

Autoreferat

1. Imię i nazwisko **Małgorzata Wolska**

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

a) 2000 – magister inżynier inżynierii środowiska, Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, kierunek studiów: Inżynieria Środowiska, specjalność: Technologia Wody i Ścieków;

b) 2004 – doktor nauk technicznych w dyscyplinie inżynieria środowiska, Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska. Tytuł rozprawy doktorskiej: *Zmiany wybranych wskaźników jakości wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji*

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

a) 2004 - 2007 – asystent naukowo-dydaktyczny, Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska;

b) 2007 - 2014 – adiunkt naukowo-dydaktyczny, Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska.

c) 2014 – adiunkt naukowo-dydaktyczny, Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Technologii Oczyszczania Wody i Ścieków.

4. Wskazanie osiągnięcia* wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):

Usuwanie substancji biogenych w technologii oczyszczania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi – monografia habilitacyjna

a) (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa),

Wolska M. *Usuwanie substancji biogenych w technologii oczyszczania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wroclawskiej, Wrocław 2015.

b) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

A. Źródło problemu

Pogorszenie jakości wody na drodze z zakładu jej oczyszczania do odbiorcy stwierdzone, w wielu systemach dystrybucji na całym świecie [7,14,18,19,21,50,61,66,78,81], jest spowodowane wprowadzaniem do sieci wodociągowej wody niestabilnej chemicznie i biologicznie. Brak stabilności chemicznej wody prowadzi do korozji przewodów wodociągowych bądź powstawania osadów na ich wewnętrznych powierzchniach i najczęściej wynika z braku optymalizacji procesu alkalizacji wody w zakładach jej oczyszczania.

Natomiast brak stabilności biologicznej prowadzi do przebiegu korozji biologicznej [3,60] oraz powstawania biofilmów wewnątrz przewodów wodociągowych [33-35,37, 38,45,48]. Wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci wodociągowej jest potencjalnym źródłem skażenia wody mikroorganizmami, w tym patogennymi, w miejscu jej pobierania przez odbiorców, o czym świadczy ich obecność w wodzie pobieranej z systemu dystrybucji [3, 7,34, 49]. Ze względu na większe zagrożenie dla zdrowia ludzi związane z obecnością w wodzie mikroorganizmów heterotroficznych, ograniczenie ich rozwoju jest warunkiem koniecznym do minimalizacji zagrożeń związanych z rozwojem biofilmów i skażeniem wody mikroorganizmami. Inhibicję rozwoju biofilmów w sieci wodociągowej można uzyskać poprzez ograniczenie stężenia substratów pokarmowych niezbędnych do rozwoju mikroorganizmów [8, 10,42,79] oraz zapewnienie obecności dezynfektanta w całym systemie dystrybucji [83, 95, 96].

Do wzrostu mikroorganizmów heterotroficznych poza związkami azotu i fosforu niezbędna jest obecność biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego [12,17,32,36, 43, 52, 94], który stanowi 1-9 % stężenia RWO [22]. Inhibicję wtórnego rozwoju mikroorganizmów może zapewnić zatem bardzo skuteczne zmniejszenie, do bardzo małych stężeń, zawartości substancji biogenych w wodach wprowadzanych do systemów dystrybucji.

Dotychczasowe badania dotyczące stopnia oczyszczania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi koncentrowały się na możliwości usuwania substancji organicznych [15, 26, 29,39, 40,47, 59], a zwłaszcza prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji [9,11,51,58, 77]. Chang i inni [9] wykazali dużą skuteczność usuwania prekursorów chlorowanych substancji organicznych w procesie koagulacji. Również proces adsorpcji, zwłaszcza poprzedzony ozonowaniem, pozwala na bardzo skuteczną eliminację rozpuszczonego węgla organicznego [30, 54,82,89, 94]. Niestety, niewiele uwagi poświęca się

usuwaniu biodegradowalnej frakcji substancji organicznych podczas oczyszczania wody, zwłaszcza przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Skuteczność eliminacji stężenia BRWO w konwencjonalnym układzie technologicznym jest mała [69,71, 84], a ogólnego węgla organicznego wynosi około 22,0 % [26]. Liczne badania [6,23,28,31,53,56,57,76, 80,87] wykazały, że proces utleniania chemicznego prowadzi do bardzo dużego wzrostu stężenia BRWO. Substancje biodegradowalne powstają w wyniku transformacji wielkocząsteczkowych substancji organicznych do mniejszych. Dlatego po tym procesie (obecnie najczęściej jako utleniacz używany jest ozon) konieczne jest włączenie do układu technologicznego procesów zapewniających usuwanie powstałych w procesie utleniania substancji biodegradowalnych [86]. Brak jest jednak wystarczającej wiedzy odnośnie skuteczności procesów jednostkowych w eliminacji biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego.

Z uwagi na małe bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi związków azotu nieorganicznych obecnych w wodzie, brak jest informacji odnośnie przydatności procesów jednostkowych oczyszczania wody w ich eliminacji. Zmniejszenie stężenia związków azotu zapewniają przede wszystkim procesy biologiczne [1,20, 27,44,46], które w technologii oczyszczania wody wykorzystywane są rzadko.

Tak więc niewystarczające dane dotyczące możliwości usuwania substancji biogennej z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi oraz konieczność ograniczenia zagrożeń związanych z wtórnym zanieczyszczeniem wody w sieci wodociągowej były genezą podjęcia tego problemu.

