociągów stwarzał warunki do uwalniania komponentów osadów i kwasowej hydrolizy ich komponentów oraz produktów przemian zachodzących z udziałem mikroorganizmów, a zmiana warunków hydraulicznych w czasie poboru próbek wody umożliwiła wypłukanie zanieczyszczeń do wody.

Takie same prawidłowości stwierdzono dla próbek wody pobieranych o godz. 7⁰⁰ (po nocnej stagnacji) w serii badań wpływu nierównomierności rozbioru wody na zmiany jej składu. Jakość tych próbek wody była gorsza, niż wynikałoby to z rozbioru wody stwierdzonego w okresie poprzedzającym ich pobór (wyk. 4.1.36., 4.1.37., 4.1.38.).

5.4.2. Zmiana składu wody podczas jej stagnacji w przewodach rozdzielczych

Przerwa w dostawie wody, a tym samym jej stagnacja w przewodach rozdzielczych, była przyczyną wzrostu poziomu zanieczyszczenia wody pobieranej po włączeniu zasilania (tab. 5.4.2.)

Nie stwierdzono jednego kierunku zmian wartości pH, co mogło być spowodowane ewentualnym błędem pomiaru tego parametru. Zmiany pH były najczęściej małe i tylko w trzech próbkach wody przekroczyły 0,1, a maksymalny wzrost równy 0,38 stwierdzono dla wody z punktu 12 (wyk. 4.4.1.).

TABELA 5.4.2. Zmiany wybranych wskaźników jakości wody w wyniku stagnacji w przewodach rozdzielczych

Parametr	Jednostka	Udział próbek, %	
		Wzrost	Zmniejszenie
pH		46,1	53,9
B	gPt/m ³	84,6	15,4
M	NTU	76,9	23,1
Fe _{og}	gFe/m ³	84,6	15,4
OWO	gC/m ³	76,9	23,1
NH ₄ ⁺	gN/m ³	76,9	23,1
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,0	100,0

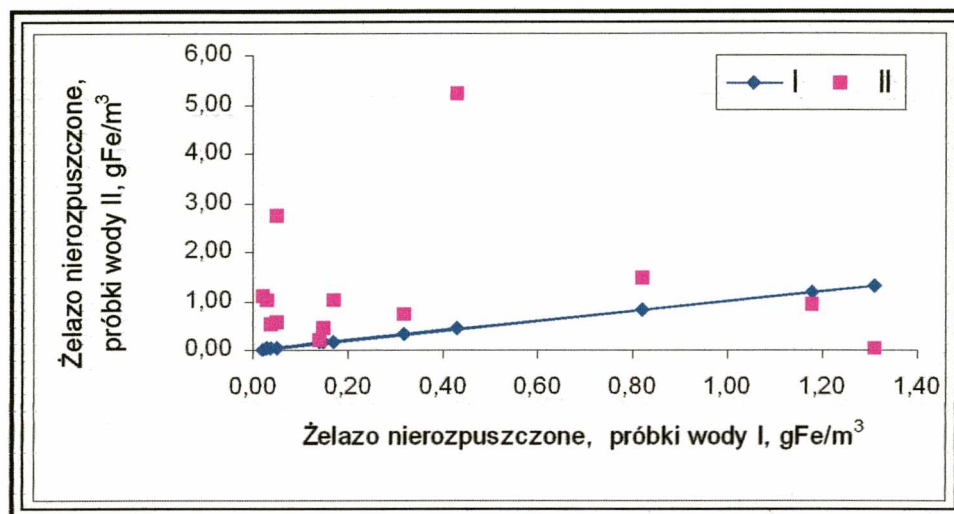
Agresywność korozyjna wody wodociągowej (tab. 4.4.3. i 4.4.5.) sprzyjała uwalnianiu zanieczyszczeń zdeponowanych na wewnętrznej powierzchni rurociągów (fot. 5.3.).



FOTOGRAFIA 5.3. Osady zdeponowane na wewnętrznej powierzchni przewodu rozdzielczego (punkt 5)

Przebieg procesów zachodzących w przewodach rozdzielczych podczas stagnacji wody jest taki sam, jak omówiony dla stagnacji wody w instalacjach wewnętrznych. W konsekwencji, po przerwie w dostawie wody stwierdzono wzrost stężenia żelaza ogólnego, mętności i intensywności barwy nawet do wartości ponadnormatywnych (tab. 4.4.2.). Największe zmiany wartości parametrów jakości wody dotyczyły żelaza ogólnego (wyk.

4.4.4.), a do wody uwalniane były głównie jego nierozpuszczone związki (wyk. 5.4.3.), których stężenie wzrosło nawet o $4,81 \text{ gFe/m}^3$ w porównaniu ze stwierdzonym przed przerwą w dostawie wody.



WYKRES 5.4.3. Porównanie zawartości żelaza nierozpuszczonego w wodzie przed przerwą (I) i po przerwie (II) w jej dostawie

W efekcie wzrostu zawartości żelaza ogólnego stwierdzono zwiększenie mętności wody nawet o 174 NTU i maksymalnie 7,2-krotny wzrost intensywności barwy. W wodzie z punktu 1, pobranej po przerwie w jej dostawie, a kontaktującej się z azbesto-cementem (tab. 2.3.2.), stwierdzono duży wzrost stężenia magnezu (załącznik 9), którego źródłem był krzemian magnezu - komponent azbesto-cementu.

Zmiany wartości badanych wskaźników jakości wody nie zależały od średnicy i czasu eksploatacji przewodu wodociągowego oraz lokalizacji punktu poboru wody. Stwierdzona poprawa jakości wody (punkty 10-11) była spowodowana wymianą (poza fragmentem przewodu wodociągowego) hydrantów, a tym samym usunięciem zdeponowanych w nich osadów (fot. 5.4.), stanowiących poważne źródło zanieczyszczeń.

O składzie wody z punktów (10-13) współdecydował również czas przerwy w dostawie wody. Dłuższy czas stagnacji, 4,0 i 6,0 h (próbki 12 i 13), był przyczyną uwalniania do wody większych ilości zanieczyszczeń (wyk. 4.4.2. i 4.4.4.), dlatego w próbkach wody z tych punktów, mimo wymiany hydrantów, nie stwierdzono poprawy jakości wody w odniesieniu do barwy i stężenia żelaza ogólnego, którą stwierdzono dla próbek wody z punktów 10 i 11, dla których czas przerwy w dostawie wody był krótszy i wyniósł 2 i 2,5 h (tab. 2.3.2.).



Fotografia 5.4. Wymieniony hydrant (punkt 12)

Stagnacja wody w instalacjach wewnętrznych i przewodach rozdzielczych współdecydowała o poziomie wtórnego jej zanieczyszczenia w systemie dystrybucji. Podczas stagnacji wody (instalacje wewnętrzne i przewody rozdzielcze) uwalniane do niej były głównie nierozpuszczone związki żelaza, których średni udział w żelazie ogólnym wyniósł odpowiednio 85,6% i 81,8%.

Stwierdzone zmiany jakości wody były większe w wyniku stagnacji wody w przewodach rozdzielczych (tab. 5.4.3.), charakteryzujących się bardzo złym stanem technicznym.

TABELA 5.4.3. Zakresy krotności wartości wskaźników wody stagnującej w instalacjach wewnętrznych i przewodach rozdzielczych

Parametr	Zakresy krotności	
	Instalacja wew.	Przewód rozdzielczy
B	1,1-2,7	1,1-7,2
M	1,1-5,0	1,4-51,1
Fe _{og}	0,9-20,0	1,2-14,5
Fe _{nroz}	1,0-14,0	1,5-56,0
NH ₄ ⁺	0,79-2,43	1,10-5,00
OWO	0,98-4,00	1,10-22,90

O dużym poziomie zanieczyszczenia wody po przerwie w jej dostawie mogły również współdecydować zanieczyszczenia, wypłukane z powierzchni rurociągów magistralnych [B38], których transport był możliwy w wyniku wzrostu prędkości przepływu wody

(podczas włączenia przewodów rozdzielczych do eksploatacji), a także uwalnianie zanieczyszczeń zgromadzonych w hydrantach.

5.5. Wpływ osadów zgromadzonych w hydrantach na skład wody

Porównanie poziomu zanieczyszczenia próbek wody pobranych z hydrantów niewyplukanych i wyplukanych wykazało iż osady zdeponowane w hydrantach (fot. 5.5.) stanowiły znaczące źródło zanieczyszczeń, głównie produktów korozji, wypłukiwanych do wody.

Świadczy o tym bardzo duży wzrost mętności wody i stężenia żelaza ogólnego (wyk. 4.5.2.) w próbkach wody pobieranych z hydrantów niewyplukanych (tab. 5.5.1.).

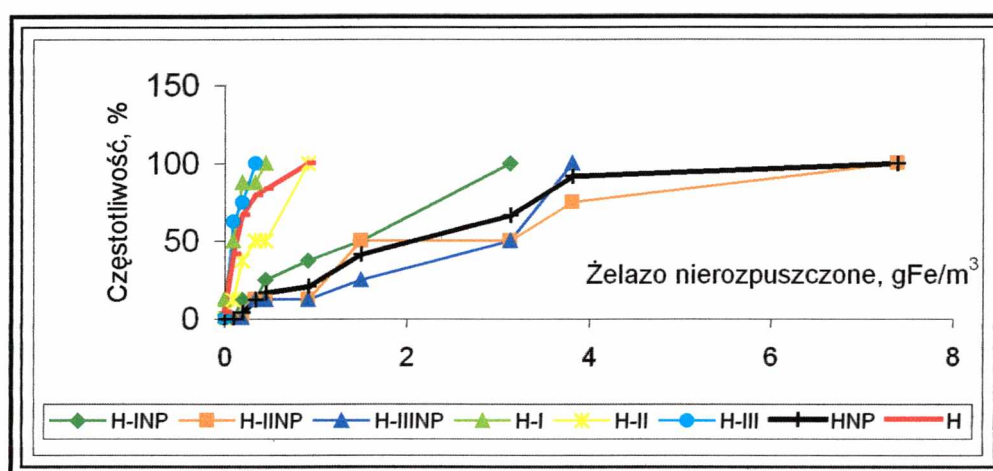


FOTOGRAFIA 5.5. Wymieniony hydrant z punktu 13

Wśród uwalnianych związków żelaza dominowały nierozpuszczone jego frakcje, a ich udział w zawartości żelaza ogólnego mieścił się w zakresie 54,17 – 98,01%. Średni udział nierozpuszczonego żelaza w wodzie z niewyplukanych hydrantów (87,55 %) był znacznie większy od stwierdzonego w wodzie z wyplukanych hydrantów – równego 57,09%. Częstotliwość występowania nierozpuszczonych związków żelaza przedstawiono na wykresie 5.5.1.

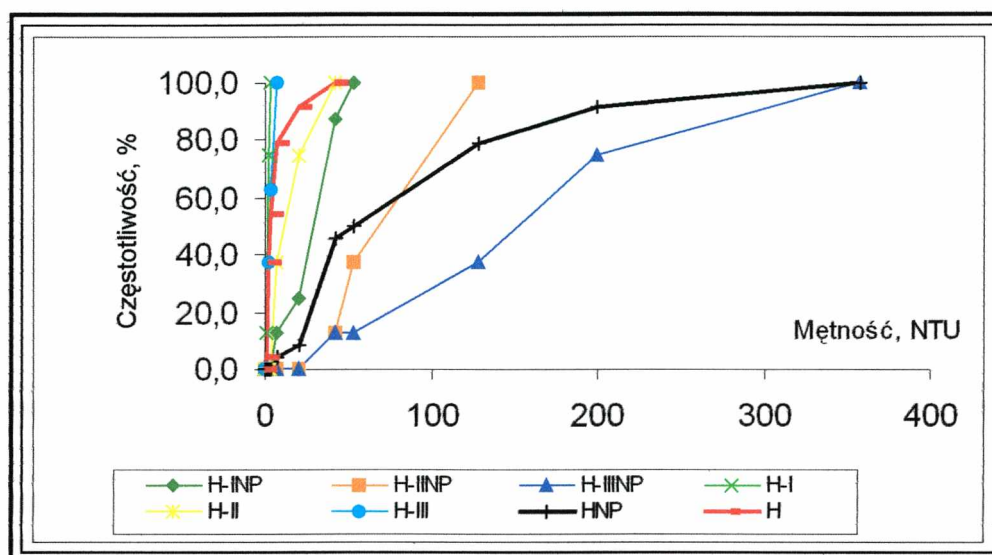
TABELA 5.5.1. Zakresy ilorazów wybranych wskaźników jakości próbek wody z niewyplukanych i wypłukanych hydrantów

Parametr	Zakresy krotności
B	0,9-2,5
M	1,3-106,7
Fe _{og}	1,6-40,0
Fe _{nroz}	2,0-46,1
OWO	0,97-1,24
NH ₄ ⁺	0,6-11,5



WYKRES 5.5.1. Częstotliwość występowania żelaza nierozpuszczonego

Wzrostowi stężenia żelaza nierozpuszczonego towarzyszyło zwiększenie mętności wody, której częstotliwość występowania przedstawiono na wykresie 5.5.2.



WYKRES 5.5.2. Częstotliwość występowania mętności wody
z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów

W wodzie z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów dominowało żelazo(III), którego zakresy stężeń wynosiły odpowiednio 0,06-1,25 i 0,17-6,97 gFe/m³. Konsekwencją wzrostu stężenia żelaza(III) było zwiększenie intensywności barwy stwierdzone w większości próbek wody pobranych z niewypłukanych hydrantów (wyk. 4.5.1.).

Zgromadzone w hydrantach osady stanowią depozyt substratów pokarmowych dla mikroorganizmów, a tym samym korzystne środowisko do ich rozwoju, co prawdopodobnie było przyczyną wzrostu stężenia OWO i azotu amonowego. Niewielki jednak, w porównaniu z innymi parametrami, wzrost stężenia substancji organicznych (wyk. 4.5.4.) i azotu amonowego (załącznik 10) świadczy o uwalnianiu do wody głównie produktów korozji żeliwnych hydrantów.

Porównanie jakości wody pobranej bez wypłukania hydrantów i po nim pozwala uznać zanieczyszczenia zdeponowane w hydrantach za główne źródło zanieczyszczenia wody z nich pobieranej.

5.6. Wpływ rodzaju materiału kontaktującego się z wodą na zmiany zawartości żelaza ołowiu i cynku

Jak wynika z analizy informacji literaturowych [28,29,48,49,67], rodzaj materiału, z którego wykonane są elementy systemu dystrybucji, i stopień jego zniszczenia współdecydują o rodzaju i ilości zanieczyszczeń uwalnianych do wody i transportowanych

do odbiorców. W analizowanym fragmencie systemu dystrybucji woda wodociągowa kontaktowała się z różnymi materiałami, z których wykonane były przewody magistralne, rozdzielcze, przyłącza i instalacje wewnętrzne. Jak wynika z tabeli 2.3.1., woda pobierana ze wszystkich punktów poboru kontaktowała się z żeliwnymi i/lub stalowymi rurociągami magistralnymi i rozdzielczymi. Większość przyłączy i instalacji wewnętrznych wykonana była z żeliwa ocynkowanego lub stali ocynkowanej. Skutkiem braku stabilności chemicznej wody - powodującej korozję żeliwa i stali - było stwierdzone zanieczyszczenie wody związkami żelaza, powodującymi wzrost mętności i intensywności barwy wielu próbek do poziomu ponadnormatywnego (tab. 4.1.2. i 4.1.7.). Istotny wpływ na wzrost zawartości związków żelaza miał rodzaj materiału, z którego wykonane były instalacje wewnętrzne. Świadczy o tym porównanie stężenia żelaza ogólnego w próbkach wody z punktów K-V i K-VI, do których dopływająca woda wodociągowa w instalacjach wewnętrznych kontaktowała się odpowiednio ze stalą ocynkowaną i PVC.

TABELA 5.6.1. Zawartość metali ciężkich w próbkach wody z zaworów czerpalnych

Punkt poboru	Data	Pb g Pb/m ³	Zn g Zn/m ³
K-V	8.03.02	0,008	0,35
K-V	18.03.02	0,007	0,45
K-II	6.09.02	0,000	0,310
K-III	6.09.02	0,007	0,001
K-IV	6.09.02	0,000	0,003
K-VI	6.09.02	0,000	0,000
K-II	18.10.02	0,000	0,400
K-III	6.09.02	0,000	0,003
K-IV	6.09.02	0,000	0,005
K-VI	6.09.02	0,000	0,004
K-IX	20.03.02	0,018	0,077
K-X	20.03.02	0,018	0,000
K-IX	10.04.02	0,023	0,025
K-X	10.04.02	0,018	0,000
K-IX	19.09.02	0,100	0,310
K-X	19.09.02	0,200	0,000
K-IX	5.02.03	0,022	0,000
K-X	5.02.03	0,000	0,000

Odwrotnie natomiast kształtował się poziom zanieczyszczenia organicznego. Przyczyną zanieczyszczenia wody z punktu K-VI związkami żelaza był prawdopodobnie transport tych zanieczyszczeń z wcześniejszych elementów systemu dystrybucji wykonanych ze stali ocynkowanej i żeliwa ocynkowanego. Średnie wartości stężenia żelaza ogólnego oraz średnia mętność wody z punktu K-VI (PVC) były dwukrotnie mniejsze niż w wodzie z punktu K-V (tab. 5.1.1.), a średnia barwa wynosiła odpowiednio 6,22 i 4,14 gPt/m³. O przemieszczaniu produktów korozji w systemie dystrybucji, wraz z przepływającą wodą, świadczy obecność żelaza ogólnego w wodzie z punktu K-VII.

W tym przypadku, zarówno przyłącze, jak i instalacja wewnętrzna wykonane były z materiałów syntetycznych (odpowiednio PE-HD i PVC), a w wodzie stwierdzono również obecność żelaza ogólnego w ilościach od 0,04 do 0,34 gFe/m³, tj. większych niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Źródłem zanieczyszczeń były prawdopodobnie produkty korozji zdeponowane w rurociągu rozdzielczym wykonanym z żeliwa. Woda pobierana z punktów K-IX i K-X kontaktowała się z rurociągami ołowianymi (K-IX- przyłącze, K-X- instalacja wewnętrzna), czego skutkiem było większe stężenie ołowiu niż w wodzie z pozostałych zaworów czerpalnych (tab. 5.6.1.). Zawartości ołowiu w próbkach wody z K-IX i K-X były różne, a w pobranych 19.09.2002 stwierdzono wartości ponadnormatywne. Wyjaśnienie różnych ilości ołowiu uwalnianego do wody wodociągowej wymaga jednak przeprowadzenia badań uwzględniających wszystkie czynniki współdecydujące o zmianach składu wody w systemie dystrybucji.

