

dr inż. Dorota Jolanta Papciak

Autoreferat

**dotyczący osiągnięć w pracy
naukowo-badawczej, organizacyjnej
i dydaktycznej**

1. Imię i nazwisko:

DOROTA JOLANTA PAPCIAK

2. Posiadane tytuły i stopnie naukowe

1990 - dyplom mgr inż. chemii o specjalności technologia chemiczna, uzyskany na Wydziale Chemicznym Politechniki Rzeszowskiej.

Temat pracy dyplomowej magisterskiej:

„Reakcje hydroksymetylowych pochodnych melaminy z oksiranami”,
promotor: prof. dr hab. inż. Jacek Lubczak

1998 - dyplom dr inż. nauk rolniczych w zakresie rybactwa, nadany uchwałą Rady Wydziału Ochrony Środowiska i Rybactwa Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie (obecnie Uniwersytet Warmińsko-Mazurski)

Temat rozprawy doktorskiej:

„Zastosowanie klinoptylolitów do usuwania azotu amonowego z roztworów wodnych”,

promotor: prof. dr hab.inż. Marian Granops,

recenzenci: prof. dr hab. Konstanty Lossow

dr hab. Bogdan Sieliwanowicz, prof. nadzw.
--

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu

1990-1991 – asystent stażysta w Zakładzie Technologii Wody i Ścieków, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Rzeszowskiej.

1991-1995 – asystent w Zakładzie Technologii Wody i Ścieków, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Rzeszowskiej.

1995-1999- asystent w Zakładzie Oczyszczania i Ochrony Wód, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Rzeszowskiej.

1999-obecnie - adiunkt w Zakładzie Oczyszczania i Ochrony Wód, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Rzeszowskiej.

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.):

a) tytuł osiągnięcia naukowego:

jednotematyczny cykl publikacji

„Wpływ czynników abiotycznych na czas formowania biofilmu nitryfikacyjnego i efektywność procesu biofiltracji wód podziemnych”

b) pozycje z cyklu

Lp.	Autor/Tytuł/Czasopismo
1.	Papciak D. (2007) Effect Of Nitrification-Filter Packing Material On The Time To Reach Its Operation Capacity, <i>Environmental Engineering</i> , Taylor & Francis Group, London, UK , pp.125-132. Punktacja MNiSW 7, IF=0
2	Zamorska J., Papciak D. (2008) Activity of nitrifying biofilm in the process of water treatment on diatomite bed. <i>Environment Protection Engineering</i> , Vol. 34, No 1, pp.37-52. Punktacja MNiSW =6, IF=0
3	Papciak D. , Zamorska J. (2003) Wypełnienie biofiltru, a efektywność procesu nitryfikacji. <i>Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej</i> , z.35, s.147-160, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Punktacja MNiSW 4, IF=0
4	Papciak D. , Zamorska J.(2008) Jedno- i dwuwarstwowe złoża nitryfikacyjne jako biotechnologiczna metoda usuwania azotu amonowego z wody. <i>Biotechnologia</i> , 1(80), s.189-201, wyd. Komitet Biotechnologii PAN i Instytut Chemii Bioorganicznej. Punktacja MNiSW 5, IF=0
5	Papciak D. , Zamorska J., Piech A. (2008) Wpływ jonów żelaza(III) na efektywność usuwania azotu amonowego w procesie nitryfikacji w złożach chalcedonitowych, <i>Water Supply and Water Quality</i> ". t.1, s. 579-590. PZITS O/Wielkopolski, Wyd PZITS Poznań-Gniezno. IF=0
6	Papciak D. , Zamorska J., Kaleta J., Puszkarewicz A. (2009) Effect of Manganese(II) on the Time of Biofilm Formation and on the Effectiveness of Ammonium Nitrogen Removal from Water in Biofiltration Process. <i>Polish Journal of Environmental Studies</i> , Vol.2, pp. 43-50. Punktacja MNiSW = 10, IF=0,947
7	Papciak D. (2009) Paradoks tlenowy w procesie usuwania azotu amonowego z wody metodą biofiltracji. <i>Gaz, Woda i Technika Sanitarna</i> , tom LXXXIII, nr 11, s. 21-25. Punktacja MNiSW= 6, IF=0
8	Papciak D. , Kaleta J., Puszkarewicz A.(2012) Porównanie skuteczności usuwania manganu(II) i azotu amonowego w procesie biofiltracji na złożach chemicznie aktywnych. <i>Zaopatrzenie w Wodę, Jakość Wód</i> . Seria: Inżynieria na rzecz ochrony środowiska. Tom II s.449-458, Wyd. PZITS Poznań. Punktacja MNiSW= 4, IF=0
9	Papciak D. , Kaleta J., Puszkarewicz A. (2013) Usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych w procesie dwustopniowej biofiltracji na złożach chalcedonitowych. <i>Annual Set The Environment Protection</i> ; t.15. s.1352-1366. Punktacja MNiSW =15, IF=0,068
10	Papciak D. (2013) Biofiltracja wód podziemnych na złożach chalcedonitowych. <i>Instal</i> , 10 (344) s. 49-54. Punktacja MNiSW = 5, IF=0