B. Cel naukowy pracy

Celem prowadzonych badań było:

- ✓ Ocena przydatności jednostkowych procesów oczyszczania wody oraz układów technologicznych w usuwaniu substancji biogennej.
- ✓ Określenie czynników wpływających na skuteczność procesów jednostkowych oraz przebieg eliminacji substancji biogennej z wody podczas jej oczyszczania.
- ✓ Wzbogacenie wiedzy dotyczącej możliwości eliminacji biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego w technologii oczyszczania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
- ✓ Określenie czynników inhibitujących wtórny rozwój mikroorganizmów w systemach dystrybucji.

- ✓ Dostarczenie wiedzy odnośnie możliwości i skuteczności eliminacji nieorganicznych substratów pokarmowych w jednostkowych procesach oczyszczania wody oraz w układach technologicznych.
- ✓ Określenie wpływu rodzaju oczyszczanej wody oraz poziomu jej zanieczyszczenia na skuteczność usuwania substancji biogennych.

C. Osiągnięte wyniki

Badania dotyczyły wód: powierzchniowej, infiltracyjnej i zmieszanej (podziemnej po napowietrzaniu z powierzchnią po mikrocedzeniu) w warunkach technicznych. Dzięki temu możliwa była ocena przydatności poszczególnych procesów w usuwaniu substancji biogennych w eksploatowanych zakładach oczyszczania wody oraz określenie stopnia eliminacji substratów pokarmowych w całych układach technologicznych.

Przeprowadzone badania wykazały, że wśród konwencjonalnych procesów oczyszczania wody jedynie koagulacja pozwala na istotne zmniejszenia zawartości substancji biogennych [84, 92]. Skuteczność procesu koagulacji kontaktowej prowadzonej siarczanem żelaza była większa od uzyskanej w procesie koagulacji objętościowej chlorkiem poliglinu [90]. Proces koagulacji wskazywany jest przez wielu autorów jako bardzo skuteczny w eliminacji prekursorów chlorowanych substancji organicznych i mało przydatny w usuwaniu BRWO [40]. W przeprowadzonych badaniach, niezależnie od sposobu prowadzenia koagulacji, uzyskano dużą skuteczność eliminacji organicznych substratów pokarmowych wynikającą z adsorpcji tych związków na powierzchni cząstek stałych obecnych w oczyszczanej wodzie. Przebieg intensywnej adsorpcji był możliwy z uwagi na wydłużony czas sedimentacji, wynikający z pracy zakładu z wydajnościami mniejszymi od nominalnych. Proces ten zapewnił również bardzo skuteczne usuwanie fosforanów (średnio 63,5 %), które było większe od uzyskanych w badaniach Bektasa i innych [2]. Prawdopodobnie związane to było ze stosowaniem znacznie większych dawek koagulantów – zwłaszcza siarczanu żelaza, wykorzystywanego do koagulacji kontaktowej. Niestety, wśród nieorganicznych związków azotu w procesie koagulacji skutecznie usuwane były jedynie jony amonowe, które stanowiły zaledwie od 0,8 % do 51,8 % całkowitej zawartości azotu nieorganicznego. Eliminacja tych jonów odbywała się na drodze adsorpcji na powierzchni cząstek stałych i/lub biologicznej asymilacji przez mikroorganizmy [70]. Skuteczność usuwania azotanów w procesie koagulacji kontaktowej i objętościowej w analizowanych układach oczyszczania wody nie była duża. Ich eliminację należy tłumaczyć długimi czasami przetrzymania wody w

osadnikach/akceleratorach, czyli warunkami sprzyjającymi rozwojowi mikroorganizmów, a więc możliwością biologicznej asymilacji tych jonów.

Pozostałe konwencjonalne procesy oczyszczania wody (napowietrzanie, filtracja pospieszna przez złoża piaskowe i dezynfekcja) nie miały wpływu na zawartość substancji biogenych. W żadnym z układów technologicznych nie stwierdzono wzrostu stężenia biodegradowalnej frakcji substancji organicznych podczas dezynfekcji. Brak transformacji substancji wielkocząsteczkowych do mniejszych należy tłumaczyć przebiegiem tych przemian podczas utleniania pośredniego. Stopień transformacji wielkocząsteczkowych substancji organicznych do mniejszych podczas utleniania zależy bowiem od ilości tych substancji w wodzie poddawanej procesowi oraz ich właściwości, np. poziomu aromatyczności.

Wśród procesów włączanych do układów technologicznych w celu wspomaganie eliminacji substancji biogenych, a szczególnie substancji organicznych, najskuteczniejszy okazał się proces filtracji przez aktywne biologicznie złoża z granulowanego węgla aktywnego (GWA). Niezależnie od rodzaju wody, proces ten zapewnił skuteczną eliminację rozpuszczonego węgla organicznego oraz jego frakcji biodegradowalnej (średnio o 59,9% i 52,3%), co związane było z aktywnością biologiczną mikroorganizmów zasiedlających złoża [89]. Eliminacja wszystkich frakcji substancji organicznych wynika z jednoczesnego przebiegu biodegradacji i adsorpcji. Uzyskane większe skuteczności usuwania BRWO i mniejsze skuteczności eliminacji RWO niż w innych badaniach [41] należy tłumaczyć częściowym wyczerpywaniem pojemności złóż filtracyjnych. Filtracja przez aktywne biologicznie złoża z GWA okazała się jedynym procesem zapewniającym również skuteczną eliminację nieorganicznych substratów pokarmowych. Zarówno dla wody powierzchniowej, jak i infiltracyjnej stwierdzono jednoczesne duże zmniejszenie stężeń jonów amonowych i azotanowych, co wskazuje na brak przebiegu nitryfikacji w złożach filtracyjnych, pomimo dużego stężenia tlenu rozpuszczonego i małej prędkości przepływu wody przez złoża.