Wyniki analiz stężenia cynku wykazały, iż zdecydowanie większe jego ilości uwalniane były do wody przepływającej przez instalacje wewnętrzne wykonane ze stali ocynkowanej (K-II, K-V, K-IX) niż w wodzie kontaktującej się z żeliwem ocynkowanym (K-III i K-IV). Powyższe może świadczyć o większej odporności na korozję powłoki cynkowej na powierzchni rurociągów żeliwnych niż stalowych, co również stwierdzili M. Pourbaix, B. Jurczyk i inni [50,99]. W wodzie niekontaktującej się z cynkiem, tj. z punktu K-X, nie stwierdzono jego obecności.

Godny uwagi jest fakt, iż stwierdzono obecność mikroorganizmów w wodzie kontaktującej się z ołowianymi elementami systemu dystrybucji (załącznik 5), co prawdopodobnie spowodowane jest przystosowaniem się mikroorganizmów do toksycznych warunków środowiskowych [128].

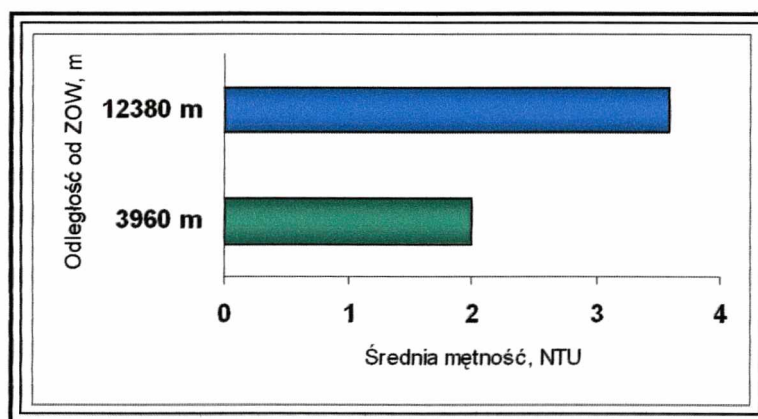
Analiza wyników badań wykazała, iż o wtórnym zanieczyszczeniu wody metalami współdecydował rodzaj materiału, z którego wykonane były nie tylko najbliższe, ale również bardziej oddalone od miejsca poboru wody, elementy systemu dystrybucji.

5.7. Wpływ innych parametrów na zmiany jakości wody

Zgodnie z doniesieniami literaturowymi [7,46,47,66,133] poza prędkością przepływu wody, istotnym parametrem współdecydującym o poziomie wtórnego zanieczyszczenia wody jest jej ciśnienie oraz stabilność tego parametru. Dzięki występowaniu strefy wysokiego ciśnienia w okolicy punktu K-V, możliwa była ocena wpływu wysokiego ciśnienia na jakość wody. W tym celu porównano skład wody z

punktów K-IV i K-V, zlokalizowanych w zbliżonej odległości od ZOW (tab. 2.3.1.). Analiza ta wykazała zaledwie nieznaczny wzrost średniej barwy (o 1 gPt/m³) oraz średnich stężeń żelaza ogólnego (o 0,01 gFe/m³) i azotu amonowego (o 0,01 gN/m³) w wodzie o wyższym ciśnieniu oraz zmniejszenie średniego stężenia OWO o 0,28 gC/m³. Natomiast średnia mętność wody z obydwu punktów była taka sama i równa 1,0 NTU. Przyczyną tych znikomych zmian mógł być większy rozbiór wody w punkcie K-V. Stwierdzone zmiany parametrów jakości wody były mniejsze niż sygnalizowane w literaturze przedmiotu [7].

Określono również wpływ odległości punktu poboru od ZOW na zmiany składu fizyczno-chemicznego wody. Było to możliwe dzięki porównaniu jakości wody z punktów K-II i K-III (załącznik 1 i 2), oddległych od ZOW odpowiednio o 3960 i 12380 m, a charakteryzujących się zbliżonym rozbiorem wody (tab. 2.3.1.). Fakt, iż woda pobierana z punktu K-III kontaktowała się z syntetycznym przyłączem (PE-HD) mógł wpływać na mniejszy, niż wynikałoby to z odległości, poziom zanieczyszczenia wody związkami żelaza. Wyniki analiz wykazały, iż wraz z odległością punktu poboru od ZOW wzrastała mętność wody, której średnia wartość była 1,8 większa w punkcie bardziej oddalonym (wyk. 5.7.1.). Wśród uwalnianych do wody zanieczyszczeń dominowały związki żelaza (III), których udział w zawartości żelaza ogólnego wyniósł odpowiednio 91,5% (K-III) i 82,1% (K-II). Nie stwierdzono istotnych zmian zawartości żelaza nierozpuszczonego, a jego średni udział wraz z odległością punktu poboru od ZOW wzrósł z 54,9 do 56,5 %.



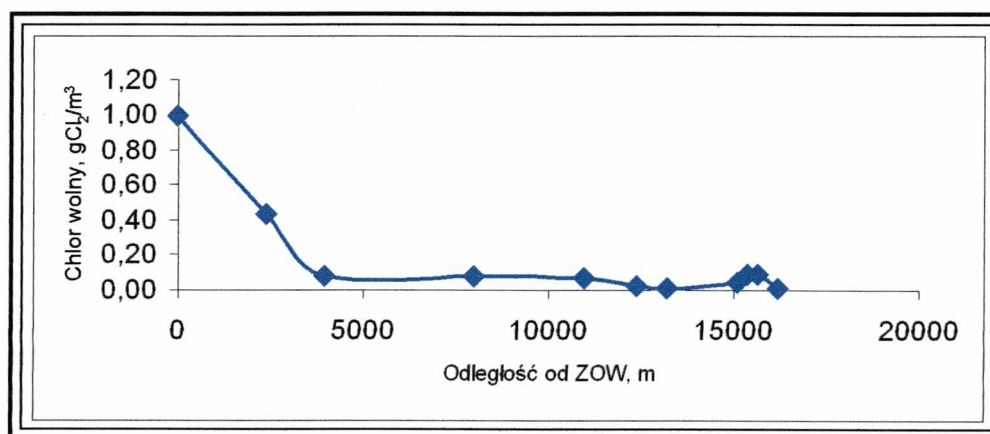
WYKRES 5.7.1. Zmiana średniej mętności wody wraz z odległością od ZOW

W wodzie z punktu K-III, oddalonego o 12380 m od ZOW, średnie stężenie Fe(II) było o 66,7% większe od stwierdzonego w wodzie z punktu zlokalizowanego bliżej ZOW.

Stwierdzony wzrost zawartości żelaza (II) mógł być spowodowany biologiczną redukcją Fe(III) do Fe(II), na co wskazują K. Oleńczuk-Neyman i H.W. Rossmore [89,107] .

Wraz ze wzrostem czasu przebywania wody w systemie dystrybucji, znacznie zmniejszało się stężenie dezynfektantów i tlenu rozpuszczonego (załączniki 1,2 i 4). Już w punkcie K-I, zlokalizowanym najbliżej ZOW, stwierdzono ich ubytek (wyk. 4.1.18.), a w odległości około 4 km od zakładu - praktycznie brak chloru wolnego (wyk. 5.7.2.).

Dla pozostałych parametrów jakości wody nie stwierdzono jednoznacznego wpływu odległości zaworów czerpalnych od ZOW na ich wartości.



WYKRES 5.7.2. Zmiana średniego stężenia chloru wolnego wraz z odległością od ZOW

Analiza składu wody z punktu K-VII pozwoliła na ocenę wpływu powłoki cementowej na zmiany jakości wody. Wewnętrzna powierzchnia przewodu rozdzielczego doprowadzającego wodę do tego punktu została w 1993 roku pokryta powłoką cementową. Zabieg ten miał zabezpieczyć rurociąg przed korozją. Jednak w wyniku kontaktu korozyjnej wody z powłoką cementową może dochodzić do jej rozpuszczania i uwalniania jej komponentów do wody [112]. W okresie badań w wodzie z tego punktu nie stwierdzono wyraźnego, w porównaniu ze stwierdzonym dla wody z pozostałych punktów poboru, wzrostu pH, $z_{as_{og}}$ ani stężenia wapnia (załącznik 4), co wskazuje, że komponenty powłoki cementowej nie były wypłukiwane do wody w tym okresie. Jednocześnie stwierdzone większe stężenia żelaza ogólnego niż w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej (tab. 5.1.1.) wskazują na uwalnianie produktów korozji żeliwa do wody. Przyczyną powyższego mógł być transport związków żelaza z rurociągu magistralnego bądź zniszczenia powłoki cementowej w czasie około 10-letniej eksploatacji tego przewodu wodociągowego. Jednoznaczne wyjaśnienie tej kwestii wymagałoby

sprawdzenia stanu technicznego rurociągu rozdzielczego, co, niestety, było niemożliwe podczas prowadzenia badań.

Oceniono również wpływ renowacji przewodu rozdzielczego metodą U-liner (punkt K-VIII') na zmiany składu wody. W tym celu porównano jakość wody pobieranej przed renowacją (wyniki udostępnione przez laboratorium MPWiK- tab. 5.7.1.) i po renowacji przewodu (załącznik 4). Porównanie to wykazało, że renowacja spowodowała jedynie nieznaczną poprawę jakości wody w zakresie Fe_{og} , mętności i intensywności barwy, a średnie wartości tych parametrów zmniejszyły się odpowiednio o 0,02 gFe/m³, 1,5 NTU i 2 gPt/m³. Tak niewielka poprawa jakości wody może wskazywać na niewystarczającą szczelność powłoki syntetycznej lub uwalnianie i transport zanieczyszczeń z przyłącza lub przewodu magistralnego.

TABELA 5.7.1. Skład wody pobieranej z punktu K-VIII' przed renowacją przewodu rozdzielczego

Parametr	Jednostka	Data poboru				
		16.05.89	25.06.90	15.09.90	20.12.90	18.01.91
pH		7,4	7,4	7,0	7,0	7,4
Przew.	mS/cm	0,584	0,572	0,548	0,577	0,558
B	gPt/m ³	13	9	9	13	12
M	NTU	2,6	2,5	2,5	2,0	2,4
Zas _{og}	val/m ³	3,1	2,5	3,2	3,4	3,0
Tw _{og}	gCaCO ₃ /m ³	309	315	306	289	298
NH ₄ ⁺	gN/m ³	0,1	0,09	0,17	0,15	0,11
Fe _{og}	gFe/m ³	0,2	0,24	0,19	0,24	0,12
Cl _{2w}	gCl ₂ /m ³	0,02	0,03	0,08	0,04	0,05

Nie stwierdzono jednoznacznego i znaczącego wpływu czasu eksploatacji przewodów wodociągowych i ich średnicy na wielkość zmian składu wody, a porównanie składu wody z dwóch punktów różniących się tylko jednym z wymienionych parametrów było niemożliwe.

6. WNIOSKI KOŃCOWE

- I Badane wskaźniki jakości składu fizyczno-chemicznego wody wodociągowej ulegały niekorzystnym zmianom w systemie dystrybucji, czego konsekwencją było wtórne zanieczyszczenie wody. Zmiany te (będące wypadkową zjawisk fizycznych, chemicznych i biologicznych) były różne w okresie badań i zależały od parametrów charakteryzujących poszczególne punkty poboru wody.
- II Źródłem zanieczyszczeń uwalnianych do wody były osady chemiczne i biologiczne, zdeponowane na wewnętrznych powierzchniach elementów systemu dystrybucji (rurociągów, hydrantów itp.).
- III O zanieczyszczeniu wody decydowały przede wszystkim produkty korozji (głównie żeliwa i stali), powodujące wzrost stężenia żelaza ogólnego, mętności i intensywności barwy (w 88,5% próbek wody z zaworów czerpalnych do wartości ponadnormatywnych), a także produkty przemian metabolicznych mikroorganizmów i ich rozkładu, zwiększające stężenia jonów H^+ , ogólnego węgla organicznego i azotu amonowego w większości próbek wody.
- IV Poziom ogólnego zanieczyszczenia wody wodociągowej z zaworów czerpalnych był proporcjonalny do stężenia nierozpuszczonych związków żelaza. Stężenie żelaza nierozpuszczonego było zdecydowanie większe w wodzie po stagnacji w godzinach nocnych oraz po przerwie w jej dostawie niż w próbkach wody niestagnującej. Podobną prawidłowość stwierdzono również dla bardziej zanieczyszczonych próbek wody pobranych z hydrantów.
- V Zwiększenie stężenia żelaza oraz ołowiu i cynku zależało od rodzaju materiału, z którego były wykonane nie tylko najbliższe, ale również bardziej oddalone od miejsca poboru wody elementy systemu dystrybucji.
- VI Bardzo duże zużycie dezynfektantów pozostałych, zwiększające się wraz z czasem przebywania w systemie dystrybucji, stwarzało warunki do rozwoju mikroorganizmów, których obecność stwierdzono w wodzie, a przede wszystkim w osadach zdeponowanych na wewnętrznych powierzchniach rurociągów.
- VII Renowacja przewodów rozdzielczych (pokrycie powłoką cementową i syntetyczną) spowodowała poprawę jakości wody, jednak w stopniu

niewystarczającym do spełnienia wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

- VIII Wraz ze wzrostem odległości punktu poboru od ZOW znacznie zmniejszały się stężenia chloru wolnego i dwutlenku chloru, natomiast zwiększała się zawartość żelaza(II). Odległość od ZOW nie wpływała w istotnym stopniu na zmiany wartości pozostałych badanych parametrów jakości wody.
- IX Wyniki badań nie wykazały jednoznacznego i istotnego wpływu czasu eksploatacji przewodów wodociągowych oraz ich średnicy na zmiany badanych parametrów jakości wody wodociągowej.

BIBLIOGRAFIA

1. Alfano O.M., Effects of the H_2O_2 concentration and UV lamp spectral emission on the photooxidation of a water pollutant, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 497-508.
2. Apolinarowski M., Ocena efektywności usuwania azotanów z wód podziemnych przeznaczonych do picia metodą denitryfikacji autotroficznej – siarkowej, GWiTS, 12/1997, s. 453-457.
3. Badocha P., Bezwykopowa renowacja przewodów kanalizacyjnych i wodociągowych technologiami ścisłego pasowania: Insituform, Swagelining, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 993-999.
4. Bagiński J., Michałkiewicz M., Przyczyny pęczenia uszczelnień przepustnic w stacjach wodociągowych, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 407-411.
5. Baza danych Działu Pogotowia Wodociągowego MPWiK we Wrocławiu.
6. Beech I. B., Corrosion of technical materials in the presence of biofilms – current understanding and state-of-the methods of study, Mat. Konferencji: Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych, Łódź 2001, s. 76-83.
7. Besner M. C. i inni, Understanding distribution system water quality, JAWWA, 7/2001, s. 101-114.
8. Bielawa J., Michałkiewicz M., Ocena zmian jakości wody pitnej na przykładzie wodociągu w Zbąszyniu, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 331-344.
9. Bremer P. J., Webster B. J., Wells D.B., Biocorrosion of copper in potable water, JAWWA, 2001/8, s. 82-91.
10. Brydak-Jeżowiecka D. i inni, Straty ciśnienia w rurach z tworzyw sztucznych stosowanych w instalacjach wodociągowych, GWiTS, 7/1994, s. 208-211.
11. Buchlerova H., Zajicova H., Water quality in distribution systems in Slovakia, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 1081-1085.
12. Buelow R. W. i inni, The behavior of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: a progress report, JAWWA, 2/1980, s. 91-102.
13. Coccagna L., Iron, manganese and ammonia removal from well water culligan technology and experiences in Poland, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 93-118.
14. Cruse H., Pomeroy R. D., Corrosion of copper pipes, JAWWA, 8/1974, s. 479-484.
15. Czaban J. i inni, Dynamika wzrostu chropowatości rurociągów w systemie wód kopalniano-technologicznych, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Melioracje XXXVII, nr 194, Wrocław 1990.
16. Dahl R., Cleaning and lining small-diameter pipe, JAWWA, 8/1974, s. 483-484.
17. Dąbrowska A. i inni, Związki karbonylowe jako produkty uboczne dezynfekcji wody dwutlenkiem chloru, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 709-719.
18. Degtiareva A., Elektorowicz M., Change in water quality of industrial channels due to resuspension of sediments contaminated with heavy metals, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 81-92.

19. Denczew S., Analiza strat wody na przykładzie układu dystrybucji wody w m. st. Warszawie, GWiTS, 11/2001, s. 395-397.
20. Denczew S., Eksploatacyjne doświadczenia w zakresie renowacji przewodów wodociągowych za pomocą cementowania, GWiTS, 10/1999, s. 354-356.
21. Denczew S., Niebezpieczeństwo powstawania uszkodzeń starzeniowych elementów układów dystrybucji wody ze względu na ich wiek, GWiTS, 5/2001, s. 162-163.
22. Denczew S., O potrzebie systemowego ujęcia zagadnienia wtórnego zanieczyszczenia wody w układach wodociągowych, GWiTS, 1/2002, s. 12-14.
23. Denczew S., Przedsięwzięcia służące utrzymaniu lub przywracaniu wymaganej jakości wody w sieci wodociągowej, OŚ, 4/2001, s. 31-32.
24. Denczew S., System płukania i badania jakości wody w układach wodociągowych, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 639-645.
25. Denczew S., Typologia czynności w procesie eksploatacji układów dystrybucji wody, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 807-814.
26. DIN 50930 Korozja metali. Podatność na korozję materiałów metalicznych względem wody.
27. Dodrill D. M., Edwards M., Corrosion control on the basis of utility experience, JAWWA, 7/1995, s. 75-85.
28. Edwards M. i inni, Alkalinity pH and copper corrosion by-products release, JAWWA, 3/1996, s. 81-94.
29. Edwards M. i inni, Desktop guidance for mitigating Pb and Cu corrosion by-products, JAWWA, 5/1991, s. 66-77.
30. El-Dib M. A. i inni, Alternative pre-oxidation procedures for the control of disinfection by products, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 615-622.
31. Gabryszewski T., Wodociągi, ARKADY, Warszawa 1983.
32. Gagnon G. A. i inni, Biodegradation kinetics of ozonation by-products in drinking water treatment and distribution, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 119-127.
33. Goshko M. A. i inni, Coliform occurrence and chlorine residual in small water distribution systems, Wat. Res., 3/1999, s. 827-835.
34. Gutkowski J., Naturalne warunki uzdatniania zamiast kosztów chemii i ryzyka wtórnego zanieczyszczenia wody, GWiTS, 2/2001, s. 63-64.
35. Haas Ch. N., Benefits of using a disinfectant residual, JAWWA, 1/1999, s. 65-69.
36. Hałupka Z., Sosnowski S., Ochrona jakości wody wodociągowej w instalacjach, GWiTS, 12/1997, s. 466-468.
37. Hashwa F., Tokajian S., Change of water quality in the distribution system of a residential area in Beirut, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 1125-1135.
38. Holden B., Gunstead J., Optimisation of water distribution systems, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 1137-1147.
39. Hotłoś H., Mielcarzewicz E., Dynamika zmian wskaźników zużycia i strat wody w sieciach wodociągowych wybranych miast Polski, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 61-71.