Mój udział merytoryczny w publikacjach współautorskich polegał zwykle na definiowaniu zagadnienia, ustalaniu założeń i metodologii prowadzenia analiz fizykochemicznych oraz formułowaniu wniosków. Udział procentowy w publikacjach współtworzonych zestawiałam w tabeli 1.

Zakres charakteryzujący udział współautorów został dołączony do wniosku jako Załącznik 5.

Tab.1. Zestawienie publikacji wraz z punktacją (wg rozporządzenia MNiSW w sprawie czasopism naukowych z dnia 13 lipca 2012 roku) i udziałem habilitantki

Pozycja	Liczba punktów w roku publ.	Procent udziału w publikacji	Liczba punktów po uwzględnieniu udziału habilitantki	Impact faktor w roku opubl.
Ad b) 1.	7	100	7	0
Ad b) 2.	6	80	4,8	0
Ad b) 3.	0	80	0	0
Ad b) 4.	5	80	4	0
Ad b) 5.	4	70	2,8	0
Ad b) 6.	10	70	7	0,947
Ad b) 7.	6	100	6	0
Ad b) 8.	4	80	3,2	0
Ad b) 9.	15	80	12	0,068
Ad b) 10.	5	100	5	0
Razem	62	-	55,3	1,015

c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Cel badań

Celem naukowym zaprezentowanego jednotematycznego cyklu 10 publikacji pt. Wpływ czynników abiotycznych na czas formowania biofilmu nityfikacyjnego i efektywność procesu biofiltracji wód podziemnych jest:

- 1) ocena wpływu właściwości wypełnienia biofiltrów na: czas formowania biofilmu nityfikacyjnego, efektywność usuwania azotu amonowego i jakość wody po procesie biofiltracji,
- 2) określenie wpływu żelaza i manganu na czas formowania biofilmu i efektywność procesu usuwania azotu amonowego z wód podziemnych metodą biofiltracji,
- 3) określenie rzeczywistego zużycia tlenu w procesie biofiltracji,
- 4) ocena możliwości zastosowania chemicznie aktywnych związków odmanganiających do procesu usuwania azotu amonowego metodą biofiltracji z wód podziemnych.

Znaczną większość badań i pomiarów zrealizowałam samodzielnie w laboratorium i oceniam swój wkład w część eksperymentalną na 80%. Moje badania mają charakter zarówno badań podstawowych i poznawczych, jak i aplikacyjnych.

Założenia i problematyka badań

Zgodnie z zaleceniami Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej i obowiązującą w Polsce ustawą Prawo Wodne, wody podziemne powinny stanowić główne źródło zaopatrzenia ludności w wodę do picia. Obecnie stanowią ok. 66% ogólnej ilości wody w Polsce wykorzystywanej na cele wodociągowe. W odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. wraz ze zmianami w 2010 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. Nr 61, Poz. 417) posiadają one zazwyczaj dużo lepszą jakość od wód powierzchniowych i charakteryzują się najczęściej przekroczeniem tylko niektórych wskaźników fizyko-chemicznych. Należą do nich między innymi związki żelaza, manganu, azotu amonowego i azotanowego(V). Szacuje się, że około 70% ujęć wód podziemnych w Polsce pobiera wody wymagające odpowiedniego uzdatnienia. Wiele stacji uzdatniania powinno zintensyfikować proces oczyszczania wody i dokonać modernizacji eksploatowanych urządzeń. Natomiast samorządy muszą podjąć decyzję odnośnie ujmowania wód podziemnych do picia i celów gospodarczych.