Najmniejszą skuteczność tego procesu stwierdzono w odniesieniu do jonów fosforanowych, wynikającą z małej ich zawartości w wodzie poddawanej temu procesowi. Właśnie zbyt małe stężenia tych jonów w wodzie dopływającej na złoża adsorpcyjne mogło również być przyczyną ograniczonej aktywności mikroorganizmów zasiedlających złoża filtracyjne [32]. Może to również prowadzić do ograniczenia rozwoju bakterii autotroficznych, na co wskazywałby brak przebiegu nitryfikacji w tych złożach.

Niestety, proces utleniania pośredniego, bardzo często włączany do układów technologicznych, nie wpływa na zawartość nieorganicznych substratów pokarmowych oraz powoduje bardzo duży wzrost zawartości biodegradowalnego rozpuszczonego węgla

organicznego [55, 75]. Proces ozonowania, niezależnie od rodzaju wody poddawanej temu procesowi, powodował znacznie skuteczniejszą transformację wielkocząsteczkowych substancji organicznych do form o krótszych łańcuchach węgla, niż utlenianie pośrednie mieszaniną chloru i dwutlenku chloru [87]. W związku z powyższym, konieczne wydaje się stosowanie po utlenianiu pośrednim procesów biologicznych zapewniających skuteczność eliminacji powstałego BRWO. Jest to warunek konieczny do ograniczenia stężenia tego substratu pokarmowego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej. Z kolei brak procesów zapewniających biodegradację BRWO może być przyczyną niemożliwości ograniczenia wtórnego rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Potwierdza to uzyskana większa skuteczność eliminacji BRWO w układach oczyszczania wody powierzchniowej i infiltracyjnej (w tych układach była realizowana filtracja przez aktywne biologicznie złoża z GWA) niż podczas oczyszczania wody zmieszanej.

Wśród procesów wspomagających oczyszczanie wody zmniejszenie zawartości substancji biogennych, a szczególnie BRWO oraz jonów fosforanowych, uzyskano w procesie mikrocedzenia, w którym trudnorozpuszczalne fosforany zatrzymywane były na powierzchni materiału filtracyjnego. Również biodegradowalne substancje organiczne mogły być usuwane jedynie na drodze ich adsorpcji na powierzchni większych cząstek zatrzymywanych na materiale filtracyjnym. Analogiczny mechanizm usuwania stwierdzono dla jonów amonowych, których średnia skuteczność eliminacji wyniosła 30,8 %. Mikrocedzenie, jako wstępny etap oczyszczania wody, pozwala więc na ograniczenie zawartości substratów pokarmowych, nie jest jednak wystarczający do zmniejszenia zagrożeń związanych z wtórnym rozwojem mikroorganizmów.

Badania laboratoryjne wykazały natomiast bardzo dużą przydatność procesu wymiany jonowej na żywicy MIEX® w usuwaniu zarówno organicznych, jak i nieorganicznych anionowych substratów pokarmowych. Skuteczną eliminację rozpuszczonego węgla organicznego na tej żywicy potwierdziły również badania Humberta i innych [24].

Uzyskane skuteczności usuwania BRWO były znacznie większe niż w pozostałych procesach jednostkowych analizowanych w warunkach technicznych. Stężenie tej frakcji substancji organicznych po procesie wymiany jonowej we wszystkich próbkach wody było znacznie mniejsze od granicznego w aspekcie rozwoju mikroorganizmów.

Wymiana jonowa jako jedyny z badanych procesów jednostkowych zapewniła bardzo skuteczne usuwanie azotanów. Średnia skuteczność ich eliminacji wyniosła 82,1 % (przy dawce 20 cm³/dm³ i czasie kontaktu z żywicą 30min). Jednocześnie skutecznie usuwane były

jony fosforanowe, których stężenia w oczyszczonych wodach były bardzo małe i zapewniały inhibicję wtórnego rozwoju mikroorganizmów.

Prowadzone badania na roztworach modelowych i wodach naturalnych wykazały, że podatność substancji biodegradowalnych na eliminację w procesie wymiany jonowej maleje wraz ze wzrostem zawartości wielkocząsteczkowych substancji organicznych decydujących o wartości absorbancji UV i stężenia nie biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego.

Również proces fotolizy pozwolił na zmniejszenie zawartości BRWO dzięki mineralizacji substancji organicznych. Skuteczność mineralizacji była jednak mała, dlatego wykorzystanie tego procesu jest zasadne w sytuacji konieczności doczyszczenia wody przed dezynfekcją chemiczną, co ma miejsce coraz częściej w warunkach technicznych [13,25,47].

W każdym z analizowanych układów technologicznych zastosowane procesy pozwoliły na bardzo skuteczne zmniejszenie zawartości jonów fosforanowych oraz biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego. Natomiast skuteczność eliminacji azotu nieorganicznego była mała.

Skuteczność usuwania substancji biogennych z wody zmieszanej była znacznie mniejsza od stwierdzonej dla wody powierzchniowej i infiltracyjnej [86]. Wśród nieorganicznych związków azotu skutecznie eliminowane były jedynie jony amonowe, których średni udział w azocie nieorganicznym w wodach surowych wynosił 14,6%, 9,2% 23,9%, odpowiednio w wodzie: zmieszanej, powierzchniowej i infiltracyjnej. Niestety pomimo obecności w układach oczyszczania wody powierzchniowej i infiltracyjnej procesu filtracji przez aktywne biologicznie złoża z GWA skuteczność usuwania azotanów z tych wód była niewystarczająca do ograniczenia wtórnego rozwoju mikroorganizmów.

Niezależnie od źródła wody, rodzaju i sekwencji procesów oczyszczania wody w układach technologicznych, w żadnym z analizowanych zakładów nie zapewniono jednoczesnej wystarczającej eliminacji wszystkich substancji biogennych.