40. Hotłoś H., Mielcarzewicz E., Kształtowanie się zużycia wody w Polsce w okresie gospodarki rynkowej, *GWITS*, 4/2000, s. 135-137.
41. Hotłoś H., Wpływ czasu eksploatacji i wysokości ciśnienia w sieci wodociągowej wybranego rejonu Wrocławia na uszkodzalność przewodów żeliwnych, *GWITS*, 4/1999, s. 129-132.
42. Hrubec J., The hand book of environmental chemistry 5.B. Quality and treatment of drinking water, Springer – Verlag Berlin, Heidelberg 1995.
43. Hrynaskiewicz T., Kucharski M., Model matematyczny do obliczania stężenia THM-ów w chlorowanej wodzie, *OŚ*, 3/2000, s. 7-12.
44. Hubackova J. i inni, Drinking water quality changes during the transport in distribution systems, *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 1149-1152.
45. Informacje Działu Dystrybucji Wody
46. Ivanov S., Kostova I., Location of pressure regulators in water supply systems, *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 1161-1166.
47. Ivanov S., Kostova I., Water supply systems zoning by help of pressure regulators, *IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 1153-1159.
48. Jacobs S. i inni, Sulfide-induced copper corrosion, *JAWWA*, 7/1998, s. 62-73.
49. Jóźwik T., Materiałowa diagnostyka techniczna elementów wodociągowych ze stopów żelaza po długotrwałej eksploatacji, *GWITS*, 10/2001, s. 348-354.
50. Jurczyk B. i inni, Wpływ rodzaju materiału sieci wodociągowej na jej awaryjność, *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 683-692.
51. Kamiński M. i inni, Korozja mikrobiologiczna tworzyw konstrukcyjnych w środowisku chłodziw przemysłowych, *Mat. Konferencji: Rozkład i Korozja Mikrobiologiczna Materiałów Technicznych*, Łódź 2001, s. 241-245.
52. Kamiński T., Wierzchoń T., Wpływ bakterii na proces degradacji stali stopowych modyfikowanych metodą IMPAS, *Mat. Konferencji: Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych*, Łódź, 2001, s. 246-251.
53. Katz A., Narkis N., Removal of chlorine dioxide disinfection by-products by ferrous salts, *Wat. Res.*, 1/2001, s. 100-108.
54. Knapik K., Lis K., Symulacja rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w sieci wodociągowej, *Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, Poznań 1996, s. 569-579.
55. Kolle W., Doświadczenia Stadtwerke Hannover AG w zakresie fosforanowych inhibitorów korozji, *Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*, Poznań-Gdańsk 2002, s. 961-972.
56. Kolonko A., Doświadczenia z renowacji rurociągów stalowych i żeliwnych metodą cementacji, *GWITS*, 7/2001, s. 242-260.
57. Kowal A. L., Bezpieczeństwo sanitarne wody w wodociągach publicznych, *OŚ*, 4/2001, s. 3-4.
58. Kowal A. L., Pasożyty – zagrożenie publicznego zaopatrzenia w wodę, *OŚ*, 2/1995, s. 3-5.
59. Kowal A. L., Świdorska-Bróż M., *Oczyszczanie wody*, PWN, Warszawa-Wrocław 1997.
60. Krogulska B. i inni, Jakość wody do picia przesyłanej rurociągami z tworzyw sztucznych, *GWITS*, 7/1994, s. 204-206.

61. Krogulska B., Matuszewska R., Bakterie z rodzaju *Legionella* w ciepłych wodach użytkowych – występowanie, zagrożenia zdrowotne, zwalczanie i zapobieganie, *Mat. V Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*, Gdańsk- Poznań 2002, s. 297-305.
62. Kubicki J., Wybrane problemy korozyjne w instalacji wody chłodzącej, *Prace Naukowe I-26 Politechniki Wrocławskiej*, nr 41, s. 46, Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1994.
63. Kulbik M., Ochrona jakości wody w sieci wodociągowej przez wymuszenie ukierunkowanego przepływu; *GWiTS*, 10/1998, s. 418-421.
64. Kurnatowska A. i inni, *Ekologia. Jej związki z różnymi dziedzinami wiedzy*, PWN, Warszawa-Łódź 1997.
65. Kuś K. i inni, Wpływ eksploatacji i stanu technicznego sieci na jakość wody wodociągowej, *OŚ*, 3/2001, s. 17-20.
66. Kuś K. i inni, Wpływ stabilizacji ciśnienia na rozbiory i straty wody w sieciach wodociągowych osiedli mieszkaniowych, *Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*; Poznań-Gdańsk 2002; s. 845-857.
67. Kwapiuliński J., Wiechuła D., Mastalerz J., Wtórne zmiany zawartości wybranych metali w wodzie wodociągowej, *GWiTS*, 8/1990, s. 142-145.
68. LeChevallier M. W., Norton Ch. D., Chloramination: its effect on distribution system water quality, *JAWWA*, 7/1997, s. 66-77.
69. LeChevallier M.W., Welch N.J., Smith D.B., Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water, *Applied and Envir. Microbiology*, 1996/7, s. 2201-2211.
70. LeChevallier M. i inni, Disinfecting biofilms in a model distribution system, *JAWWA*, 7/1990, s. 87-99.
71. LeChevallier M. W., The case for maintaining a disinfectant residual, *JAWWA*, 1/1999, s. 86-94.
72. LeChevallier M.W. i inni, Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria, *JAWWA*, 7/1993, s. 111-123.
73. LeChevallier M.W., Coliform regrowth in drinking water, *JAWWA*, 1990/11, s. 74-85.
74. Lehtola M.J., Content of assimilable organic carbon (AOC) in drinking water pipeline network – effect of pipe cleaning on AOC concentrations, *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 1191-1194.
75. Lund V., Ormerod K., The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems, *Wat. Res.*, 4/1995, s. 1012-1021.
76. Maziarka S., Krajowe wymagania dotyczące jakości wody do picia, *Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, Poznań 1996, s. 51-64.
77. McNeill L.S., Edwards M., Iron pipe corrosion in distribution systems, *JAWWA*, 7/2001, s. 88-99.
78. Michel G., Nowe koncepcje modelowania zmian jakości wody w sieci, *mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*; Poznań-Gdańsk 2002; s. 469-479.
79. Miettinen I.T., Vartiainen T., Martikainen P.J., Phosphorus and bacterial growth in drinking water, *Applied and Envir. Microbiology*, 1997/8, s. 3242-3245.
80. Mullen E. D., Ritter J. A., Potable-water corrosion control, *JAWWA*, 8/1974, s. 473-479.

81. Murray W.B., A corrosion inhibitor process for domestic water, JAWWA, 10/1990, s. 659-662.
82. Nagerl H. D. i inni, Teoria i praktyka fosforanowej ochrony sieci wodociągowych, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 647-660.
83. Nawrocki J, Biłozor S., Bromopochodne uboczne produkty stosowania silnych utleniaczy w technologii wody, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1996, s. 419-439.
84. Niełacny M., Wpływ pewnych parametrów na wysokość ciśnień w czasie przepływów nieustalonych, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 295-300.
85. Niquette P. i inni, Bacterial dynamics in the drinking water distribution system of Brussels, Wat. Res., 3/2001, s. 675-682.
86. Niquette P. i inni, Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system, Wat. Res., 6/2000, s. 1952-1956.
87. Nissinen T.K i inni, Trihalomethanes in drinking water distribution system of four finnish waterworks, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 1195-1207.
88. Nissing W., Einfluse von Werkstoffen auf die Trinkwasserqualität in der Trinkwasser – Installation GWF, Wasser Abwasser, 2002, 13, s. 84-90.
89. Olańczuk-Neyman K., Mikroorganizmy w ukształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol 1, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2001.
90. Parfant V. i inni, Charakterystyka ClO₂ jako czynnika utrzymującego stabilność bakteriologiczną wody pitnej, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002; s. 351-359.
91. Parveen S. i inni, Phenotypic and genotypic characterization of human and nonhuman *Escherichia coli*, Wat. Res., 2/2001, s. 379-386.
92. Pawełek J., Wojdyna M., Analiza uszkodzeń przewodów rozdzielczych w dużym systemie wodociagowym, GWiTS, 2/2001, s. 49-54.
93. Pawlaczyk-Szpilowa M., Biologia i ekologia, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1997.
94. Pawlaczyk-Szpilowa M., Jakość zdrowotna wody przeznaczonej do picia, OŚ, 3/1993, s. 11-15.
95. Pełka H., Wpływ właściwości chemicznych wody na oporność hydrauliczną przewodów wodociagowych, OŚ, 3/1997, s. 19-24.
96. Percival S.L., Knapp J.S., Edyvean R., Wales D.S., Biofilm development on stainless steel in mains water, Wat. Res., 1998/1, s. 243-253.
97. Piechurski F., Zakrzewski A., Problemy eksploatacji wodociągów z rur żeliwnych i stalowych, Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Lądowej Politechniki Wrocławskiej, nr 48/1999, VII Konferencja Naukowo-Techniczna: Infrastruktura Podziemna Miast, Wrocław 1999.
98. PN-72/C-04609 Wstępna jakościowa ocena korozyjnego działania zimnych wód naturalnych na przewody z żeliwa, stali zwykłej lub ocynkowanej.
99. Pourbaix M., Wykłady z korozji elektrochemicznej, PWN, Warszawa 1978.
100. Prevost M. i inni, Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems; impact of water treatment, Wat. Res., 5/1998, s. 1393-1406.
101. Pusz A., Niektóre problemy eksploatacji sieci PE, GWiTS, 4/1994, s. 122-123.

102. Rebhun M. i inni, THM, haloacetic acids and other DBP formation in disinfection of bromide rich Sea of Galilee (Lake Kinneret) water, *Mat IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 947-958.
103. Rodriguez M.J., Serades J.B., Spatial and temporal evolution of trihalometanes in three water distribution systems, *Wat. Res.*, 2001/6, s. 1572-1586.
104. Roman M., Zmiana polskich przepisów dotyczących jakości wody do picia, *GWITS*, 4/2001, s. 121-127.
105. Rompre A. i inni, Control of iron corrosion: impacts of inhibitors, *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, Kraków 2000, s. 3-26.
106. Rossman L. S., Brown R. A., Singer P. O., Nuckols J. R., DBP formation kinetics in a simulated distribution system, *Wat. Res.*, 2001/14, s. 3483-3489.
107. Rossmore H. W., Microbiology of metal working fluids: A 21ST century perspective, *Mat. Konferencji: Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych*, Łódź 2001, s. 63-66.
108. Roszkowski A., Sieci wodociągowe z tworzyw sztucznych u progu XXI wieku, *Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, Poznań 1996, s. 651-669.
109. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2000 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
110. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 4 września 2000 r. w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze, woda w kąpieliskach, oraz zasad sprawowania kontroli jakości wody przez organy Inspekcji Sanitarnej.
111. Rudnicka Ł., Świdarska-Bróz M., Skład chemiczny osadów z wrocławskiej sieci wodociągowej, *OŚ*, 3/1995, s. 63-65.
112. Rudnicka Ł., Świdarska-Bróz M., Ocena wpływu wody wodociągowej na powłoki cementowe, *Raporty Politechniki Wrocławskiej I-15 SPR-16/93*, Wrocław 1993.
113. Rudnicka Ł., Świdarska-Bróz M., Ocena wpływu dwutlenku chloru na osady w sieci wodociągowej, *Raporty Politechniki Wrocławskiej I-15 SPR-90/96*, Wrocław 1996.
114. Rutkiewicz A., Trwałość materiałów instalacyjnych a skład wody wodociągowej, *OŚ*, 3/1995, s. 67-68.
115. Schlegel H. G., *Mikrobiologia ogólna*, PWN, Warszawa 2001.
116. Schock M.R., *Internal Corrosion and Deposition Control, Water Quality and Treatment*, McGraw-Hill, Inc., 1990.
117. Siwoń Z. i inni, Analiza hydraulicznej oporności eksploatowanych przewodów tłocznych i przesyłowych, *Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, Poznań 1998, s. 321-328.
118. Siwoń Z. i inni, Analiza procesu wzrostu hydraulicznej oporności eksploatowanych przewodów wodociągowych, *Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, Poznań 1996, s. 535-547.
119. Siwoń Z. i inni, Problemy identyfikacji strat wody w sieciach wodociągowych, *Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*; Poznań-Gdańsk 2002, s. 897-907.
120. Skadsen J., Nitrification in a distribution system, *JAWWA*, 1993/7, s. 95-103.
121. Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K., Technologia uzdatniania wody jako współczesna dyscyplina nauki, *Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-*

- Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 103-141.
122. Suffer H., Corado A., Chou D., Mc Guire M.J., Butterworth S., Taste and odor survey, JAWWA, 1996/4, s. 168-180.
 123. Sulima P. i inni, Występowanie *Giardia*, *Cryptosporidium* i *Cyclospora* w wodzie pitnej i w wodach powierzchniowych miasta Poznania i okolic, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 289-295.
 124. Szuster A., Schiller T., Seaquest – jako ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1996, s. 949-960.
 125. Świderska-Bróż M. i inni, Badania i ocena składu chemicznego i stanu sanitarnego osadów z sieci wodociągowej m. Wrocławia, Raporty Politechniki Wrocławskiej I-15 SPR-8/02, Wrocław 2002.
 126. Świderska-Bróż M., Wtórne zanieczyszczenie wody w systemie jej dystrybucji, Mat. Konferencji: Mikrozanieczyszczenia w Środowisku Człowieka, Częstochowa 2000.
 127. Świderska-Bróż M., Agresywność kwasowęglowa wody wodociągowej, Mat. Konferencji: Eksploatacja i ochrona przed korozją wodnych instalacji komunalnych i przemysłowych, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, seria: Konferencje, nr 23, Wrocław 1994, s. 73-80.
 128. Świderska-Bróż M., Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej, OŚ, 4/2003, s. 7-12.
 129. Tataro M., Wtórne zanieczyszczenia wody wodociągowej podczas jej dystrybucji w aspekcie pogorszenia fizykochemicznej jakości wody, GWiTS, 6/2001, s. 201-205.
 130. Toczyłowska B., Rutkiewicz A., Zastosowanie licznika cząstek do oceny wtórnego zanieczyszczenia wody produktami korozji przewodów wodociągowych, OŚ, 1/2002, s. 21-26.
 131. Toczyłowska B., Siwiec T., Ocena korozyjności wód mineralnych i stołowych z uzdrowisk polskich, GWiTS, 7/2000, s. 262-275.
 132. Traczewska T.M. i inni, Skuteczność dezynfekcji wód chlorem i dwutlenkiem chloru, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 135-142.
 133. Ulanicka K. i inni, Experience with pressure control of a very large scale water distribution network, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 1215-1226.
 134. Urfer D., Huck P.M., A study on the impact of H₂O₂ residuals in drinking water biofilter influents, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1998, s. 27-38.
 135. Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne, praca zbiorowa pod redakcją Nawrockiego J. i Biłozora S., PWN, Warszawa-Poznań 2000.
 136. Van der Kooij D., Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth, JAWWA, 2/1992, s. 57-65.
 137. Wąsowski J., Dwutlenek chloru – nowy reagent w wodociągach warszawskich, Mat. Międzynarodowej Konferencji: Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań 1996, s. 401-418.
 138. Wąsowski J., Grabińska-Łoniewska A., Wtórne zanieczyszczenie wody w warszawskiej sieci wodociągowej, OŚ, 3/1995, s. 59-62.

139. Wichrowska B., Jakość wody przeznaczonej do konsumpcji, Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Kraków 2000, s. 127-141.
140. Wilczak A. i inni, Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems, JAWWA, 7/1996, s. 66-77.
141. Wójcik R., Morawski A. W., Badania zawartości THM-ów w sieci wodociągowej Szczecina, Mat. V Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód; Poznań-Gdańsk 2002, s. 837-843.
142. Wykaz inwentaryzacyjny Działu Dystrybucji Wody MPWiK we Wrocławiu.
143. Wynik badań prowadzonych przez MPWiK we Wrocławiu.
144. Yang X. i inni, Evaluation of biofilm image thresholding methods, Wat. Res., 5/2001, s. 1148-1158.
145. Zacheos O.M., Lahtola M.J., Korhonen L.K., Martikainen P.J., Soft deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution networks, Wat. Res., 2001/7, s. 1757-1765.
146. Zięba L., Uwarunkowania jakości wody do picia, OŚ, 3/1995, s. 3-14.
147. Zięba L., System zaopatrzenia Wrocławia w wodę: stan obecny i perspektywy rozwoju, OŚ, 3/1998, s. 3-12.