Konsekwencją niewystarczającego usuwania substancji biogennych było wprowadzanie do systemów dystrybucji wody niestabilnej biologicznej, przy czym o braku tej stabilności we wszystkich analizowanych zakładach decydowało zbyt duże stężenie azotu nieorganicznego. Udział próbek stabilnych biologicznie ze względu na zawartość fosforanów wyniósł natomiast 100%, 95,8% i 95,8% odpowiednio dla wody: powierzchniowej, infiltracyjnej i zmieszanej. Również stężenie biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego w większości próbek wody powierzchniowej i infiltracyjnej było czynnikiem inhibitującym wtórny rozwój mikroorganizmów. Natomiast brakiem procesów biologicznych

w układzie technologicznym oczyszczania wody zmieszanej należy tłumaczyć znacznie większe stężenia organicznego substratu pokarmowego od stwierdzonego w pozostałych dwóch układach.

Badania wykazały, że czynnikiem decydującym o skuteczności procesów jednostkowych oraz całych układów technologicznych w eliminacji substancji biogenych była ich zawartość w wodzie surowej oraz poddawanej poszczególnym procesom. Nie stwierdzono natomiast istotnych statystycznie korelacji pomiędzy skutecznością usuwania substancji biogenych a parametrami prowadzenia procesów jednostkowych. Brak takich zależności wynika z eksploatacji zakładów z wydajnościami znacznie mniejszymi od nominalnych, a więc niezgodnie z optymalnymi parametrami ich realizacji.

Natomiast w odniesieniu do procesów realizowanych w skali laboratoryjnej stwierdzono takie zależności. Na skuteczność eliminacji anionowych substratów pokarmowych z wody w procesie wymiany jonowej na żywicy MIEX® wpływ miała zarówno dawka żywicy, jak i czas kontaktu. Kinetyka przebiegu wymiany jonowej wskazywała na dominujący udział adsorpcji nad wymianą jonową, którą można opisać równaniem izotermy Frondricha. Konsekwencją tego był największy wzrost skuteczności procesu w pierwszych 30 minutach kontaktu wody z żywicą i przy wzroście dawki do 20 cm³/dm³.

Również w procesie fotolizy największy wzrost skuteczności eliminacji substancji organicznych, w tym biodegradowalnej frakcji, stwierdzono w pierwszych 30 minutach naświetlania. Zastosowanie fotolizy jako pierwszego stopnia dezynfekcji jest wskazane ze względu na możliwość zmniejszenia zawartości substancji organicznych, w tym prekursorów TOX-ów, oraz eliminację substancji podatnych na transformację do BRWO, które może mieć miejsce podczas chemicznej dezynfekcji.

D. Wnioski/ możliwość wykorzystania uzyskanych wyników

Przeprowadzone badania wykazały, że:

- Wśród konwencjonalnych procesów oczyszczania wody największą przydatność w usuwaniu substancji biogenych wykazuje, niezależnie od sposobu jej realizacji, koagulacja.
- Żaden z konwencjonalnych procesów jednostkowych nie zapewnia jednoczesnej i wystarczającej eliminacji wszystkich substancji biogenych.

- Proces mikrocedzenia może być wykorzystywany do wstępnego oczyszczania wody, zapewnia bowiem znaczne ograniczenie zawartości substancji biogenych – głównie fosforanów, azotu amonowego i BRWO.
- Filtracja przez aktywne biologicznie złoża z granulowanego węgla organicznego wykazuje największą, ze wszystkich analizowanych w skali technicznej procesów, skuteczność usuwania substratów pokarmowych. Duża przydatność tego procesu wynika z jednoczesnego przebiegu procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych w złożu.
- Niezależnie od miejsca stosowania w układach technologicznych procesu utleniania chemicznego, jego przydatność w eliminacji organicznych substancji biogenych zależy od rodzaju i ilości ogólnego węgla organicznego w wodzie poddawanej temu procesowi. Decyduje to o stopniu transformacji wielkocząsteczkowych substancji organicznych do mniejszych, powodujących wzrost stężenia BRWO, których eliminację zapewniają procesy biologiczne.
- Żaden z układów technologicznych nie zapewnił wystarczającej eliminacji nieorganicznych związków azotu pomimo obecności w nich procesów biologicznych. Natomiast ograniczenie zagrożenia wtórnym rozwojem mikroorganizmów zapewniają mniejsze, od granicznych w aspekcie stabilności biologicznej, stężenia fosforanów i biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego.
- O skuteczności jednostkowych procesów oraz układów technologicznych przede wszystkim decyduje poziom zanieczyszczenia oczyszczanej wody.
- Proces wymiany jonowej na żywicy MIEX® pozwala na osiągnięcie stężeń anionowych substancji biogenych znacznie mniejszych od granicznych w aspekcie stabilności biologicznej wody, a więc pozwala na inhibicję wtórnego rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Wyniki te wymagają jednak weryfikacji w skali pilotowej i/lub technicznej.
- Fotoliza pozwala jedynie na zmniejszenie zawartości substancji organicznych, wśród których substancje biodegradowalne wykazują mniejszą podatność na degradację niż związki absorbujące promieniowanie UV.
- Podatność procesów jednostkowych w usuwaniu substancji biodegradowalnych jest zgodna z szeregiem: wymiana jonowa MIEX® > Fotoliza > Filtracja przez aktywne biologicznie złoża z GWA > Koagulacja > Mikrocedzenie > Filtracja pospieszna przez złoża z piasku. Natomiast proces utleniania pośredniego przyczyniał się do znacznego wzrostu zawartości tego substratu pokarmowego.
- Szeregi skuteczności usuwania azotu nieorganicznego i fosforanów przebiegają następująco:

Wymiana jonowa MIEX®>Filtracja przez aktywne biologicznie złoża z GWA> Koagulacja>Mikrocedzenie>Filtracja pospieszna przez złoża z piasku>Napowietrzanie (azot nieorganiczny).