SPIS TABEL

TABELA 2.1. Parametry wody wpływające na intensywność korozji	10
TABELA 2.2. Stopień korozyjności wody ze względu na IR	13
TABELA 2.3. Charakterystyka korozyjności wód wg Kamiersztejna	14
TABELA 2.4. Charakterystyka wód niekorozyjnych wg Steinratha	15
TABELA 2.5. Dopuszczalne wielkości parametrów dla wody zimnej, przy których ma ona osłabione właściwości korozyjne	16
TABELA 2.6. Mikroorganizmy chorobotwórcze i wywoływane przez nie choroby	21
TABELA 2.7. Rodzaje bakterii i grzybów redukujących tlenki żelaza	23
TABELA 2.8. Średnie prędkości korozji dla różnych materiałów	27
TABELA 2.9. Zakresy wartości badanych składników osadów	28
TABELA 2.10. Zestawienie porównawcze jednostkowego poboru wody	32
TABELA 2.11. Procentowy rozkład przyczyn awarii sieci rozdzielczej w latach 1992-1996	33
TABELA 2.2.1. Przerwy w dostawie wody	34
TABELA 2.3.1. Charakterystyka punktów poboru wody	49
TABELA 2.3.2. Charakterystyka punktów poboru wody – wymiana fragmentów przewodów wodociągowych	50
TABELA 3.1. Metody i urządzenia pomiarowe stosowane do wykonania analiz	53-54
TABELA 4.1.1. Zakresy wartości wskaźników jakości wody z zaworów czerpalnych K-I do K-VI	56
TABELA 4.1.2. Udział (%) próbek wody o ponadnormatywnych wartościach parametrów	56
TABELA 4.1.3. Ilorazy stężeń jonów wapnia do jonów magnezu	71
TABELA 4.1.4. Wartości indeksów Langeliera wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	73
TABELA 4.1.5. Wartości indeksów Ryznara wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	73
TABELA 4.1.6. Zakresy wartości analizowanych wskaźników jakości wody	78
TABELA 4.1.7. Udział (%) próbek wody niespełniających wymagań	79
TABELA 4.1.8. Wartości indeksów Langeliera	88
TABELA 4.1.9. Wartości indeksów Ryznara	88
TABELA 4.1.10. Procentowy udział próbek wody niespełniających wymagań	92
TABELA 4.2.1. Porównanie zakresów i średnich wartości wybranych wskaźników wody pobranej z zaworów czerpalnych bez stagnacji i po niej	95
TABELA 4.2.2. Wartości indeksów Langeliera wody po stagnacji	99
TABELA 4.2.3. Wartości indeksów Ryznara wody po stagnacji	99
TABELA 4.3.1. Zakresy wartości wskaźników jakości wody z hydrantów	100
TABELA 4.3.2. Wartości indeksu Langeliera	108
TABELA 4.4.1. Zakresy wartości wskaźników jakości wody przed (I) i po (II) przerwie w jej dostawie	110
TABELA 4.4.2. Liczba próbek przekraczająca wartości dopuszczalne wskaźników	111
TABELA 4.4.3. Zestawienie wartości indeksów agresywności próbek wody	116
TABELA 4.4.4. Liczba próbek przekraczających wartość dopuszczalną wskaźników	117
TABELA 4.4.5. Wartości indeksów korozyjności próbek wody	118
TABELA 4.5.1. Zakresy i średnie wartości wybranych wskaźników wody z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów	120
TABELA 4.5.2. Wartości indeksu Langeliera próbek wody z niewypłukanych hydrantów	123
TABELA 5.1.1. Zakresy i średnie wartości wskaźników jakości wody	

z zaworów czerpalnych	126
TABELA 5.1.2. Udział (%) korozyjnych i niekorozyjnych próbek wody z uwagi na wartość indeksu Langeliera	127
TABELA 5.1.3. Udział (%) próbek wody spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi	129
TABELA 5.1.4. Zmiany parametrów jakości wody w odniesieniu do ZOW, (% próbek)	130
TABELA 5.1.5. Udział próbek (%) wody z zaworów czerpalnych niespełniających wymagań stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi	134
TABELA 5.1.6. Zakresy i średnie wartości wskaźników jakości wody z hydrantów	135
TABELA 5.1.7. Zmiany wskaźników jakości wody z hydrantów	136
TABELA 5.1.8. Korelacje liniowe pomiędzy parametrami jakości wody z hydrantów	137
TABELA 5.3.1. Zakresy wartości wybranych wskaźników jakości wody	141
TABELA 5.4.1. Porównanie udziału (%) próbek stagnującej i niestagnującej wody spełniających wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi	142
TABELA 5.4.2. Zmiany wybranych wskaźników jakości wody w wyniku stagnacji w przewodach rozdzielczych	145
TABELA 5.4.3. Zakresy krotności wartości wskaźników wody stagnującej w instalacjach wewnętrznych i przewodach rozdzielczych	147
TABELA 5.5.1. Zakresy ilorazów wybranych parametrów jakości wody z niewyplukanych i wyplukanych hydrantów	149
TABELA 5.6.1. Zawartość metali ciężkich w próbkach wody z zaworów czerpalnych	152
TABELA 5.7.1. Skład wody pobieranej z punktu K-VIII' przed renowacją przewodu rozdzielczego	156

SPIS WYKRESÓW

WYKRES 4.1.1. Zmiany wartości pH wody z ZOW i zaworów czerpalnych	57
WYKRES 4.1.2. Porównanie mętności wody z ZOW i zaworów czerpalnych	58
WYKRES 4.1.3. Zmiany mętności wody z ZOW i zaworów czerpalnych	59
WYKRES 4.1.4. Porównanie barwy wody z ZOW i systemu dystrybucji	60
WYKRES 4.1.5. Zmiany stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	62
WYKRES 4.1.6. Zawartość żelaza rozpuszczonego w wodzie z K-I do K-VI	63
WYKRES 4.1.7. Średni udział żelaza nierozpuszczonego w żelazie ogólnym	64
WYKRES 4.1.8. Średnie stężenie żelaza (III)	64
WYKRES 4.1.9. Udział frakcji żelaza w próbkach wody z zaworów czerpalnych	65
WYKRES 4.1.10. Porównanie zawartości ogólnego węgla organicznego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	66
WYKRES 4.1.11. Zmienność stężenia azotu amonowego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	67
WYKRES 4.1.12. Zmiany zawartości azotu amonowego w odniesieniu do ZOW	68
WYKRES 4.1.13. Porównanie przewodności wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	69
WYKRES 4.1.14. Porównanie twardości wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	70
WYKRES 4.1.15. Zmiany twardości ogólnej wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	71
WYKRES 4.1.16. Porównanie stężenia agresywnego dwutlenku węgla w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	72
WYKRES 4.1.17. Porównanie stężenia chloru wolnego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	74
WYKRES 4.1.18. Porównanie stężenia dwutlenku chloru w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	75
WYKRES 4.1.19. Zmiany stężenia chloru wolnego	75
WYKRES 4.1.20. Zmiany stężenia dwutlenku chloru	76
WYKRES 4.1.21. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego	77
WYKRES 4.1.22. Porównanie pH wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	79
WYKRES 4.1.23. Porównanie mętności wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	80
WYKRES 4.1.24. Porównanie barwy wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	81
WYKRES 4.1.25. Zmiany barwy wody	82
WYKRES 4.1.26. Porównanie stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	83
WYKRES 4.1.27. Porównanie średniego udziału żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego	84
WYKRES 4.1.28. Porównanie stężenia ogólnego węgla organicznego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	85
WYKRES 4.1.29. Porównanie stężenia azotu amonowego w wodzie z ZOW i z zaworów czerpalnych	86
WYKRES 4.1.30. Stężenie chloru wolnego w wodzie z zaworów czerpalnych	87
WYKRES 4.1.31. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie z zaworów czerpalnych K-VII do K-X	87
WYKRES 4.1.32. Porównanie wartości indeksów Ryznara dla wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	89
WYKRES 4.1.33. Porównanie twardości ogólnej wody z ZOW i z zaworów czerpalnych	90
WYKRES 4.1.34. Zmiany pH wody z zaworu K-XI	92

WYKRES 4.1.35. Porównanie średniej barwy wody	93
WYKRES 4.1.36. Średnia mętność wody	93
WYKRES 4.1.37. Zmiana średniej zawartości żelaza ogólnego w wodzie w zależności od jej uśrednionego rozbioru	94
WYKRES 4.1.38. Średnie stężenie ogólnego węgla organicznego	94
WYKRES 4.2.1. Porównanie średniej intensywności barwy wody bez stagnacji i po niej	96
WYKRES 4.2.2. Porównanie średniej mętności wody bez stagnacji i po niej	96
WYKRES 4.2.3. Porównanie stężenia żelaza ogólnego w wodzie bez stagnacji i po niej	97
WYKRES 4.2.4. Porównanie średniego stężenia azotu amonowego w wodzie po i bez stagnacji	98
WYKRES 4.3.1. Porównanie pH wody z ZOW i z hydrantów	101
WYKRES 4.3.2. Mętność wody z ZOW i z hydrantów	102
WYKRES 4.3.3. Porównanie barwy wody z ZOW i z hydrantów	102
WYKRES 4.3.4. Zmiany stężenia żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i z hydrantów	103
WYKRES 4.3.5. Średni udział żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego	104
WYKRES 4.3.6. Średni udział żelaza (II) w zawartości żelaza ogólnego	104
WYKRES 4.3.7. Porównanie zawartości OWO w wodzie z ZOW i z hydrantów	105
WYKRES 4.3.8. Porównanie zawartości azotu amonowego w wodzie z ZOW i z hydrantów	106
WYKRES 4.3.9. Ubytek chloru wolnego w systemie dystrybucji	107
WYKRES 4.3.10. Udział próbek wody o charakterze korozyjnym określonym z uwagi na IL w wodzie z ZOW i z hydrantów	108
WYKRES 4.3.11. Porównanie wartości indeksu Ryznara dla wody z ZOW i z hydrantów	108
WYKRES 4.4.1. Zmiany pH wody przed i po przerwie w jej dostawie	111
WYKRES 4.4.2. Porównanie intensywności barwy wody przed i po przerwie w jej dostawie	112
WYKRES 4.4.3. Zmiana mętności badanych wód	112
WYKRES 4.4.4. Wartości stężenia żelaza ogólnego w wodzie przed i po przerwie w jej dostawie	113
WYKRES 4.4.5. Udział żelaza rozpuszczonego w zawartości żelaza ogólnego	114
WYKRES 4.4.6. Udział żelaza (II) w stężeniu żelaza ogólnego	114
WYKRES 4.4.7. Zmiana stężenia ogólnego węgla organicznego w badanych próbkach wody	115
WYKRES 4.4.8. Zawartość azotu amonowego w badanych próbkach wody	115
WYKRES 4.4.9. Zmiana przewodności wody przed i po przerwie w jej dostawie	117
WYKRES 4.5.1. Krotność zmiany intensywności barwy w wodzie z niewyplukanych hydrantów	121
WYKRES 4.5.2. Porównanie stężenia żelaza ogólnego w wodzie z hydrantów bez wypłukania i po nim	121
WYKRES 4.5.3. Porównanie zawartości żelaza rozpuszczonego w wodzie z hydrantów bez wypłukania i po nim	122
WYKRES 4.5.4. Zmiana zawartości ogólnego węgla organicznego	123
WYKRES 4.5.5. Porównanie wartości indeksów Ryznara w wodzie z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów	124
WYKRES 5.1.1. Procentowy udział próbek o różnym poziomie korozyjności (ze względu na IR)	126
WYKRES 5.1.2. Krzywe częstotliwości występowania żelaza ogólnego w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych	130
WYKRES 5.1.3. Krzywe częstotliwości występowania mętności	

w wodzie z ZOW i zaworów czerpalnych	132
WYKRES 5.1.4. Korelacja liniowa pomiędzy stężeniem żelaza i intensywnością barwy	132
WYKRES 5.1.5. Korelacja liniowa pomiędzy stężeniem OWO i azotu amonowego	133
WYKRES 5.1.6. Korelacja liniowa pomiędzy stężeniem OWO i azotu amonowego w wodzie z hydrantów	137
WYKRES 5.2.1. Ilorazy mętności wody z punktów o dużym i małym jej rozbiorze	139
WYKRES 5.2.2. Stężenie żelaza ogólnego w wodzie z punktów DR i MR	139
WYKRES 5.2.3. Średni udział żelaza rozpuszczonego w żelazie ogólnym	140
WYKRES 5.4.1. Porównanie częstotliwości występowania żelaza nierozpuszczonego w wodzie po stagnacji i bez niej	143
WYKRES 5.4.2. Porównanie częstotliwości występowania azotu amonowego w wodzie po stagnacji i bez niej	144
WYKRES 5.4.3. Porównanie zawartości żelaza nierozpuszczonego w wodzie przed i po przerwie w jej dostawie	146
WYKRES 5.5.1. Częstotliwość występowania żelaza nierozpuszczonego	150
WYKRES 5.5.2. Częstotliwość występowania mętności z wypłukanych i niewypłukanych hydrantów	151
WYKRES 5.7.1. Zmiana średniej mętności wody wraz z odległością punktu poboru od ZOW	154
WYKRES 5.7.2. Zmiana średniej zawartości chloru wolnego wody wraz z odległością punktu poboru od ZOW	155

SPIS RYSUNKÓW

RYSUNEK 2.1. Wykres równowag potencjał oksydacyjno-redukcyjny – pH w układzie woda-żelazo w temperaturze 20°C	26
RYSUNEK 2.2. Przekrój pionowy przez produkty korozji rurociągów żeliwnych	27
RYSUNEK 2.3. Udział (%) przyczyn uszkodzeń przewodów wodociągowych na Górnym Śląsku	34
RYSUNEK 2.4. Udział procentowy awarii w latach 1988-1997 dla Górnego Śląska i innych terenów kraju	35
MAPA 1. Lokalizacja punktów poboru wody	45
FOTOGRAFIA 5.1. Osady na wewnętrznej powierzchni rurociągu żeliwnego (punkt 8)	128
FOTOGRAFIA 5.2. Osady na wewnętrznej powierzchni rurociągu stalowego (punkt 3)	129
FOTOGRAFIA 5.3. Osady na wewnętrznej powierzchni rurociągu żeliwnego (punkt 5)	145
FOTOGRAFIA 5.4. Wymieniony hydrant (punkt 12)	147
FOTOGRAFIA 5.5. Wymieniony hydrant (punkt 13)	148

ZAŁĄCZNIKI

ZAŁĄCZNIK 1. Wyniki podstawowych analiz próbek wody z zaworów czerpalnych K-I-K-VI

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T °C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl ⁻ gCl/m ³	SO ₄ ²⁻ gSO ₄ ²⁻ /m ³	NO ₃ ⁻ gNO ₃ ⁻ /m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	ClO ₂ gClO ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	O	5.11.01	7.00	9	8,0	0,571	2	0,2	0,0	3,3	315	4,80	0,03				0,23	0,20	0,01
1	K-I	5.11.01	7.15	12	7,6	0,680	2	0,3	1,1	3,4	311	2,34	0,14	54,5	107,4	7,7	0,15	0,19	0,01
1	K-II	5.11.01	8.35	16	7,6	0,560	4	1,5	2,2	3,3	343	2,58	0,14	53,5	107,4	7,6	0,05	0,02	0,25
1	K-III	5.11.01	8.55	16	7,7	0,605	12	3,8	1,1	3,5	308	1,23	0,17	53,2	104,7	7,1	0,03	0,02	0,40
1	K-IV	5.11.01	9.15	15	7,6	0,493	4	1,5	2,2	3,4	339	3,56	0,10	54,4	108,7	7,7	0,08	0,04	0,13
1	K-V	5.11.01	9.25	17	7,5	0,703	3	1,3	2,2	3,4	342	3,05	0,10	55,1	108,5	7,7	0,02	0,03	0,04
2	O	28.11.01	7.00	7	8,0	0,565	2	0,2	0,0	3,5	320	3,00	0,08	54,0	118,4	10,0	0,66	0,43	0,01
2	K-I	28.11.01	7.15	9	7,4	0,700	2	0,2	1,1	3,4	309	5,13	0,06	52,9	115,7	9,9	0,59	0,42	0,01
2	K-II	28.11.01	8.02	11	7,2	0,705	6	0,8	0,0	3,5	312	2,57	0,08	53,3	112,7	9,5	0,04	0,10	0,24
2	K-III	28.11.01	8.22	12	7,2	0,668	8	2,3	5,5	3,3	312	6,15	0,05	53,3	112,7	9,3	0,03	0,08	0,28
2	K-IV	28.11.01	8.35	17	7,4	0,698	3	0,3	4,4	3,3	324	3,23	0,07	53,3	114,9	9,8	0,10	0,13	0,05
2	K-V	28.11.01	8.55	18	7,4	0,628	4	0,7	3,3	3,5	324	1,23	0,12	54,0	113,7	9,8	0,30	0,30	0,07
3	O	03.12.01	7.00	7	7,8	0,574	3	0,2	0,0	3,5	320	2,00	0,10	57,2	114,4	11,2	0,69	0,30	0,01
3	K-I	03.12.01	10.45	8	7,4	0,732	7	0,4	6,6	3,4	315	1,50	0,10	58,6	108,9	11,0	0,50	0,28	0,01
3	K-II	03.12.01	9.15	10	7,4	0,720	10	4,6	0,0	3,5	324	0,80	0,19	55,2	114,5	10,2	0,03	0,03	0,27
3	K-III	03.12.01	9.50	9	7,3	0,710	14	7,2	2,2	3,6	317	0,60	0,20	55,1	110,7	10,2	0,03	0,07	0,34
3	K-IV	03.12.01	10.10	11	7,4	0,723	7	2,6	2,2	3,6	317	2,00	0,14	55,8	113,6	10,4	0,11	0,08	0,09
3	K-V	03.12.01	10.18	16	7,5	0,710	8	2,0	0,0	3,5	324	1,80	0,12	55,3	112,0	10,8	0,10	0,08	0,10
4	O	19.12.01	7.00	8	7,5	0,480	8	0,3	0,0	3,1	288		0,08	49,0	102,3	10,9	0,04	0,55	0,01
4	K-I	19.12.01	7.10	10	7,5	0,500	8	0,4	1,3	3,4	269		0,12	48,1	100,4	10,8	0,01	0,55	0,02
4	K-II	19.12.01	11.55	12	5,7	0,675	10	0,9	11,0	3,5	334		0,08	55,4	113,6	11,4	0,00	0,02	0,18
4	K-III	19.12.01	11.40	12	6,9	0,712	9	2,6	2,2	3,6	283		0,09	54,0	108,9	10,5	0,00	0,02	0,35
4	K-IV	19.12.01	11.08	8	6,1	0,569	7	0,6	9,9	3,6	292		0,10	51,3	105,5	11,1	0,00	0,02	0,04
4	K-V	19.12.01	10.55	16	7,2	0,534	7	0,6	0,0	3,5	297		0,10	53,8	109,1	10,4	0,00	0,04	0,02

ZAŁĄCZNIK 1. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T °C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl ⁻ gCl ⁻ /m ³	SO ₄ ²⁻ gSO ₄ ²⁻ /m ³	NO ₃ ⁻ gNO ₃ ⁻ /m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	ClO ₂ gClO ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5	0	14.01.02	7.00	6	7,8	0,489	9	0,3	4,1	2,9	270	4,20	0,07	37,9	112,5	12,1	1,02	0,40	0,01
5	K-I	14.01.02	7.15	8	7,7	0,499	7	0,4	4,8	2,9	260	3,10	0,08	37,1	111,0	12,0	0,03	0,36	0,02
5	K-II	14.01.02	8.35	7	7,5	0,508	12	2,4	1,3	3,0	254	2,80	0,13	41,0	106,0	11,8	0,04	0,00	0,48
5	K-III	14.01.02	8.55	6	7,6	0,502	11	3,0	1,1	2,9	247	3,90	0,10	38,5	106,1	11,6	0,03	0,00	0,29
5	K-IV	14.01.02	9.10	5	7,4	0,500	7	1,2	2,4	2,8	254	2,70	0,19	37,6	109,2	12,0	0,04	0,00	0,05
5	K-V	14.01.02	9.20	7	7,5	0,520	7	0,7	1,8	2,9	247	3,50	0,09	38,5	108,7	11,5	0,03	0,07	0,02
6	0	30.01.02	7.00	4	8,0	0,577	7	0,4	2,9	2,7	301	4,20	0,15	48,1	114,6	20,4	0,69	0,10	0,01
6	K-I	30.01.02	11.45	10	7,4	0,577	8	0,5	5,0	2,6	301	2,50	0,15	48,2	114,6	20,4	0,00	0,08	0,03
6	K-II	30.01.02	9.05	9	7,4	0,532	22	1,2	0,0	3,1	346	3,10	0,24	39,2	109,8	19,1	0,02	0,04	0,31
6	K-III	30.01.02	9.30	12	7,6	0,526	17	1,2	0,0	2,7	303	3,80	0,23	44,4	116,7	16,7	0,02	0,03	0,23
6	K-IV	30.01.02	9.45	10	7,4	0,531	16	0,7	0,0	2,6	275	2,90	0,20	43,6	118,8	18,3	0,03	0,03	0,17
6	K-V	30.01.02	9.50	16	7,5	0,529	16	0,8	11,0	2,6	267	3,00	0,22	43,9	120,8	18,8	0,01	0,03	0,22
7	0	13.02.02	7.00	5	7,7	0,629	2	0,1	0,9	3,3	321	0,95	0,15	55,4	123,5	13,7	1,41	0,16	0,01
7	K-I	13.02.02	9.55	10	7,1	0,687	4	0,6	3,6	3,4	253	1,80	0,09	54,6	123,5	13,4	0,90	0,15	0,06
7	K-II	13.02.02	8.15	10	7,0	0,636	15	2,7	5,5	2,9	304	1,30	0,13	55,8	120,2	14,0	0,08	0,05	0,39
7	K-III	13.02.02	8.40	8	7,3	0,714	10	2,4	0,0	3,2	318	2,60	0,11	56,2	114,2	13,0	0,01	0,05	0,23
7	K-IV	13.02.02	8.55	9	7,2	0,712	6	0,6	3,3	3,1	320	0,90	0,12	56,3	117,9	13,5	0,01	0,05	0,14
7	K-V	13.02.02	9.10	15	7,2	0,713	9	0,5	0,0	3,2	325	1,10	0,11	54,4	120,5	13,5	0,03	0,13	0,18

ZAŁĄCZNIK 1. c.d.

Nr	Punkt	Data	Godz.	T	pH	Przew.	B	M	CO _{2agr}	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl _{2w}	ClO ₂	Fe _{og}	Fe _{roz}
serii	poboru			°C		mS/cm	gPt/m ³	NTU	gCO ₂ /m ³	val/m ³	g CaCO ₃ /m ³	gC/m ³	gN/m ³	gCl/m ³	gSO ₄ ²⁻ /m ³	gNO ₃ ⁻ /m ³	gCl ₂ /m ³	gClO ₂ /m ³	gFe/m ³	mg/dm ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
8	0	27.02.02	7.00	4	8,0	0,577	7	0,4	2,9	2,7	301	3,85	0,15	48,1	114,6	20,4	0,10	0,40	0,01	
8	K-I	27.02.02	9.30	10	7,4	0,577	8	0,5	5,0	2,6	301	2,50	0,15	48,2	114,6	20,4	n.w.	0,35	0,03	0,03
8	K-II	27.02.02	8.15	9	7,7	0,549	9	1,1	3,3	3,2	310	1,10	0,16	41,0	106,0	11,8	0,02	0,08	0,33	0,26
8	K-III	27.02.02	8.30	8	7,5	0,631	7	2,9	0,0	3,3	346	1,50	0,29	38,5	106,1	11,6	0,01	0,05	0,13	0,09
8	K-IV	27.02.02	8.55	10	7,6	0,619	5	0,6	4,4	3,3	340	0,80	0,28	37,6	109,2	12,0	0,05	0,05	0,07	0,05
8	K-V	27.02.02	9.05	12	7,5	0,590	5	0,5	0,0	3,3	343	0,55	0,36	38,5	108,7	11,5	0,01	0,02	0,10	0,09
9	0	8.03.02	6.50	4	7,6	0,636	6	0,4	0,0	3,2	362	3,25	0,12	52,6	141,8	12,3	0,97	0,18	0,01	
9	K-I	8.03.02	10.30	10	7,6	0,656	6	0,4	0,0	3,2	363	3,55	0,10	52,8	140,3	12,7	0,67	0,13	0,01	0,01
9	K-II	8.03.02	9.20	12	7,7	0,632	6	1,1	0,0	3,2	382	4,05	0,07	53,1	135,3	13,0	0,05	0,05	0,27	0,03
9	K-III	8.03.02	9.30	14	7,7	0,624	6	1,5	0,0	3,1	370	4,38	0,10	52,6	134,5	11,8	0,03	0,04	0,24	0,10
9	K-IV	8.03.02	9.45	12	7,7	0,633	5	0,5	0,0	3,1	343	2,80	0,09	52,1	136,1	11,7	0,40	0,11	0,06	0,06
9	K-V	8.03.02	9.55	16	7,6	0,628	4	0,6	0,0	3,2	382	3,05	0,10	52,4	138,0	12,8	0,29	0,12	0,07	0,06
10	0	18.03.02	7.10	4	7,5	0,646	8	0,5	1,1	2,9	292	5,20	0,08	49,4	145,0	9,5	0,88	0,25	0,01	
10	K-I	18.03.02	9.25	11	7,2	0,609	9	1,2	5,5	3,0	285	6,08	0,12	52,1	139,0	9,3	0,40	0,22	0,05	0,01
10	K-II	18.03.02	8.15	13	7,5	0,536	11	1,3	7,7	2,8	296	5,20	0,13	46,8	130,9	8,5	0,03	0,04	0,18	0,08
10	K-III	18.03.02	8.30	13	7,6	0,525	14	2,0	2,2	2,9	300	3,80	0,16	47,9	131,7	9,8	0,04	0,00	0,23	0,09
10	K-IV	18.03.02	8.35	14	7,5	0,494	8	2,6	7,7	3,0	325	5,00	0,14	47,6	135,8	9,2	0,02	0,04	0,34	0,04
10	K-V	18.03.02	8.50	17	7,6	0,614	13	1,0	8,8	2,9	328	2,99	0,22	48,2	138,2	9,1	0,00	0,00	0,09	0,07
11	0	17.05.02	7.00	4	7,5	0,526	3	0,3	2,2	2,5	258	4,50	0,17	39,7	74,9	10,2	1,02	0,15	0,01	
11	K-I	17.05.02	9.15	7	7,4	0,583	3	0,3	2,2	2,5	243	4,20	0,19	39,2	73,7	9,7	0,63	0,06	0,01	0,01
11	K-II	17.05.02	9.45	9	7,5	0,596	12	4,6	1,8	2,6	244	3,80	0,32	45,0	85,6	6,5	0,05	0,03	0,63	0,20
11	K-III	17.05.02	9.30	8	7,5	0,594	13	4,9	0,7	2,5	234	3,70	0,25	41,5	78,4	6,0	0,02	0,03	0,42	0,15
11	K-IV	17.05.02	9.35	12	7,5	0,593	6	0,4	2,2	2,5	227	3,90	0,22	40,4	74,5	8,7	0,00	0,00	0,20	0,11
11	K-V	17.05.02	9.40	10	7,5	0,588	6	0,3	2,1	2,5	234	3,70	0,22	41,4	78,8	8,8	0,00	0,00	0,21	0,11

ZAŁĄCZNIK 2. Wyniki poszerzonych analiz próbek wody z zaworów czerpalnych K-I do K-VI

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T °C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO ₂ agr gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl ⁻ g Cl ⁻ /m ³	SO ₄ ²⁻ gSO ₄ ²⁻ /m ³	NO ₃ ⁻ gNO ₃ ⁻ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
12	0	14.06.02	7.30	4	7,7	0,491	1	0,2	2,2	2,5	225	3,50	0,17	40,5	76,6	11,4
12	K-I	14.06.02	9.45	6	7,7	0,498	1	0,2	2,7	2,4	225	3,80	0,15	39,8	74,9	11,4
12	K-II	14.06.02	8.20	8	7,6	0,556	8	1,4	0,7	2,5	224	5,40	0,07	36,0	68,3	5,3
12	K-III	14.06.02	8.35	8	7,5	0,502	10	2,9	0,0	2,7	231	6,20	0,10	40,3	72,8	9,7
12	K-IV	14.06.02	8.45	8	7,5	0,537	4	0,4	1,5	2,6	258	6,15	0,06	41,2	79,4	9,1
12	K-V	14.06.02	9.00	12	7,5	0,538	6	0,9	1,8	2,5	220	6,99	0,05	39,5	73,1	8,6
13	0	5.07.02	7.30	9	7,5	0,507	2	0,3	3,5	2,2	224	4,10	0,14	30,4	84,0	0,6
13	K-I	5.07.02	9.45	11	7,5	0,518	3	0,4	2,2	2,1	201	4,12	0,13	32,1	82,0	0,6
13	K-II	5.07.02	8.20	14	7,6	0,551	12	2,7	1,8	2,4	216	3,87	0,13	42,1	77,7	2,0
13	K-III	5.07.02	8.35	12	7,6	0,515	18	8,1	1,8	2,4	208	3,54	0,22	35,8	65,0	1,0
13	K-IV	5.07.02	8.45	13	7,4	0,532	3	0,5	0,7	2,5	216	5,10	0,07	40,1	76,9	0,9
13	K-VI	5.07.02	9.00	18	7,5	0,514	3	1,2	3,1	2,3	204	3,11	0,23	38,7	70,5	0,9
14	0	9.08.02	7.30	10	7,6	0,531	2	0,2	1,4	2,3	212	3,60	0,12	43,3	67,5	2,4
14	K-I	9.08.02	10.40	11	7,6	0,528	3	0,2	1,2	2,3	212	3,65	0,13	43,2	67,4	2,3
14	K-II	9.08.02	9.15	16	7,6	0,566	15	3,3	0,7	2,5	267	4,00	0,14	43,4	71,1	3,5
14	K-III	9.08.02	9.40	12	7,6	0,560	15	5,8	0,2	2,4	280	3,80	0,12	42,0	65,7	2,2
14	K-IV	9.08.02	9.55	15	7,5	0,568	12	0,2	1,8	2,4	295	4,30	0,05	37,2	59,3	2,4
14	K-VI	9.08.02	10.10	14	7,5	0,544	6	0,3	1,4	2,3	280	4,30	0,06	42,4	67,6	2,9
15	0	6.09.02	7.30	8	7,4	0,541	3	0,1	1,0	2,6	208	4,80	0,09	45,7	66,4	7,1
15	K-I	6.09.02	10.55	9	7,4	0,540	3	0,2	1,3	2,7	262	5,80	0,04	40,4	66,5	7,0
15	K-II	6.09.02	9.45	11	7,5	0,501	11	1,5	1,5	2,5	290	4,90	0,14	38,9	70,2	2,9
15	K-III	6.09.02	10.10	12	7,4	0,554	3	0,2	1,0	2,6	290	4,30	0,12	43,9	66,4	5,4
15	K-IV	6.09.02	10.20	10	7,4	0,526	3	0,2	1,8	2,6	305	5,30	0,05	43,4	63,8	6,0
15	K-VI	6.09.02	10.35	14	7,4	0,530	3	0,3	2,1	2,7	290	5,25	0,06	43,1	66,2	5,1

ZAŁĄCZNIK 2. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Cl _{2w}	ClO ₂	Fe _{og}	Fe _{roz}	Fe ⁺²	Fe ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	O ₂	ClO ₃ ⁻	ClO ₂ ⁻
		gCl ₂ /m ³	gClO ₂ /m ³	gFe/m ³	mg/dm ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g O ₂ /m ³	g/m ³	g/m ³
1	2	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
12	0	0,79	0,17	0,01						6,2		
12	K-I	0,36	0,10	0,10	0,01	0,00	0,10	64	15,4	0,9		
12	K-II	0,02	0,04	0,37	0,20	0,06	0,31	64	15,1	0,6		
12	K-III	0,03	0,04	0,21	0,07	0,08	0,13	64	16,8	0,8		
12	K-IV	0,03	0,03	0,08	0,06	0,07	0,01	67	21,6	0,8		
12	K-V	0,03	0,03	0,13	0,10	0,11	0,02	74	8,3	0,7		
13	0	1,65	0,24	0,01								
13	K-I	1,39	0,14	0,01	0,01	0,00	0,01	57	13,8	0,8		
13	K-II	0,03	0,04	0,25	0,07	0,06	0,19	66	12,4	0,7		
13	K-III	0,00	0,00	0,34	0,10	0,09	0,25	56	16,3	0,7		
13	K-IV	0,08	0,06	0,05	0,04	0,01	0,04	62	14,4	0,5		
13	K-VI	0,03	0,04	0,02	0,02	0,02	0,00	62	12,0	0,6		
14	0	1,58	0,35	0,01						5,8	0,13	0,35
14	K-I	0,20	0,18	0,01	0,01	0,00	0,01	64	12,5	1,1	0,15	0,01
14	K-II	0,05	0,00	0,32	0,12	0,05	0,27	84	13,6	0,6	0,19	0,05
14	K-III	0,04	0,00	0,40	0,11	0,12	0,28	82	18,0	0,9	0,18	0,62
14	K-IV	0,10	0,12	0,05	0,05	0,02	0,03	86	19,2	0,7	0,19	0,22
14	K-VI	0,41	0,16	0,11	0,07	0,05	0,06	88	14,4	0,8	0,20	0,24
15	0	1,44	0,41	0,01							0,21	0,68
15	K-I	0,85	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	82	13,7	0,9	0,20	0,66
15	K-II	0,04	0,00	0,21	0,11	0,01	0,20	82	20,4	0,7	0,22	0,00
15	K-III	0,02	0,00	0,05	0,05	0,01	0,04	88	16,8	1,0	0,21	0,35
15	K-IV	0,14	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	94	16,8	0,8	0,23	0,44
15	K-VI	0,05	0,00	0,03	0,03	0,01	0,02	94	13,2	0,6	0,17	0,35

ZAŁĄCZNIK 2. c.d.

Nr	Punkt	Data	Godz.	T	pH	Przew.	B	M	CO _{2agr}	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
serii	poboru			°C		mS/cm	gPt/m ³	NTU	gCO ₂ /m ³	val/m ³	g CaCO ₃ /m ³	gC/m ³	gN/m ³	g Cl ⁻ /m ³	gSO ₄ ²⁻ /m ³	gNO ₃ ⁻ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
16	0	18.10.02	7.30	7	7,6	0,531	4	0,1	0,0	3,0	258	3,00	0,11	46,3	84,4	7,9
16	K-I	18.10.02	10.45	9	7,6	0,520	4	0,2	0,0	2,9	254	3,10	0,12	45,9	77,2	7,5
16	K-II	18.10.02	9.25	11	7,5	0,528	8	0,2	0,0	2,9	231	4,60	0,05	42,3	77,3	6,8
16	K-III	18.10.02	9.40	10	7,7	0,558	15	5,0	0,0	2,9	258	4,10	0,06	45,1	84,0	6,7
16	K-IV	18.10.02	10.00	13	7,6	0,567	4	0,7	0,0	3,0	258	3,80	0,02	42,1	78,8	7,2
16	K-VI	18.10.02	10.20	16	7,6	0,546	3	0,3	0,0	2,9	247	3,80	0,07	41,8	79,1	7,1
17	0	25.11.02	7.30	6	7,6	0,586	2	0,2	0,0	3,4	290	3,25	0,07	54,0	111,0	10,8
17	K-I	25.11.02	10.20	8	7,6	0,580	2	0,3	0,0	3,3	282	3,67	0,08	53,9	110,2	10,9
17	K-II	25.11.02	9.10	11	7,9	0,440	8	2,7	0,0	3,6	289	3,89	0,10	57,6	119,0	10,1
17	K-III	25.11.02	9.30	10	7,8	0,675	22	4,3	0,0	3,4	285	2,05	0,21	56,3	114,0	9,9
17	K-IV	25.11.02	9.45	13	7,9	0,579	2	0,2	0,0	3,5	289	3,68	0,14	55,9	114,0	10,9
17	K-VI	25.11.02	10.00	15	7,9	0,651	3	0,3	0,0	3,4	285	4,75	0,06	56,7	116,0	10,8
18	0	13.12.02	7.30	5	7,7	0,595	2	0,2	0,0	3,0	290	4,70	0,06	46,1	103,0	12,4
18	K-I	13.12.02	11.10	8	7,7	0,580	3	0,2	0,0	3,1	289	4,70	0,06	45,3	102,0	12,3
18	K-II	13.12.02	9.20	11	7,6	0,648	7	1,6	0,0	3,4	297	4,20	0,10	53,3	106,0	12,7
18	K-III	13.12.02	9.35	10	7,6	0,607	16	7,2	0,0	3,2	301	4,15	0,08	46,0	102,0	12,7
18	K-IV	13.12.02	10.20	12	7,5	0,592	3	0,3	0,0	3,3	270	3,86	0,11	45,7	103,0	12,3
18	K-VI	13.12.02	10.40	16	7,6	0,601	3	0,3	0,0	3,2	274	3,45	0,09	45,7	104,0	12,8
19	0	31.01.02	7.30	5	8,5	0,545	5	0,3	0,0	2,2	239	3,22	0,12	45,3	78,7	20,4
19	K-I	31.01.02	9.45	9	8,3	0,458	5	0,3	0,0	2,2	253	3,12	0,18	43,5	76,7	20,0
19	K-II	31.01.02	8.30	11	7,6	0,468	13	2,2	8,8	2,1	213	4,59	0,07	45,9	82,0	16,3
19	K-III	31.01.02	8.45	12	7,7	0,494	9	1,5	0,0	2,4	271	6,45	0,01	42,8	77,6	19,2
19	K-IV	31.01.02	9.00	14	7,7	0,429	9	0,8	0,0	2,4	240	3,89	0,10	44,4	76,7	19,2
19	K-VI	31.01.02	9.20	16	7,6	0,474	8	0,6	0,0	2,3	220	4,75	0,07	44,6	72,2	18,9