Wymiana jonowa MIEX®>Koagulacja>Mikrocedzenie> Filtracja przez aktywne biologicznie złoża z GWA>Filtracja pospieszna przez złoża z piasku>Napowietrzanie (fosforany).

3. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych).

Po uzyskaniu tytułu doktora (lata 2005-2015) moja działalność naukowa dotyczyła:

- a) Oceny poziomu wtórnego zanieczyszczenia wody w systemach dystrybucji, jego przyczyn, przebiegu oraz zmian zawartości dezynfektantów w sieci wodociągowej [65-68, 73,74].
- b) Określenia poziomu stabilności biologicznej wody i jej zmian w jednostkowych procesach oczyszczania wody oraz układach technologicznych [69, 70, 84-86, 89, 92].
- c) Oceny wpływu materiałów filtracyjnych (infiltracyjnych) na zmianę składu chemicznego i bioróżnorodność mikroorganizmów wody podczas infiltracji [4,5].
- d) Zmian zawartości substancji organicznych w jednostkowych procesach oczyszczania wody [16, 62, 64, 72, 75, 88, 87, 90, 91].

Prace o charakterze aplikacyjnym dotyczyły przede wszystkim następujących kwestii:

- a) Analiza funkcjonowania systemu dystrybucji wody technologicznej na potrzeby oczyszczalni ścieków.

Opracowanie dotyczyło układu wody technologicznej wykorzystywanej na potrzeby wszystkich obiektów zlokalizowanych na terenie oczyszczalni ścieków, w tym bardzo wodochłonnej suszarni osadów. Jej efektem była ocena poziomu agresywności wody technologicznej, bilans zapotrzebowania na wodę technologiczną oraz koncepcja optymalizacji tego układu.

- b) Dobór i optymalizacja technologii oczyszczania wody z ujęć lewarowych, będących źródłem wody do picia.

W wyniku przeprowadzonych badań określono stopień oczyszczania tych wód w układzie technologicznym: napowietrzanie- sedymentacja- filtracja pospieszna przez złoża piaskowe (Ist. filtracji)- napowietrzanie – sedymentacja- filtracja przez złoża wpracowane do usuwania manganu (II st. filtracji).

Badania wykazały bardzo dużą skuteczność procesu napowietrzania- w którego wyniku woda została natleniona, a żelazo II uległo utlenieniu do Fe(III), oraz eliminację agresywnego dwutlenku węgla. Niestety, cały układ technologiczny nie zapewnił wystarczającej skuteczności usuwania barwy, mętności i manganu. Dopiero włączenie procesu alkalizacji wstępnej zapewniło wystarczającą poprawę skuteczności oczyszczania wody.

- c) Ocena stopnia korozyjności wody zasilającej obiekt handlowy.

Badania prowadzono w eksploatowanej wewnętrznej sieci wodociągowej obiektu handlowego. W badaniach określono wielkość zmian składu wody w instalacji wewnętrznej oraz wyznaczono odcinki, w których następowało największe pogorszenie jakości wody. Wyniki badań znalazły zastosowanie w ograniczeniu przebiegu korozji w tej instalacji.

- d) Dobór materiałów filtracyjnych, stanowiących wypełnienie filtrów drenażowych na ujęciu wód infiltracyjnych.

Badania prowadzone były w ramach projektu badawczo-rozwojowego. W badaniach określono skład wód infiltracyjnych kontaktujących się z różnymi materiałami, w tym: piaskiem, wapieniem Wojcieszów, hydrocleanitem, magnezytem, brausztynem. Pozwoliło to na określenie optymalnej granulacji i składu materiałów wchodzących w skład drenaży infiltracyjnych w obrębie, powstającego w wyniku realizacji projektu, ujęcia wody. Dzięki realizacji tego projektu możliwe będzie ujmowanie wody o zmniejszonej agresywności.

- e) Wtórne zanieczyszczenie wody w systemie dystrybucji.

Badania przeprowadzono we współpracy z przedsiębiorstwem wodociągowym na terenie rozległego systemu dystrybucji. Pozwoliły nie tylko na określenie wielkości i rodzaju zmian składu wody, ale również na wyznaczenie stref największych zmian składu wody i czynników współdecydujących o tych niekorzystnych zmianach, co znalazło zastosowanie w optymalizacji technologii oczyszczania wody.

Wyniki prowadzonych badań zostały opublikowane w 29 publikacjach (w tym 16 z listy JCR: Desalination and Water Treatment, Environmental Protection Engineering, Polish Journal of Environmental Studies, Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, Environmental Science and Pollution Research, Ochrona Środowiska, Przemysł Chemiczny). Szczegółowy wykaz dorobku naukowego przedstawiono w załączniku nr 3.

Analiza bibliometryczna publikacji wykazuje (według Web of Science):

- sumaryczny Impact Factor (zgodny z rokiem wydania) –14,944

- liczba cytowań (z wyłączeniem autocytowań)- 24

- Indeks Hirscha – 3

- Udział w 15 konferencjach

- opracowanie sześciu recenzji referatów (Environmental Protection Engineering, Inżynieria Ochrony Środowiska)

Za osiągnięcia naukowe otrzymałam Nagrodę Rektora w 2009 r. i 2013 r.