ZAŁĄCZNIK 2. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	ClO ₂	Cl _{2w}	Fe _{og}	Fe _{roz}	Fe ⁺²	Fe ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	O ₂	ClO ₃ ⁻	ClO ₂ ⁻
		gClO ₂ /m ³	gCl ₂ /m ³	gFe/m ³	mg/dm ³	g/m ³	g/m ³	gCa/m ³	g/m ³	mg O ₂ /dm ³	g/m ³	g/m ³
1	2	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
16	0	0,53	1,36	0,00						6,0	0,14	0,54
16	K-I	0,00	0,10	0,01	0,01	0,00	0,01	79	13,6	1,0	0,00	0,00
16	K-II	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	71	12,8	0,8	0,00	0,00
16	K-III	0,00	0,00	0,38	0,20	0,05	0,33	78	15,1	0,7	0,20	0,10
16	K-IV	0,00	0,13	0,13	0,13	0,01	0,12	71	19,2	0,8	0,00	0,27
16	K-VI	0,00	0,03	0,06	0,06	0,01	0,05	76	13,7	0,7	0,00	0,26
17	0	0,20	1,25	0,01							0,10	0,20
17	K-I	0,14	0,62	0,01	0,01	0,00	0,01	90	13,6	0,8	0,08	0,16
17	K-II	0,00	0,00	0,39	0,13	0,03	0,36	94	13,0	0,7	0,22	0,00
17	K-III	0,00	0,00	0,44	0,20	0,05	0,39	90	14,4	0,7	0,13	0,01
17	K-IV	0,00	0,04	0,09	0,05	0,01	0,08	90	15,2	0,7	0,12	0,09
17	K-VI	0,00	0,00	0,09	0,05	0,01	0,08	93	12,6	0,7	0,15	0,09
18	0	0,26	1,25	0,01						6,1	0,10	0,30
18	K-I	0,10	0,15	0,05	0,01	0,00	0,05	86	17,7	0,9	0,02	0,06
18	K-II	0,00	0,03	0,33	0,01	0,00	0,33	87	19,1	0,8	0,06	0,00
18	K-III	0,00	0,00	0,47	0,01	0,02	0,45	85	21,2	0,7	0,17	0,02
18	K-IV	0,07	0,10	0,08	0,01	0,01	0,07	85	13,8	0,8	0,04	0,18
18	K-VI	0,00	0,04	0,04	0,01	0,02	0,02	87	13,6	0,7	0,02	0,16
19	0	0,09	1,16	0,01						6,1	0,16	0,11
19	K-I	0,05	0,80	0,01	0,01	0,00	0,01	82	11,5	1,1	0,17	0,09
19	K-II	0,00	0,02	0,30	0,20	0,00	0,30	68	10,3	0,6	0,18	0,03
19	K-III	0,00	0,02	0,20	0,09	0,00	0,20	80	17,0	0,6	0,14	0,04
19	K-IV	0,03	0,18	0,04	0,04	0,00	0,04	74	13,2	0,7	0,14	0,03
19	K-VI	0,04	0,10	0,05	0,04	0,00	0,05	70	10,8	0,8	0,16	0,05

ZAŁĄCZNIK 3. Wyniki analiz mikrobiologicznych próbek wody z zaworów czerpalnych K-I do K-VI*

Nr serii	Punkt poboru	Data	Liczba bakterii z grupy coli / 100 cm ³		Ogólna liczba bakterii/ 1 cm ³	
			typowe	wątpliwe	mezofilnych	psychrofilnych
1	2	3	4	5	6	7
1	K-I	5.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
1	K-II	5.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	8
1	K-III	5.11.01	n.w.	n.w.	1	3
1	K-IV	5.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
1	K-V	5.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
2	K-I	28.11.01	1	n.w.	n.w.	n.w.
2	K-II	28.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
2	K-III	28.11.01	1	n.w.	n.w.	n.w.
2	K-IV	28.11.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
2	K-V	28.11.01	1	n.w.	n.w.	n.w.
3	K-I	03.12.01	3	n.w.	n.w.	n.w.
3	K-II	03.12.01	1	2	n.w.	n.w.
3	K-III	03.12.01	n.w.	1	n.w.	n.w.
3	K-IV	03.12.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
3	K-V	03.12.01	n.w.	1	n.w.	n.w.
4	K-I	19.12.01	1	n.w.	n.w.	n.w.
4	K-II	19.12.01	n.w.	1	n.w.	n.w.
4	K-III	19.12.01	n.w.	10	n.w.	n.w.
4	K-IV	19.12.01	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
4	K-V	19.12.01	n.w.	16	n.w.	n.w.
5	K-I	14.01.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
5	K-II	14.01.02	96	n.w.	71	340
5	K-III	14.01.02	n.w.	n.w.	2	6
5	K-IV	14.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	14
5	K-V	14.01.02	92	n.w.	7	6
6	K-I	30.01.02	n.w.	n.w.	2	n.w.
6	K-II	30.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	8
6	K-III	30.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	9
6	K-IV	30.01.02	n.w.	n.w.	39	129
6	K-V	30.01.02	n.w.	n.w.	1	6
7	K-I	13.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
7	K-II	13.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
7	K-III	13.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	11
7	K-IV	13.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
7	K-V	13.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	9

ZAŁĄCZNIK 3. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Data	Liczba bakterii z grupy coli/ 100 cm ³		Ogólna liczba bakterii/ 1 cm ³	
			typowe	wątpliwe	mezofilnych	psychrofilnych
1	2	3	4	5	6	7
8	K-I	27.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
8	K-II	27.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
8	K-III	27.02.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
8	K-IV	27.02.02	n.w.	n.w.	1	1
8	K-V	27.02.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
9	K-I	8.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
9	K-II	8.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
9	K-III	8.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
9	K-IV	8.03.02	n.w.	n.w.	1	1
9	K-V	8.03.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
10	K-I	18.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
10	K-II	18.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
10	K-III	18.03.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
10	K-IV	18.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
10	K-V	18.03.02	n.w.	n.w.	n.w.	2
11	K-I	17.05.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
11	K-II	17.05.02	n.w.	n.w.	7	n.w.
11	K-III	17.05.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
11	K-IV	17.05.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
11	K-V	17.05.02	n.w.	n.w.	n.w.	4
12	K-I	14.06.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
12	K-II	14.06.02	n.w.	n.w.	2	n.w.
12	K-III	14.06.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
12	K-IV	14.06.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
12	K-V	14.06.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
13	K-I	5.07.02	n.w.	n.w.	1	2
13	K-II	5.07.02	n.w.	n.w.	n.w.	9
13	K-III	5.07.02	n.w.	n.w.	n.w.	25
13	K-IV	5.07.02	24	25	28	40
13	K-VI	5.07.02	n.w.	1	n.w.	88
14	K-I	9.08.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
14	K-II	9.08.02	n.w.	4	1	38
14	K-III	9.08.02	n.w.	n.w.	2	19
14	K-IV	9.08.02	n.w.	n.w.	1	5
14	K-VI	9.08.02	n.w.	94	1	16
15	K-I	6.09.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
15	K-II	6.09.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
15	K-III	6.09.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
15	K-IV	6.09.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
15	K-VI	6.09.02	n.w.	25	n.w.	n.w.
16	K-I	18.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
16	K-II	18.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
16	K-III	18.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
16	K-IV	18.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
16	K-VI	18.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.

ZAŁĄCZNIK 3. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Data	Liczba bakterii z grupy coli/ 100 cm ³		Ogólna liczba bakterii/ 1 cm ³	
			typowe	wątpliwe	mezofilnych	psychrofilnych
17	K-I	25.11.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
17	K-II	25.11.02	n.w.	16	n.w.	3
17	K-III	25.11.02	n.w.	n.w.	n.w.	8
17	K-IV	25.11.02	n.w.	n.w.	n.w.	2
17	K-VI	25.11.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
18	K-I	13.12.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
18	K-II	13.12.02	n.w.	n.w.	32	3
18	K-III	13.12.02	n.w.	n.w.	1	22
18	K-IV	13.12.02	n.w.	11	n.w.	2
18	K-VI	13.12.02	n.w.	n.w.	n.w.	1
19	K-I	31.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
19	K-II	31.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
19	K-III	31.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
19	K-IV	31.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
19	K-VI	31.01.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.

* W pobranych próbkach wody z ZOW nie stwierdzono obecności bakterii. Natomiast w próbkach wody z zaworów czerpalnych nie stwierdzono obecności bakterii *Escherichia coli* ani z rodzajów *Enterokoków* i *Clostridium*.

ZAŁĄCZNIK 4. Wyniki analiz składu próbek wody z zaworów czerpalnych K-VII do K-X

Nr	Punkt	Data	Godz.	T	pH	Przew.	B	M	CO ₂ agr	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Cl _{2w}	Fe _{og}	Fe _{roz}	Fe ⁺²	Fe ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	O ₂
serii	poboru			°C		mS/cm	gPt/m ³	NTU	gCO ₂ /m ³	val/m ³	g CaCO ₃ /m ³	gC/m ³	gN/m ³	gCl ₂ /m ³	gFe/m ³	mg/dm ³	g/m ³	g/m ³	gCa/m ³	g/m ³	g O ₂ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1	0	20.03.02	6.30	6	7,5	0,646	8	0,5	1,1	2,9	292	4,90	0,08	0,88	0,01						
1	K-VII	20.03.02	11.15	6	7,4	0,693	8	1,9	3,3	3,0	303	4,15	0,14	0,06	0,09	0,05	0,02	0,07	95	15,7	1,2
1	K-VIII	20.03.02	10.45	8	7,5	0,677	9	0,5	0,0	3,0	309	4,85	0,09	0,02	0,10	0,08	0,03	0,07	110	8,2	1,0
1	K-IX	20.03.02	9.50	9	7,3	0,541	9	0,5	0,0	3,0	257	5,10	0,01	0,08	0,05	0,05	0,01	0,04	80	13,9	1,1
1	K-X	20.03.02	10.30	8	7,7	0,602	9	0,6	1,1	3,0	287	2,10	0,20	0,02	0,06	0,05	0,00	0,06	95	11,9	0,9
2	0	2.04.02	7.15	5	7,6	0,656	6	0,2	0,0	2,9	272	3,95	0,14	0,55	0,00						
2	K-VII	2.04.02	6.30	7	7,7	0,665	9	0,7	2,9	2,5	311	4,80	0,13	0,01	0,07	0,04	0,03	0,04	98	15,8	0,8
2	K-VIII	2.04.02	7.00	8	7,4	0,682	11	0,8	0,0	3,2	317	4,00	0,14	0,01	0,09	0,05	0,03	0,06	111	9,5	1,5
2	K-VIII'	2.04.02	7.00	8	7,4	0,682	10	0,6	0,0	3,2	315	3,89	0,16	0,01	0,08	0,05	0,03	0,05	110	9,6	1,6
2	K-IX	2.04.02	7.30	11	6,9	0,598	8	0,8	1,1	2,7	287	4,15	0,12	0,06	0,15	0,09	0,03	0,12	85	17,9	1,2
3	0	10.04.02	6.45	7	7,5	0,649	2	0,2	0,0	3,0	299	2,25	0,15	0,58	0,00						6,1
3	K-VII	10.04.02	8.15	9	7,6	0,630	5	0,9	2,2	3,0	282	4,60	0,09	0,01	0,05	0,04	0,01	0,04	100	7,7	1,3
3	K-VIII	10.04.02	8.30	7	7,3	0,650	9	0,7	0,0	2,8	300	4,14	0,07	0,03	0,10	0,06	0,02	0,08	101	11,4	0,8
3	K-VIII'	10.04.02	8.30	7	7,3	0,650	8	0,6	0,0	2,8	298	4,12	0,08	0,03	0,10	0,06	0,02	0,08	100	11,5	0,8
3	K-IX	10.04.02	8.45	10	7,9	0,698	6	1,2	2,2	3,5	301	2,98	0,15	0,05	0,25	0,12	0,06	0,19	96	14,6	0,9
3	K-X	10.04.02	9.30	13	7,6	0,723	8	1,3	0,0	3,5	316	2,67	0,10	0,03	0,09	0,05	0,01	0,08	102	14,6	1,5
4	0	31.04.02	7.00	8	7,5	0,648	2	0,2	0,0	3,0	303	3,32	0,13	0,72	0,01						
4	K-VII	31.04.02	8.30	11	7,3	0,654	8	1,0	2,2	2,9	311	4,40	0,10	0,08	0,04	0,02	0,02	0,02	101	14,0	1,6
4	K-VIII	31.04.02	9.45	9	7,5	0,577	9	0,5	0,0	3,2	288	2,70	0,21	0,02	0,10	0,08	0,03	0,07	91	14,5	1,4
4	K-IX	31.04.02	8.45	10	7,5	0,638	7	0,3	0,0	3,3	289	4,70	0,06	0,07	0,07	0,06	0,02	0,05	87	17,2	1,3
4	K-X	31.04.02	7.00	9	7,6	0,562	8	1,0	3,3	3,1	273	1,76	0,30	0,03	0,06	0,05	0,00	0,06	85	14,5	1,1
5	0	6.05.02	6.30	6	7,6	0,541	2	0,2	1,4	2,3	212	3,72	0,12	1,58	0,01						5,8
5	K-VII	6.05.02	8.30	10	7,3	0,559	7	0,6	2,2	3,0	296	4,17	0,11	0,10	0,05	0,03	0,01	0,04	90	17,0	0,9
5	K-VIII	6.05.02	9.30	7	7,6	0,630	6	0,9	1,1	3,1	301	3,65	0,11	0,02	0,08	0,06	0,02	0,06	94	15,8	1,1
5	K-VIII'	6.05.02	9.30	7	7,6	0,630	6	0,7	0,0	3,0	303	3,55	0,13	0,02	0,08	0,06	0,02	0,06	95	15,7	1,2
5	K-IX	6.05.02	9.45	12	7,3	0,534	10	0,9	0,0	3,3	278	3,68	0,13	0,05	0,25	0,19	0,04	0,21	88	13,9	1,3

ZAŁĄCZNIK 4. c.d.

Nr	Punkt	Data	Godz.	T	pH	Przew.	B	M	CO _{2agr}	Zas _{og}	Tw _{og}	OWO	NH ₄ ⁺	Cl _{2w}	Fe	Fe _{roz}	Fe ⁺²	Fe ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	O ₂
serii	poboru			°C		mS/cm	gPt/m ³	NTU	gCO ₂ /m ³	val/m ³	g CaCO ₃ /m ³	gC/m ³	gN/m ³	gCl ₂ /m ³	gFe/m ³	mg/dm ³	g/m ³	g/m ³	gCa/m ³	g/m ³	g O ₂ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
6	0	26.06.02	7.00	6	7,4	0,531	3	0,1	1,0	2,6	208	4,20	0,09	1,44	0,01						
6	K-VII	26.06.02	9.00	13	7,5	0,626	8	1,8	0,0	2,7	219	2,90	0,24	0,08	0,34	0,03	0,18	0,16	69	11,2	1,8
6	K-VIII	26.06.02	11.15	11	7,5	0,574	10	1,7	0,0	3,0	220	3,75	0,17	0,04	0,27	0,11	0,11	0,16	63	15,0	1,7
6	K-VIII'	26.06.02	11.15	11	7,5	0,574	10	1,6	0,0	3,0	216	3,80	0,15	0,05	0,25	0,12	0,11	0,14	61	15,2	1,6
6	K-IX	26.06.02	10.15	11	7,8	0,562	6	0,4	1,1	2,6	217	3,70	0,10	0,10	0,24	0,23	0,14	0,10	63	14,3	2,1
6	K-X	26.06.02	10.50	15	7,5	0,589	6	1,1	0,0	2,8	221	4,50	0,11	0,05	0,12	0,08	0,03	0,09	102	8,6	1,4
7	0	19.09.02	6.45	6	7,5	0,554	4	0,4	0,5	3,0	210	4,03	0,11	1,31	0,00						6,4
7	K-VII	19.09.02	9.00	9	7,3	0,597	9	0,6	2,2	3,0	300	4,17	0,11	0,10	0,05	0,03	0,01	0,04	94	15,6	1,9
7	K-VIII'	19.09.02	8.30	10	7,6	0,530	8	2,0	2,2	2,6	206	3,45	0,15	0,03	0,24	0,13	0,10	0,14	62	12,2	1,7
7	K-IX	19.09.02	9.15	11	7,6	0,570	7	0,6	3,3	2,8	220	3,15	0,11	0,05	0,27	0,21	0,13	0,14	62	15,6	1,6
8	0	26.10.02	7.00	5	7,6	0,533	4	0,1	0,0	3,1	262	3,81	0,10	1,39	0,01						
8	K-VII	26.10.02	10.15	5	7,5	0,600	8	1,2	1,1	3,5	296	2,70	0,20	0,05	0,06	0,05	0,02	0,04	89	17,6	0,9
8	K-VIII	26.10.02	11.15	9	7,2	0,566	7	1,0	1,1	3,3	272	3,71	0,11	0,03	0,28	0,19	0,06	0,22	83	15,5	1,0
8	K-VIII'	26.10.02	11.15	9	7,2	0,566	6	0,9	1,1	3,3	268	3,68	0,12	0,03	0,25	0,18	0,06	0,19	82	15,2	0,8
8	K-IX	26.10.02	10.45	7	7,1	0,576	8	0,5	0,0	3,2	313	2,98	0,18	0,00	0,27	0,20	0,03	0,24	106	11,5	1,4
8	K-X	26.10.02	12.00	11	7,3	0,558	7	0,7	0,0	3,1	278	3,45	0,16	0,01	0,13	0,10	0,01	0,12	87	14,5	1,3
9	0	23.11.02	7.15	6	7,5	0,531	4	0,1	0,0	3,0	258	4,20	0,11	1,36	0,00						6,2
9	K-VII	23.11.02	7.15	7	7,4	0,632	8	0,5	3,3	2,8	300	3,85	0,12	0,01	0,08	0,07	0,01	0,07	100	12,0	1,1
9	K-VIII	23.11.02	7.45	5	7,1	0,589	13	0,9	2,2	3,5	305	4,00	0,14	0,02	0,33	0,22	0,05	0,28	105	10,2	1,3
9	K-VIII'	23.11.02	7.45	5	7,1	0,589	11	0,9	2,2	3,5	305	3,95	0,17	0,02	0,31	0,22	0,05	0,26	105	10,2	1,3
9	K-IX	23.11.02	7.30	4	7,8	0,543	10	0,7	3,3	3,1	264	3,64	0,12	0,04	0,22	0,18	0,04	0,18	75	18,4	1,5
10	0	5.02.03	6.30	6	8,5	0,545	5	0,3	0,0	2,2	239	3,69	0,12	1,16	0,01						
10	K-VII	5.02.03	8.15	4	7,2	0,588	8	0,8	2,2	3,1	303	3,90	0,15	0,02	0,07	0,07	0,03	0,04	98	13,9	2,4
10	K-VIII'	5.02.03	9.45	6	7,4	0,566	10	1,3	0,0	2,9	298	3,74	0,12	0,05	0,24	0,12	0,03	0,21	88	18,7	0,6
10	K-IX	5.02.03	10.15	13	7,2	0,586	7	0,3	0,0	3,5	289	2,89	0,28	0,50	0,04	0,04	0,00	0,04	88	16,6	1,8
10	K-X	5.02.03	10.30	11	7,2	0,593	8	0,5	0,0	3,5	283	2,75	0,19	0,30	0,06	0,05	0,00	0,06	88	15,1	1,2

ZAŁĄCZNIK 5. Analizy mikrobiologiczne próbek wody z zaworów czerpalnych K-VII do K-X.*

Nr serii	Punkt poboru	Data	Liczba bakterii z grupy coli/ 100 cm ³		Ogólna liczba bakterii/ 1 cm ³	
			typowe	wątpliwe	mezofilnych	psychrofilnych
1	2	3	4	5	6	7
1	K-VII	20.03.02	n.w.	n.w.	1	n.w.
1	K-VIII	20.03.02	n.w.	n.w.	1	5
1	K-IX	20.03.02	n.w.	n.w.	3	1
3	K-VII	10.04.02	3	n.w.	n.w.	n.w.
3	K-VIII	10.04.02	1	2	n.w.	n.w.
3	K-IX	10.04.02	810	210	n.w.	n.w.
3	K-X	10.04.02	1	113	n.w.	n.w.
5	K-VII	6.05.02	12	13	192	317
5	K-VIII	6.05.02	n.w.	n.w.	275	393
5	K-IX	6.05.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
5	K-X	6.05.02	n.w.	151	n.w.	n.w.
7	K-VII	19.09.02	n.w.	3	n.w.	1
7	K-VIII	19.09.02	1	n.w.	123	255
7	K-IX	19.09.02	98	76	2	15
8	K-VII	26.10.02	4	n.w.	2	3
8	K-VIII	26.10.02	n.w.	n.w.	23	54
8	K-IX	26.10.02	1	33	n.w.	153
8	K-X	26.10.02	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
10	K-VII	5.02.03	8	n.w.	2	1
10	K-VIII	5.02.03	2	1	n.w.	n.w.
10	K-IX	5.02.03	n.w.	n.w.	55	47
10	K-X	5.02.03	2	1	3	5

* W pobranych próbkach wody nie stwierdzono obecności bakterii *Escherichia coli* oraz z rodzajów *Enterokoków* i *Clostridium*.

**ZAŁĄCZNIK 6. Zmiany rozbioru wody wg odczytów wodomierza
i składu fizyczno-chemicznego wody z punktu K-XI (zakład użyteczności publicznej)**

Nr próbki	Data	Godz.	Q dm ³ /h	T °C	pH	Przew mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Ca ⁺² gCa/m ³	Mg ⁺² gMg/m ³
0	22.03.02	6.30		6	7,6	0,553	3	0,3	0,0	3,1	305	4,67	0,05	0,94	0,02			
1	22.03.02	7.00	0,83	8	7,6	0,532	6	1,0	9,9	3,2	301	4,60	0,15	0,00	0,30	0,03	95	15,2
2	22.03.02	9.30	354	8	7,6	0,724	7	1,2	4,4	3,3	315	4,40	0,17	0,00	0,22	0,02	99	16,2
3	22.03.02	12.00	1299	9	7,7	0,728	9	1,6	5,5	3,4	314	4,10	0,20	0,01	0,35	0,05	97	17,2
4	22.03.02	14.30	1239	9	7,7	0,730	7	1,6	2,2	3,4	310	4,20	0,18	0,01	0,28	0,04	96	16,8
5	22.03.02	17.00	36,8	9	7,8	0,731	8	1,4	3,3	3,4	310	3,80	0,25	0,00	0,15	0,05	94	18,0
6	22.03.02	19.00	7,5	9	7,6	0,569	8	1,1	2,2	3,3	306	3,75	0,22	0,00	0,11	0,04	97	15,2
0	05.04.02	6.30		7	7,7	0,693	3	0,3	0,0	3,0	285	3,60	0,11	0,81	0,01			
1	05.04.02	7.00	1,08	7	7,4	0,499	7	0,9	13,2	2,9	254	5,10	0,09	0,00	0,20	0,04	84	10,5
2	05.04.02	9.30	352	7	7,5	0,587	7	1,0	0,8	2,9	276	4,16	0,10	0,02	0,15	0,05	89	12,8
3	05.04.02	12.00	1287	9	7,5	0,649	9	1,3	3,3	3,0	317	4,45	0,12	0,00	0,28	0,05	96	18,5
4	05.04.02	14.30	1242	8	7,6	0,547	9	1,2	2,2	3,0	318	4,85	0,06	0,01	0,21	0,06	98	17,5
5	05.04.02	17.00	35,6	8	7,6	0,649	7	1,0	1,1	3,1	318	4,28	0,10	0,00	0,18	0,05	101	15,7
6	05.04.02	19.00	5,5	7	7,5	0,668	6	0,8	0,5	3,1	321	4,15	0,12	0,00	0,15	0,06	112	9,8
0	26.04.02	6.30		6	7,5	0,648	2	0,2	0,0	3,0	303	2,57	0,13	0,72	0,01			
1	26.04.02	7.00	0,67	7	7,3	0,598	7	0,8	0,9	2,8	298	3,60	0,11	0,01	0,20	0,04	91	16,9
2	26.04.02	9.30	356	8	7,4	0,576	8	0,9	1,1	2,9	287	3,80	0,09	0,02	0,18	0,04	87	16,7
3	26.04.02	12.00	1300	6	7,4	0,648	9	1,2	0,7	3,1	310	4,15	0,07	0,08	0,26	0,02	98	15,6
4	26.04.02	14.30	1235	9	7,5	0,631	7	1,3	2,2	3,0	312	2,99	0,18	0,01	0,20	0,02	101	14,3
5	26.04.02	17.00	34,4	6	7,5	0,649	7	0,9	0,6	3,0	308	3,80	0,12	0,00	0,16	0,02	96	16,3
6	26.04.02	19.00	4,5	7	7,4	0,643	6	0,9	1,1	3,1	305	3,65	0,10	0,01	0,12	0,05	98	14,4
0	10.05.02	6.30		5	7,6	0,655	2	0,3	0,0	3,1	306	4,20	0,07	0,88	0,02			
1	10.05.02	7.00	0,92	9	7,2	0,632	9	1,1	0,0	3,2	300	4,20	0,14	0,08	0,09	0,02	94	15,6
2	10.05.02	9.30	340	10	7,3	0,590	8	1,0	5,5	3,0	293	4,12	0,13	0,04	0,16	0,02	89	16,9
3	10.05.02	12.00	1296	10	7,3	0,666	10	1,5	6,6	2,8	307	3,90	0,12	0,01	0,42	0,04	97	15,5
4	10.05.02	14.30	1211	8	7,4	0,687	8	1,2	3,3	3,0	312	3,80	0,16	0,02	0,20	0,02	104	12,5
5	10.05.02	17.00	32,4	9	7,3	0,664	7	1,0	0,0	3,1	310	4,08	0,11	0,03	0,16	0,02	100	14,4
6	10.05.02	19.00	2,5	8	7,4	0,692	7	0,8	1,1	2,9	315	3,55	0,25	0,00	0,10	0,05	107	11,4

Załącznik 7. Skład wody pobranej po nocnej stagnacji z zaworów czerpalnych K-I do K-VI

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T °C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	ClO ₂ gClO ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
3	K-I _{st}	03.12.01	6.30	8	7,4	0,720	8	0,8	3,5	318	1,70	0,12	0,22	0,21	0,20	
3	K-II _{st}	03.12.01	6.45	10	7,4	0,708	12	7,3	3,4	330	0,97	0,22	0,00	0,01	0,35	
3	K-III _{st}	03.12.01	6.00	9	7,3	0,705	16	9,4	3,6	326	2,40	0,26	0,01	0,03	0,55	
3	K-IV _{st}	03.12.01	7.00	11	7,4	0,713	8	4,8	3,5	309	1,95	0,18	0,05	0,03	0,19	
3	K-V _{st}	03.12.01	7.30	16	7,5	0,699	10	3,5	3,4	335	1,90	0,16	0,08	0,00	0,12	
5	K-I _{st}	14.01.02	6.35	8	7,6	0,476	9	0,9	2,8	271	3,25	0,12	0,01	0,22	0,26	
5	K-II _{st}	14.01.02	6.50	7	7,4	0,500	15	5,6	3,1	268	3,05	0,19	0,01	0,00	0,66	
5	K-III _{st}	14.01.02	6.10	6	7,6	0,492	14	4,6	3,0	259	4,10	0,15	0,01	0,00	0,45	
5	K-IV _{st}	14.01.02	7.05	5	7,3	0,487	11	2,5	2,9	264	2,95	0,28	0,02	0,00	0,15	
5	K-V _{st}	14.01.02	7.40	7	7,4	0,514	9	1,2	2,9	251	3,87	0,15	0,02	0,04	0,10	
7	K-I _{st}	13.02.02	6.30	10	6,9	0,698	6	0,9	3,3	274	2,20	0,16	0,55	0,07	0,22	
7	K-II _{st}	13.02.02	6.45	10	6,8	0,658	28	5,8	3,0	305	1,80	0,18	0,01	0,03	0,58	
7	K-III _{st}	13.02.02	6.00	8	7,2	0,719	21	5,4	3,1	315	2,96	0,12	0,00	0,02	0,37	
7	K-IV _{st}	13.02.02	7.00	9	7,3	0,721	12	1,5	3,2	329	1,43	0,19	0,00	0,02	0,24	
7	K-V _{st}	13.02.02	7.30	15	7,1	0,705	10	0,9	3,0	331	1,12	0,15	0,01	0,10	0,21	
9	K-I _{st}	8.03.02	6.30	10	7,5	0,660	8	0,7	3,1	368	3,60	0,09	0,31	0,11	0,11	0,01
9	K-II _{st}	8.03.02	6.40	12	7,6	0,622	8	2,9	3,1	391	4,20	0,17	0,00	0,00	0,41	0,06
9	K-III _{st}	8.03.02	6.05	14	7,6	0,634	9	2,8	3,2	385	4,49	0,18	0,00	0,01	0,37	0,06
9	K-IV _{st}	8.03.02	7.10	12	7,6	0,642	7	1,5	3,2	351	3,15	0,11	0,21	0,04	0,16	0,04
9	K-V _{st}	8.03.02	7.45	16	7,6	0,630	6	1,1	3,0	297	3,09	0,12	0,28	0,12	0,18	0,04

ZAŁĄCZNIK 7. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T °C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g CaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	ClO ₂ gClO ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
10	K-I _{st}	18.03.02	6.35	11	7,1	0,619	14	1,9	3,0	297	6,12	0,13	0,11	0,09	0,16	0,01
10	K-II _{st}	18.03.02	6.50	13	7,4	0,576	18	2,8	3,0	301	5,31	0,19	0,00	0,00	0,28	0,06
10	K-III _{st}	18.03.02	6.10	13	7,5	0,533	23	3,1	2,8	310	3,96	0,21	0,00	0,00	0,36	0,07
10	K-IV _{st}	18.03.02	7.05	14	7,5	0,487	11	3,4	2,9	330	5,08	0,20	0,01	0,00	0,55	0,02
10	K-V _{st}	18.03.02	7.40	17	7,5	0,621	14	1,3	3,0	330	3,06	0,31	0,00	0,00	0,16	0,05
11	K-I _{st}	17.05.02	6.30	7	7,4	0,583	8	0,9	2,4	237	5,10	0,28	0,43	0,04	0,10	0,01
11	K-II _{st}	17.05.02	6.45	9	7,5	0,596	15	8,6	2,7	255	4,12	0,42	0,00	0,00	1,10	0,06
11	K-III _{st}	17.05.02	6.00	8	7,5	0,594	18	7,8	2,6	254	3,85	0,38	0,00	0,00	0,73	0,07
11	K-IV _{st}	17.05.02	7.00	12	7,5	0,593	7	1,1	2,4	237	4,26	0,31	0,00	0,00	0,31	0,04
11	K-V _{st}	17.05.02	7.30	10	7,5	0,586	7	3,4	2,4	241	4,02	0,33	0,00	0,01	0,48	0,02
17	K-I _{st}	25.11.02	6.30	8	7,6	0,580	5	0,4	3,2	299	3,84	0,11	0,07	0,42	0,19	0,01
17	K-II _{st}	25.11.02	6.40	11	7,9	0,440	11	3,2	3,5	278	3,97	0,18	0,00	0,00	0,66	0,11
17	K-III _{st}	25.11.02	6.05	10	7,8	0,675	27	5,7	3,3	297	2,34	0,33	0,00	0,00	0,86	0,15
17	K-IV _{st}	25.11.02	7.10	13	7,9	0,579	4	0,6	3,4	296	3,87	0,16	0,00	0,00	0,16	0,03
17	K-VI _{st}	25.11.02	7.45	15	7,9	0,651	6	0,4	3,3	294	7,80	0,10	0,00	0,00	0,12	0,03
18	K-I _{st}	13.12.02	6.20	8	7,7	0,580	5	1,0	3,0	297	4,85	0,11	0,06	0,10	0,11	0,01
18	K-II _{st}	13.12.02	6.40	11	7,6	0,648	16	2,5	3,3	301	4,33	0,13	0,00	0,00	0,53	0,08
18	K-III _{st}	13.12.02	5.55	10	7,6	0,607	21	8,1	3,1	312	4,23	0,10	0,00	0,00	0,64	0,10
18	K-IV _{st}	13.12.02	6.55	12	7,5	0,592	4	0,8	3,2	264	3,97	0,14	0,02	0,06	0,22	0,02
18	K-VI _{st}	13.12.02	7.20	16	7,6	0,601	5	0,8	3,1	285	3,55	0,11	0,00	0,00	0,12	0,02

ZAŁĄCZNIK 8. Wyniki analiz próbek wody z hydrantów

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T ° C	pH	Przew mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} g CO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} gCaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Fe(II) gFe/m ³	Fe(III) gFe/m ³	Ca gCa ⁺² /m ³	Mg gMg ⁺² /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	0	27.11.01		7	7,8	0,584	2	0,2		3,6	312	3,80	0,06	0,98	0,01					
1	H-I	27.11.01	12.50	8	7,3	0,547	6	1,3	9,9	3,5	298	5,63	0,17	0,02	0,16	0,14	0,04	0,12	89	18,12
1	H-II	27.11.01	11.25	8	7,8	0,517	19	52,6	6,6	3,5	288	10,78	0,56	0,00	3,29	0,10	0,02	3,27	82	19,92
1	H-III	27.11.01	12.15	8	5,6	0,506	5	0,3	7,7	3,5	298	6,56	0,16	0,01	0,13	0,09	0,02	0,11	90	17,52
2	0	11.12.01			7,9	0,667	4	0,2		3,6	351	4,10	0,06	0,05	0,01					
2	H-I	11.12.01	13.10	1	7,5	0,625	7	1,3	0,0	3,6	330	5,55	0,17	0,01	0,60	0,15	0,02	0,58	97	21,00
2	H-II	11.12.01	13.55	8	7,7	0,655	12	6,3	6,6	3,4	342	9,73	0,17	0,00	1,10	0,17	0,03	1,07	105	19,08
2	H-III	11.12.01	12.50	2	7,0	0,630	10	4,1	14,3	2,9	303	3,75	0,21	0,00	0,45	0,11	0,01	0,44	99	13,32
3	0	9.01.02	7.00	4	7,6	0,510	4	0,2	0,9	3,2	294	3,96	0,04	0,04	0,01					
3	H-I	9.01.02	9.35	4	5,8	0,562	15	1,2	8,8	3,1	280	6,37	0,20	0,00	0,32	0,16	0,01	0,31	88	14,40
3	H-II	9.01.02	9.20	3	4,9	0,518	12	30,3	1,1	3,1	278	10,82	0,21	0,00	0,62	0,14	0,05	0,57	86	15,12
3	H-III	9.01.02	9.40	6	6,3	0,597	14	2,2	9,9	3,0	357	5,78	0,47	0,00	0,47	0,13	0,07	0,40	116	16,08
4	0	25.01.02	7.00	4	7,7	0,514	9	0,5	3,5	2,4	298	2,95	0,36	0,03	0,01					
4	H-I	25.01.02	9.05	5	7,5	0,471	13	2,6	8,8	2,7	250	5,60	0,30	0,03	0,20	0,15	0,01	0,19	84	9,60
4	H-II	25.01.02	9.40	4	7,0	0,473	19	7,8	8,8	2,6	236	11,05	0,74	0,00	0,28	0,13	0,06	0,22	82	7,44
4	H-III	25.01.02	9.15	6	6,7	0,426	12	2,0	13,2	2,5	239	4,80	0,79	0,00	0,26	0,13	0,02	0,24	78	10,56
5	0	5.02.02	7.00	4	7,6	0,601	2	0,2	0,9	3,3	331	3,56	0,12	1,20	0,01					
5	H-I	5.02.02	10.25	6	7,1	0,582	15	1,5	5,5	2,6	303	4,80	0,14	0,00	0,12	0,12	0,00	0,12	97	14,52
5	H-II	5.02.02	11.35	5	6,9	0,591	23	6,6	2,2	3,0	303	9,80	0,29	0,00	0,27	0,11	0,02	0,25	96	15,12
5	H-III	5.02.02	10.55	5	6,9	0,608	13	2,3	2,2	2,9	307	7,80	0,17	0,00	0,15	0,11	0,04	0,11	97	15,48
6	0	19.02.02	7.00	6	7,7	0,698	3	0,2	0,9	3,3	331	2,21	0,09	1,27	0,01					
6	H-I	19.02.02	10.25	5	7,5	0,678	5	1,5	1,1	3,3	318	3,75	0,12	0,08	0,20	0,08	0,06	0,14	98	17,52
6	H-II	19.02.02	11.15	6	7,3	0,709	6	7,6	1,1	3,2	339	7,70	0,20	0,00	0,92	0,10	0,08	0,84	105	18,36
6	H-III	19.02.02	10.45	4	7,3	0,706	5	7,5	1,1	3,3	335	6,65	0,13	0,00	0,16	0,08	0,05	0,11	104	18
7	0	06.03.02	7.00	4	7,6	0,628	4	0,3	0,0	3,2	331	2,70	0,07	1,42	0,01					
7	H-I	06.03.02	8.45	5	7,5	0,560	13	3,6	2,2	3,1	275	5,30	0,17	0,00	0,22	0,10	0,07	0,15	88	13,2
7	H-II	06.03.02	8.20	6	7,3	0,595	20	42,0	2,2	3,1	317	8,80	0,52	0,00	1,40	0,47	0,15	1,25	96	18,48
7	H-III	06.03.02	8.33	4	7,3	0,631	10	5,3	0,0	3,2	328	6,30	0,19	0,00	0,11	0,04	0,01	0,10	101	18,12

ZAŁĄCZNIK 8. c.d.