Literatura:

1. Andersson A., Laurent P., Kihn A., Prévost M., Servais P. Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research* 2001, 12, 2923-2934.
2. Bektaş N., Akbulut H., Inan H., Dimoglo A. Removal of phosphate from aqueous solutions by electro-coagulation. *Journal of Hazardous Materials* 2004, 2, 101-105.
3. Berry D., Xi C., Raskin L. Microbial ecology of drinking water distribution systems. *Current Opinion in Biotechnology* 2006, 3, 297-302.
4. Biedroń I., Świdorska-Bróż M., Traczewska T., Trusz-Zdybek A., Namysłowska-Wilczyńska B., Wolska M. Wstępna ocena jakości wód podziemnych w wybranym rejonie Kotliny Kłodzkiej. *Instal (Warszawa)* 2013, 6, 41-44.
5. Biedroń I., Świdorska-Bróż M., Traczewska T., Trusz-Zdybek A., Wolska M. Wpływ rodzaju materiału filtracyjnego na zmiany wartości wybranych wskaźników jakości wody podziemnej. *Rocznik Ochrona Środowiska* 2013, 1, 845-862.
6. Bond T., Goslan E. H., Jefferson B., Roddick F., Fan L., Parsons S. A. Chemical and biological oxidation of NOM surrogates and effect on HAA formation. *Water Research* 2009, 10, 2615-2622.
7. 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*, 1081-1085.
8. Camper A.K. Involvement of humic substances in regrowth. *International Journal of Food Microbiology* 2004, 94, 355– 364.
9. Chang E.E., Chiang P.C., Hsing H.J., Yeh S.Y. Removal of model organic precursors by coagulation. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management* 2007, 69-76.
10. Chen C., Zhang X., He W., Lu W., Han H. Comparison of seven kinds of drinking water treatment processes to enhance organic material removal: A pilot test. *Science of the Total Environment* 2007, 1, 93-102.
11. Chiang P.C., Chang E.E., Liang C.H. NOM characteristics and treatabilities of ozonation processes. *Chemosphere* 2002, 46, 929–936.
12. Chien C.C., Kao C.M., Dong C.D., Chen T.Y., Chen Y. Effectiveness of AOC removal by advanced water treatment systems: A case study. *Desalination* 2007, 202, 318–325.

13. Doll T. E., Frimmel F. H. Photocatalytic degradation of carbamazepine, clofibric acid and iomeprol with P25 and Hombikat UV100 in the presence of natural organic matter (NOM) and other organic water constituents. *Water Research* 2005,2, 403-411.
14. Flemming H.C., Percival S.L., Walker J.T. Contamination potential of biofilms in water distribution system. *Water Science and Technology: Water Supply* 2002, 2, 271-280.
15. Frimmel F.H., Saravia F., Gorenflo F. NOM removal from different raw waters by membrane filtration. *Water Science Technology* 2004, 4, 165–174.
16. Grochowiecka W., Świdarska-Bróż M., Wolska M. Skuteczność mikrocedzenia w usuwaniu fitoplanktonu oraz wybranych zanieczyszczeń chemicznych z wody powierzchniowej. *Ochrona Środowiska* 2009, 31, 2, 25-30.
17. Haddix P.L., Shaw N.J., Lechevallier M.W. Characterization of Bioluminescent Derivatives of Assimilable Organic Carbon Test Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 2009,23,7385-7390.
18. Hałupka Z., Sosnowski S. Ochrona jakości wody wodociągowej w instalacjach. *Gaz Woda i Technika Sanitarna* 1997,12, 466-468.
19. 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, 1125-1135.
20. Hernández I., Martínez-Aragón J. F., Tovar A., Pérez-Lloréns J. L., Vergara J. J. Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*) waste waters 2. ammonium. *Journal of Applied Phycology* 2004,5, 375-384.
21. Holden B., Gunstead J. Optimisation of water distribution systems. *Mat. IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*. Kraków 2000, 1137-1147.
22. Hrubec J., *The hand book of environmental chemistry 5.B. Quality and treatment of drinking water*. Springer – Verlag Berlin, Heidelberg 1995.
23. Huber S. A., Balz A., Abert M., Pronk W. Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography–organic carbon detection–organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research* 2011, 2, 879-885.
24. Humbert H., Gallard H., Suty H., Croué J. P. Performance of selected anion exchange resins for the treatment of a high DOC content surface water. *Water Research*, 2005,9, 1699-1708.
25. Imoberdorf G., Mohseni M. Degradation of natural organic matter in surface water using vacuum-UV irradiation. *Journal of Hazardous Materials* 2011, 1, 240-246.
26. Jei-Cheol J., Chang-Hyun J., Ilhwan Ch., Soon-Buhm K., Ennkyung J., Tae-Mun H. Analysis on the natural organic matter and disinfection by-products in full-scale advanced water treatment plant and conventional water treatment plant. *Desalination and Water Treatment* 2013, 31-33, 6288-6298.
27. Kaleta J., Puskarewicz A., Papciak D. Removal of iron, manganese and nitrogen compounds from underground waters with diverse physical and chemical characteristics. *Environment Protection Engineering* 2007, 3, 5-13.
28. Kang S. H., Choi W. Oxidative degradation of organic compounds using zero-valent iron in the presence of natural organic matter serving as an electron shuttle. *Environmental Science & Technology* 2008, 3, 878-883.
29. Kim J., Kang B. DBPs removal in GAC filter-adsorber. *Water Research* 2008, 1, 145-152.
30. Kirisits M. J., Snoeyink V. L., Inan H., Chee-Sanford J. C., Raskin L., Brown J. C. Water quality factors affecting bromate reduction in biologically active carbon filters. *Water Research* 2001,4, 891-900.

31. Kleiser G., Frimmel F. H. Removal of precursors for disinfection by-products (DBPs)—differences between ozone- and OH-radical-induced oxidation. *Science of the Total Environment* 2000, 1, 1-9.
32. Kozyatnik I. P., Klimenko N. A., Savchina L. A. The effect of water ozonation on the efficiency of extracting natural organic matter during filtration through biologically activated carbon. *Journal of Water Chemistry and Technology* 2010, 3, 139-144.
33. Kurnatowska A. (red). *Praca zbiorowa Ekologia. Jej związki z różnymi dziedzinami wiedzy.* PWN, Warszawa-Łódź 2002.
34. Łebkowska M. Występowanie bakterii antybiotykoopornych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. *Ochrona Środowiska* 2009, 2, 11-15.
35. Łebkowska M., Pajor E., Rutkowska-Narożniak A., Kwietniewski M., Wąsowski J., Kowalski D. Badania nad rozwojem mikroorganizmów w przewodach wodociągowych z żeliwa sferoidalnego z wykładziną cementową. *Ochrona Środowiska* 2011, 3, 9-13.
36. Lethola M.J., Miettinen I.T., Vartiainen T., Martikainen P.J. Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during water treatment processes. *Water Research* 2002, 15, 3681-3690.
37. Mac Kenzie W. R., Hoxie N. J., Proctor M. E., Gradus M. S., Blair K. A., Peterson D. E., Davis J. P. A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* 1994, 331, 161-167.
38. Mains C. Biofilms control in distribution system. Tech Brief, National Environmental Service Center (NESC), Summer 2008, 2.
39. Markowski J., Symonowicz C., Stanisławiak R. Eksploatacja mikrosit w Stacji Uzdatniania Wody w Zawadzie pod Zieloną Górą. *Ochrona Środowiska* 2006, 1, 35-38.
40. Matilainen A., Vepsäläinen M., Sillanpää M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science* 2010, 2, 189-197.
41. Michaud L., Blancheton J. P., Bruni V., Piedrahita R. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering* 2006, 3, 224-233.
42. Miettinen I.T., Vartiainen T., Martikainen P.J., Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1997, 8, 3242-324.
43. Ndergaard M.S., Worm Y. Measurement of biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in lake water with a bioreactor. *Water Research* 2001, 10, 2505-2513.
44. Norton C. D., Lechevallier M. W. A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Applied and Environmental Microbiology* 2000, 1, 268-276.
45. Olańczuk-Neyman K. Mikroorganizmy w ukształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej. Gdańsk 2001.
46. Papciak D., Kaleta J., Puzskarewicz A. Usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych w procesie dwustopniowej filtracji przez aktywne biologicznie złoża z GWA na złożach chalcedonitowych. *Rocznik Ochrona Środowiska* 2013, 2, 1336-1351.
47. Parsons S. *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment.* IWA publishing 2004
48. Parveen S., Hodge N. C., Stall R. E., Farrah S. R., Tamplin M. L. Phenotypic and genotypic characterization of human and nonhuman *Escherichia coli*. *Water Research* 2001, 2, 379-386.
49. Phe M.H., Dossot M., Guilloteau H., Block J.C. Nucleic acid fluorochromes and flow cytometry prove useful in assessing the effect of chlorination on drinking water bacteria. *Water Research* 2005, 39, 3618-3628.

50. Pitkänen T., Miettinen I.T., Nakari U.M., Takkinen J., Nieminen K., Siitonen A., Kuusi M., Holopainen A., Hänninen M.L. Fecal contamination of a municipal drinking water distribution system in association with *Campylobacter jejuni* infections. *Journal Water Health*. 2008, 3, 365-376.
51. Plummer J.D., Edzwald K.J. Effect of ozone on algae asprecursors for trihalomethane and haloacetic acid production. *WaterScience& Technology*2001, 35, 3661–3668.
52. Polanska M., Huysman K., KeerCh. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. *Water Research* 2005, 39, 2259–2266
53. Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Dąbrowska A., Nawrocki J. Biodegradability of organic by-products after natural organic matter oxidation with ClO₂—case study. *Water Research* 2004, 4, 1044-1054.
54. Reungoat J., Macova M., Escher B. I., Carswell S., Mueller J. F., Keller J. Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. *Water Research* 2010, 2, 625-637.
55. Sarasa J., Cortés S., Ormad P., Gracia R., Ovelheiroj L. Study of the aromatic by-products formed from ozonation of anilines in aqueous solution. *Water Research* 2002, 12, 3035-3044.
56. Sarathy S. R., Mohseni M. The impact of UV/H₂O₂ advanced oxidation on molecular size distribution of chromophoric natural organic matter. *Environmental Science & Technology* 2007, 24, 8315-8320.
57. Sarathy S., Mohseni M. The fate of natural organic matter during UV/H₂O₂ advanced oxidation of drinking water. *Canadian Journal of Civil Engineering* 2008, 1, 160-169.
58. Serodes J.B., Rodriguez M.J., Li H., Bouchard Ch. Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec City area (Canada). *Chemosphere* 2003, 51, 253–263.
59. Sharp, E. L., Parsons, S. A., Jefferson, B. Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment* 2006,1, 183-194.
60. Świderka-Bróz M., Wolska M. Główne przyczyny zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2006, 4, 29-34.
61. Świderska-Bróz M., Wtórne zanieczyszczenie wody w systemie jej dystrybucji. *Mat. Konferencji: Mikrozanieczyszczenia w Środowisku Człowieka. Częstochowa 2000.*
62. Świderska-Bróz M., Wolska M. Effects of Granulated Active Carbon Bed Regeneration of Dissolved Organic Carbon Removal from Surface water. *Polish Journal of Environmental Studies* 2015, 2, 717-723.
63. Świderska-Bróz M., Wolska M. Przyczyny zużycia chloru wolnego w systemie dystrybucji wód. *Ochrona Środowiska* 2009, 4, 19-24.
64. Świderska-Bróz M., Wolska M. Efficiency of ozonation followed by filtration through a biologically active adsorption bed at removing biogenic organic substances from surface water. *Environment Protection Engineering* 2012, 2, 19-28.
65. Świderska-Bróz M., Wolska M. Główne wskaźniki wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji. *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2005, 2, 159-169.
66. Świderska-Bróz M., Wolska M. Główne wskaźniki wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody wodociągowej w systemie jej dystrybucji. *W: Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka. Częstochowa-Ustroń, 22-24 września 2004 / pod red. Marty Janosz-Rajczyk. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej* 2004, 11-19.
67. Świderska-Bróz M., Wolska M. Influence of hydraulic parameters on water pollution in a distribution system. *Environment Protection Engineering* 2007, 4, 5-16.
68. Świderska-Bróz M., Wolska M. Ocena wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2005, 4, 35-38.

69. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Ocena zmian stabilności biologicznej w układzie technologicznym oczyszczania wody infiltracyjnej. *Ochrona Środowiska* 2012, 4, 63-68.
70. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Skuteczność koagulacji kontaktowej w usuwaniu substancji biogennych z wody. *Ochrona Środowiska* 2010, 2, 3-7.
71. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Skuteczność procesów oczyszczania wody powierzchniowej w usuwaniu biodegradowalnych substancji organicznych. *Ochrona Środowiska*. 2011, 4, 77-80.
72. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Usuwanie frakcji ogólnego węgla organicznego z wody powierzchniowej w procesie koagulacji. *Ochrona Środowiska* 2011, 1, 9-12.
73. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Wpływ warunków hydraulicznych na zmiany poziomu zanieczyszczenia wody w systemie jej dystrybucji. W: II Kongres Inżynierii Środowiska. Lublin:Komit. Inż. Śr. PAN, 2005, 509-517.
74. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Zanieczyszczenie wody wodociągowej produktami korozji żelaza. *Gaz Woda iTechnika Sanitarna* 2008, 4, 17-20.
75. Świdarska-Bróz M., Wolska M. Zmiany zawartości substancji organicznych w wodzie w procesie utleniania chemicznego. *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2011, 2, 111-120.
76. Świetlik J., Dąbrowska A., Raczyk-Stanisławiak U., Nawrocki J. Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Research* 2004,3, 547-558.
77. Szlachta M., Adamski W. Effects of natural organic matter removal by integrated processes: Alum coagulation and PAC-adsorption. *Water Science& Technology* 2009, 10, 1951–1957.
78. Tataro M., Wtórne zanieczyszczenia wody wodociągowej podczas jej dystrybucji w aspekcie pogorszenia fizykochemicznej jakości wody. *Gaz Woda iTechnika Sanitarna* 2001, 6,201-205.
79. Tung H. H., XieY. F. Association between haloacetic acid degradation and heterotrophic bacteria in water distribution systems. *Water Research* 2009, 43, 971–978.
80. Von GuntenU. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* 2003,7, 1443-1467.
81. Vreeburg I. J., BoxallJ. B. Discolouration in potable water distribution systems: A review. *Water Research* 2007, 41, 519-529.
82. Wang H., Ho L., Lewis, D. M., Brookes J. D., Newcombe G. Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Research* 2007,18, 4262-4270.
83. Włodyka-Bergier A., Bergier T. Charakterystyka prekursorów lotnych ubocznych produktów chlorowania wody w sieci wodociągowej Krakowa. *OchronaŚrodowiska* 2011, 3, 29-33.
84. Wolska M. Biological stability of water in water distribution systems: the effect of water treatment trials. *Environmental Protection Engineering* 2015, 2. (praca przyjęta do druku)
85. WolskaM. Changes in water biostability levels during an ion-exchange process using Miex-DOC resin. *Journal of Water Supply: Research and Technology AQUA* doi:10.2166/aqua.2015.129
86. Wolska M. Changes in water biostability levels in water treatment trials. *Water Science&Technology* 2015, 4, 538-544.
87. Wolska M. The Change in Fractions of Organic Substances in Water in the Intermediate Oxidation Process. *Desalination and Water Treatment* 2015, 1-6.
88. Wolska M. Wpływ struktury naturalnej materii organicznej w wodzie na efektywność procesu adsorpcji. *Przemysł Chemiczny* 2015, 6. (praca przyjęta do druku)
89. Wolska M. Efficiency of removal of biogenic substances from water in the process of biofiltration. *Desalination and Water Treatment* 2015, s. 1-7.
90. Wolska M. Removal of precursors of chlorinated organic compounds in selected water treatment processes. *Desalination and Water Treatment*2014, 19-21, 3938-3946.

91. Wolska M. Skuteczność koagulacji i sedymentacji w usuwaniu substancji biogenych. *Przemysł Chemiczny* 2008, 5, 619-622.
92. Wolska M. An evaluation of organic substance fraction removal during ion exchange with MIEX-DOC resin. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: 10.1007/s11356-015-4685-2.
93. Xing W., Ngo H. H., Kim S. H., Guo W. S., Hagare P. Adsorption and bioadsorption of granular activated carbon (GAC) for dissolved organic carbon (DOC) removal in wastewater. *Bioresource Technology* 2008, 18, 8674-8678.
94. Xu B., He Y.J. Production practice of biological pretreatment and advanced treatment in waterworks in Jiaying region. *China Water Wastewater* 2007, 23, 56-58.
95. Zimoch I. Szacowanie zmian jakości wody w systemie dystrybucji na podstawie analizy powstawania trihalometanów. *Ochrona Środowiska* 2007, 4, 49-52.
96. Zimoch, I. Niezawodnościowa interpretacja wyników monitoringu jakości wody w sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska* 2009, 4, 51-55.

Margorzata Wolska