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T ° C	pH	Przew mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} g CO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g/m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Fe(II) gFe/m ³	Fe(III) gFe/m ³	Ca gCa ⁺² /m ³	Mg gMg ⁺² /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
8	0	26.03.02	6.30	6	7,6	0,593	3	0,3	0,0	3,1	305	2,20	0,05	0,94	0,02					
8	H-I	26.03.02	10.15	6	7,4	0,603	10	1,3	3,3	3,1	303	4,40	0,12	0,00	0,21	0,15	0,08	0,13	96	15,12
8	H-II	26.03.02	9.30	7	7,3	0,622	8	6,6	4,4	2,9	314	5,10	0,14	0,00	0,09	0,03	0,01	0,08	98	16,56
8	H-III	26.03.02	10.00	6	7,4	0,619	13	1,8	2,2	3,0	304	3,80	0,10	0,00	0,06	0,01	0,00	0,06	97	14,76
9	0	15.04.02	7.00	5	7,7	0,593	3	0,3	0,0	3,0	285	1,96	0,11	0,81	0,01					
9	H-I	15.04.02	7.45	8	7,7	0,654	7	0,8	15,4	3,0	343	5,10	0,07	0,01	0,10	0,07	0,01	0,09	106	18,72
9	H-II	15.04.02	8.50	6	7,6	0,622	11	20,6	0,0	3,1	311	8,60	0,25	0,00	0,46	0,23	0,18	0,28	94	18,24
9	H-III	15.04.02	8.10	7	7,6	0,614	7	1,7	4,4	3,0	307	6,10	0,08	0,00	0,13	0,03	0,01	0,12	93	17,88
10	0	16.09.02	7.30	6	7,5	0,504	3	0,2	0,0	3,0	220	4,15	0,12	1,63	0,00					
10	H-I	16.09.02	8.50	7	7,7	0,568	7	0,9	0,0	3,4	238	5,70	0,25	0,02	0,22	0,17	0,04	0,18	74	12,50
10	H-II	16.09.02	8.25	8	7,7	0,596	17	7,0	1,1	2,5	231	5,13	0,37	0,01	0,67	0,35	0,15	0,52	74	10,80
10	H-III	16.09.02	9.15	7	7,7	0,534	10	3,1	3,3	2,8	234	5,41	0,56	0,03	0,28	0,22	0,04	0,24	74	11,80
11	0	9.10.02	7.30	5	7,5	0,554	3	0,1	0,5	2,7	229	3,90	0,12	1,44	0,01					
11	H-I	9.10.02	10.10	6	7,6	0,589	5	0,6	2,2	3,1	270	4,75	0,09	0,03	0,15	0,15	0,04	0,11	88	12,00
11	H-II	9.10.02	9.45	7	7,5	0,558	11	3,1	1,1	2,9	234	7,15	0,50	0,02	0,80	0,38	0,28	0,52	82	22,80
11	H-III	9.10.02	10.30	5	7,5	0,546	5	1,5	5,5	2,8	241	6,10	0,09	0,01	0,17	0,17	0,05	0,12	84	19,20
12	0	23.10.02	7.30	5	7,6	0,533	4	0,1	0,0	3,1	262	3,10	0,10	1,39	0,01					
12	H-I	23.10.02	9.30	5	7,3	0,533	7	0,5	0,0	3,1	262	4,40	0,25	0,01	0,11	0,11	0,04	0,07	88	10,00
12	H-II	23.10.02	9.10	6	7,3	0,558	20	5,0	0,0	3,2	276	8,40	0,32	0,03	0,70	0,44	0,15	0,55	87	14,00
12	H-III	23.10.02	9.50	5	7,2	0,550	8	1,3	3,3	3,0	248	5,50	0,23	0,02	0,11	0,04	0,05	0,06	82	10,30
13	0	6.11.02	7.30	6	8,5	0,545	5	0,3	0,0	2,2	239	3,67	0,12	1,16	0,01					
13	H-I	6.11.02	11.00	5	7,5	0,555	5	0,6	3,2	3,1	255	3,26	0,09	0,01	0,15	0,11	0,02		80	13,20
13	H-II	6.11.02	10.45	6	7,4	0,539	11	4,7	0,0	3,5	220	5,89	0,12	0,02	0,45	0,14	0,10	0,35	77	6,60
13	H-III	6.11.02	11.20	6	7,4	0,557	6	1,1	3,3	3,2	276	4,60	0,14	0,02	0,12	0,12	0,03	0,09	86	14,60

ZAŁĄCZNIK 9. Wyniki analiz próbek wody pobranych przed (I) i po (II) przerwie w jej dostawie

Nr próki	Data poboru	Temp ° C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M gSiO ₂ /m ³	CO _{2agr} gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Mg ⁺² gMg/m ³	Ca ⁺² gCa/m ³	Tw _{og} gCaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Fe(II) gFe/m ³	Fe(III) gFe/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1.	I* 17.04.02	7	7,55	0,690	8,3	0,9	9,9	2,80	15,65	97,1	308	3,80	0,15	0,12	0,07	0,08	0,074	0,01
	II* 17.04.02	6	7,44	0,597	22,0	46,0	4,4	3,10	40,95	104,1	431	7,20	1,42	0,4	0,13	1,29	0,542	0,00
2.	I 18.04.02	8	7,50	0,663	10,7	6,2	3,3	3,10	18,24	90,0	301	4,10	0,25	0,08	0,07	0,18	0,10	0,01
	II 18.04.02	11	7,41	0,710	12,6	41,5	3,3	3,05	11,40	107,0	315	4,80	1,18	0,15	0,18	1,00	1,764	0,00
3.	I 18.04.02	7	7,76	0,593	6,5	0,8	0,0	5,40	13,80	129,4	381	2,30	0,19	0,14	0,04	0,15	0,054	0,03
	II 18.04.02	9	7,71	0,678	46,7	35,3	4,4	5,25	14,20	128,7	381	9,60	2,76	0,04	0,09	2,67	1,24	0,00
4.	I 23.04.02	5	7,50	0,634	10,0	1,8	8,8	3,05	19,90	84,0	293	4,80	0,14	0,1	0,05	0,09	0,09	0,02
	II 23.04.02	9	7,46	0,682	12,0	11,0	0,0	3,05	20,00	84,0	294	5,30	0,65	0,12	0,08	0,57	0,19	0,01
5.	I 24.04.02	6	7,49	0,553	11,0	0,8	1,1	3,15	18,10	88,2	296	1,15	0,16	0,11	0,06	0,10	0,16	0,08
	II 24.04.02	7	7,42	0,568	27,0	12,9	0,0	3,20	18,70	92,4	309	5,76	0,63	0,05	0,08	0,55	1,51	0,01
6.	I 8.05.02	7	7,29	0,561	11,0	3,1	4,4	2,95	14,00	90,2	285	2,25	0,20	0,06	0,08	0,12	0,11	0,14
	II 8.05.02	8	7,40	0,581	12,0	21,0	3,3	3,10	13,80	89,8	282	3,15	0,25	0,03	0,05	0,20	0,12	0,10
7.	I 27.05.02	5	7,37	0,486	10,3	4,7	0,0	3,05	15,40	64,3	225	2,56	0,41	0,26	0,20	0,21	0,12	0,00
	II 27.05.02	6	7,41	0,488	20,5	26,4	0,0	2,55	14,60	62,8	218	4,28	0,95	0,49	0,24	0,71	0,23	0,00
8.	I 11.06.02	9	8,07	0,638	11,8	11,0	0,0	4,20	11,10	85,7	260	4,45	0,34	0,02	0,05	0,29	0,12	0,00
	II 11.06.02	11	8,12	0,561	15,0	15,0	3,3	3,30	12,80	85,7	266	5,38	0,78	0,03	0,21	0,57	0,21	0,00
9.	I 11.06.02	8	8,03	0,505	11,0	7,0	7,6	2,50	15,40	72,8	246	7,22	0,99	0,17	0,06	0,93	0,12	0,06
	II 11.06.02	8	7,91	0,501	11,0	7,0	7,6	2,50	15,40	72,8	246	7,22	0,99	0,17	0,06	0,93	0,12	0,06

ZAŁĄCZNIK 9. c.d.

Nr próbki	Data poboru	Temp ° C	pH	Przew. mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	CO _{2agr} gCO ₂ /m ³	Zas _{og} val/m ³	Mg ⁺² gMg/m ³	Ca ⁺² gCa/m ³	Tw _{og} gCaCO ₃ /m ³	OWO gC/m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Fe(II) gFe/m ³	Fe(III) gFe/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
10.	I 18.04.02	8	7,46	0,824	21,5	73,0	0,0	3,00	13,50	131,4	384	7,30	1,46	0,28	0,16	1,30	0,99	0,01
	II 18.04.02	12	7,24	0,710	10,1	52,1	8,8	3,20	14,33	115,0	348	5,20	1,04	0,12	0,07	0,97	0,55	0,00
11.	I 23.04.02	6	7,43	0,588	20,0	125,0	0,0	3,25	19,70	70,0	257	5,10	1,56	0,25	0,27	1,29	1,12	0,12
	II 23.04.02	8	7,53	0,665	11,0	2,8	0,0	3,15	21,60	86,8	307	3,80	0,16	0,10	0,05	0,11	0,18	0,00
12.	I 24.04.02	7	6,90	0,621	19,0	47,8	0,0	3,00	19,20	88,2	303	7,30	0,42	0,40	0,35	0,07	0,68	0,00
	II 24.04.02	11	7,28	0,524	29,0	14,1	1,1	2,95	19,60	96,6	321	2,50	1,34	0,22	0,62	0,72	0,35	0,00
13.	I 15.05.02	7	7,42	0,593	22,0	20,0	0,0	2,95	13,75	90,0	282	6,37	0,57	0,14	0,20	0,37	0,23	0,00
	II 15.05.02	7	7,76	0,510	23,0	194,0	0,0	3,00	14,15	104,8	321	7,02	5,40	0,16	0,22	5,18	1,40	0,00

* I - próbki wody pobranej przed przerwą w jej dostawie; II – próbki wody pobranej po przerwie w jej dostawie

ZAŁĄCZNIK 10. Wyniki analiz próbek wody pobranych z niewyplukanych hydrantów

Nr serii	Punkt poboru	Data	Godz.	T ° C	pH	Przew mS/cm	B gPt/m ³	M NTU	Zas _{og} val/m ³	Tw _{og} g/m ³	OWO gC/m ³	NH ₄ ⁺ gN/m ³	Cl _{2w} gCl ₂ /m ³	Fe _{og} gFe/m ³	Fe _{roz} gFe/m ³	Fe(II) gFe/m ³	Fe(III) gFe/m ³	Ca gCa ⁺² /m ³	Mg gMg ⁺² /m ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
2	H-I _{NP}	11.12.01	13.10	1	7,5		13	25,1	3,5	315	5,88	0,23	0,01	2,01	0,13	0,27	1,74	100	15,60
2	H-II _{NP}	11.12.01	13.55	8	7,7		16	129,0	2,7	307	10,25	0,47	0,00	7,54	0,15	0,57	6,97	98	14,88
2	H-III _{NP}	11.12.01	12.50	2	7,0		18	177,0	2,8	287	4,02	0,48	0,00	3,67	0,09	0,34	3,33	82	19,68
3	H-I _{NP}	9.01.02	9.35	4	5,8	0,685	14	20,7	3,1	200	6,68	0,23	0,00	2,82	0,16	0,57	2,25	66	8,40
3	H-II _{NP}	9.01.02	9.20	3	4,9	0,631	14	64,3	3,6	314	10,49	0,39	0,00	3,46	0,12	0,35	3,11	94	18,96
3	H-III _{NP}	9.01.02	9.40	6	6,3	0,609	14	97,0	3,0	264	6,40	0,48	0,00	3,88	0,11	0,28	3,60	86	11,76
4	H-I _{NP}	25.01.02	9.05	5	6,9	0,585	25	29,5	2,5	228	5,95	0,71	0,00	1,30	0,13	0,15	1,15	82	5,52
4	H-II _{NP}	25.01.02	9.40	4	6,4	0,513	36	69,2	2,6	261	11,20	0,46	0,00	1,60	0,14	0,31	1,29	84	12,02
4	H-III _{NP}	25.01.02	9.15	6	6,6	0,566	28	25,8	3,0	304	5,10	0,70	0,00	1,90	0,15	0,43	1,47	98	14,16
5	H-I _{NP}	5.02.02	10.25	6	6,9	0,568	16	4,1	3,0	314	5,20	0,21	0,00	0,24	0,11	0,06	0,18	99	15,96
5	H-II _{NP}	5.02.02	11.35	5	6,8	0,504	29	66,8	2,9	303	10,30	0,58	0,00	0,44	0,12	0,12	0,32	97	14,52
5	H-III _{NP}	5.02.02	10.55	5	6,8	0,547	18	66,8	2,7	232	8,60	0,69	0,00	0,34	0,11	0,17	0,17	76	10,08
6	H-I _{NP}	19.02.02	10.25	5	7,2	0,695	5	23,5	3,0	321	4,25	0,31	0,00	2,00	0,28	0,35	1,65	104	14,62
6	H-II _{NP}	19.02.02	11.15	6	7,4	0,746	11	23,9	3,1	335	8,45	0,34	0,00	4,30	0,16	0,55	3,75	105	17,4
6	H-III _{NP}	19.02.02	10.45	4	7,2	0,716	10	317,0	3,2	332	7,10	0,35	0,00	4,00	0,18	0,87	3,13	105	16,68
7	H-I _{NP}	06.03.02	8.45	5	7,4	0,543	32	53,3	3,2	303	5,50	0,68	0,00	3,30	0,16	0,35	2,95	94	16,32
7	H-II _{NP}	06.03.02	8.20	6	7,2	0,706	35	54,0	3,1	328	9,20	0,64	0,00	4,00	0,24	0,21	3,79	99	19,32
7	H-III _{NP}	06.03.02	8.33	4	7,0	0,720	24	357,0	3,5	382	6,80	1,60	0,00	3,40	0,17	0,12	3,28	121	19,08
8	H-I _{NP}	26.03.02	10.15	6	7,7	0,588	18	9,3	2,6	304	4,60	0,38	0,00	0,88	0,10	0,17	0,71	95	15,96
8	H-II _{NP}	26.03.02	9.30	7	6,9	0,678	13	25,0	3,1	332	5,75	0,36	0,00	1,60	0,60	0,48	1,12	102	18,48
8	H-III _{NP}	26.03.02	10.00	6	7,6	0,582	27	192,0	2,9	318	4,70	1,15	0,00	2,40	0,30	0,56	1,84	104	13,92
9	H-I _{NP}	15.04.02	7.45	8	7,7	0,686	15	21,4	3,0	282	5,80	0,30	0,01	0,60	0,15	0,06	0,54	87	15,48
9	H-II _{NP}	15.04.02	8.50	6	7,5	0,678	18	27,1	3,0	293	8,90	0,29	0,00	1,12	0,10	0,44	0,68	89	16,92
9	H-III _{NP}	15.04.02	8.10	7	7,3	0,551	12	161,0	3,0	318	6,60	0,50	0,00	1,43	0,15	0,33	1,10	102	15,12

ZAŁĄCZNIK 11. Zakresy zawartości badanych komponentów osadów z wycinków rurociągów [125]

Lp.	Komponent	Zakresy zawartości	
		mg/g s.m.	% s.m.
1	Substancje organiczne	69,000-140,000	6,900-14,000
2	Substancje nieorganiczne	833,000-931,000	83,300-93,100
3	Krzemiany (SiO ₂)	25,500-497,600 (109,800)	2,550-49,760 (10,980)
4	Siarczany	5,760-72,700	0,576-7,270
5	Chlorki	śl.-0,300	śl.-0,030
6	Fosforany	0,099-2,635	0,001-0,263
7	Węglany*	0	0
8	Azot ogólny	0,070-1,970	0,007-0,197
9	Żelazo	27,720-553,690	2,772-55,369
10	Mangan	0,303-18,960	0,030-1,896
11	Wapń	9,274-37,815	0,927-3,782
12	Magnez	0,039-30,528	0,004-3,053
13	Glin	0,350-3,842	0,035-0,384
14	Cynk	0,018-0,713	0,002-0,071
15	Miedź	0,068-0,425	0,007-0,042
16	Ołów	< 0,001-0,128	śl.-0,013

ZAŁĄCZNIK 12. Wyniki analiz mikrobiologicznych osadów pochodzących z wycinków rurociągów z sieci wodociągowej m. Wrocławia [125]

Nr próbki	Data pobrania	Ogólna liczba bakterii (kom/g osadu)		NPL bakterii (w 10 g osadu)		NPL bakterii (w 10 g osadu)		NPL bakterii z rodzaju <i>Clostridium</i> w 10g osadu	Obecność bakterii z rodzaju <i>Nocardia</i>	Liczba grzybów kom/g
		psychrofilnych 22°C	mezofilnych 37°C	z rodzaju <i>Pseudomonas</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Grupy <i>coli</i>	grupy <i>coli</i> typu kałowego			
1	16.04.02	10 000	2 500	23	0	700	0	0	obecna	640
2	17.04.02	330	198	0	0	3	0	0	brak	0
3	19.04.02	25 000	90	62	0	2	0	21	brak	270
4	19.04.02	9 200	1 600	23	23	36	0	15	obecna	570
5	23.04.02	4 600	0	6	6	5	0	0	brak	0
6	24.04.02	24 000	50	240	0	4	0	62	brak	2 800
7	08.05.02	2400	10	23	0	38	0	15	brak	160
8	27.05.02	9 600	650	700	240	700	0	0	brak	4 500
9	05.06.02	1 100	1800	0	0	9	0	0	brak	11 400
10	18.04.02	1 040	4 500	20	0	16	0	18	obecna	160
11	23.04.02	4 200	900	0	0	240	0	23	brak	1 000
12	24.04.02	590	990	23	0	9	0	62	brak	1200
13	15.05.02	12 000	170	62	0	15	0	96	brak	3 700