Technologia oczyszczania wód podziemnych nie jest tak skomplikowana jak wód powierzchniowych, jednak może stwarzać problemy, gdy w wodzie oprócz żelaza (które z reguły daje się łatwo usunąć w tradycyjnym układzie napowietrzania i filtracji) występują również inne domieszki, takie jak mangan(II) czy azot amonowy. Wzrastające zanieczyszczenie wód podziemnych związkami azotowymi, a szczególnie azotem amonowym wymusza konieczność poszukiwania niekonwencjonalnych, wysokoefektywnych metod ich oczyszczania. Coraz częściej do celów gospodarczych ujmowane są wody o zawartości azotu amonowego od 1-3 g N-NH⁺₄/m³. Ze względu na koszty związane z zastosowaniem metod fizyko-chemicznych oraz obaw związanymi ze stosowaniem metod biologicznych, często rezygnowano z ujęć wody podziemnej wówczas, gdy stwierdzano obecność azotu amonowego. Długo czas wykształcania biofilmu nitryfikacyjnego i czasochłonne analizy bakteriologiczne wymagające specjalistycznej obsługi dodatkowo zniechęcały do stosowania procesów biologicznych.

Azot amonowy należy do najbardziej uciążliwych związków występujących w wodzie. Jego obecność utrudnia proces chlorowania wody, stwarza kłopoty przy usuwaniu manganu, przyspiesza korozję przewodów wodociągowych i wpływa na stabilność biologiczną wody. Poza tym, zwiększona ilość azotu amonowego w wodzie uzdatnionej zużywa tlen w sieci wodociągowej, mogąc prowadzić do rozwoju szkodliwych bakterii beztlenowych oraz wtórnego zanieczyszczenia wody. Usuwanie związków azotowych z wody przeznaczonej do picia stanowi poważny problem w technologii wody. Ze względu na koszt coraz częściej proponuje się metody biologiczne. Biologiczna nitryfikacja realizowana metodą biofiltracji może być stosowana tam, gdzie istnieje potrzeba usuwania jonu amonowego bez konieczności całkowitego usunięcia związków azotu. Ograniczeniem w jej stosowaniu jest odpowiednia zawartość tlenu, niezbędna do przeprowadzenia pełnego procesu nitryfikacji. Przy teoretycznym zapotrzebowaniu na tlen wynoszącym 4,57 g O₂/m³ do transformacji 1 g N-NH⁺₄/m³ w formę N-NO₃⁻, w jednostopniowej filtracji ze zwiernadłem wody powyżej warstwy filtracyjnej, możliwe jest utlenienie nie więcej niż ok. 2 g N-NH⁺₄/m³, w warunkach pełnego nasycenia wody tlenem (10-16°C). Ograniczenie to dotyczy procesów biofiltracji prowadzonej w filtrach z wypełnieniem nieuczestniczącym lub uczestniczącym w niewielkim stopniu w procesie usuwania jonów amonowych. Zastosowanie złoż biosorpcyjnych w procesach usuwania azotu amonowego z wody, a w szczególności wykorzystanie ich właściwości utleniająco-redukujących, jonowymiennych, sorpcyjnych i buforujących może rozwiązać dwa problemy:

- 1) znacznie skrócić czas wykształcania biofilmu poprzez wytworzenie trwałych połączeń pomiędzy nośnikiem a mikroorganizmami,
- 2) stworzyć możliwość usunięcia większych ilości azotu amonowego niż wynika to z zawartości tlenu w uzdatnianej wodzie.

Czas wykształcenia biofilmu można przyspieszyć poprzez wykorzystanie właściwości wypełnienia biofiltru, które pozwoli na usuwanie zanieczyszczeń bez opóźnienia wynikającego z osadzania się bakterii lub dodatek do uzdatnianej wody biopreparatów zawierających substancje odżywcze wraz z bakteriami nityfikacyjnymi I i II fazy. Problemem jest jednak konieczność utrzymania właściwej koncentracji biomasy w złożu. Badania wykazują, że aktywność bakterii może być zachowana w wyniku zastosowania techniki unieruchamiania. Najczęściej stosowaną i zarazem najprostszą techniką immobilizacji komórek jest ograniczenie ich ruchu w wyniku adsorpcji lub tworzenia wiązań kowalencyjnych między grupami jonoczynnymi polimerów komórkowych, a grupami reaktywnymi nośnika. Wydaje się więc, że szczególne znaczenie na przebieg i skuteczność procesu nityfikacji może mieć odpowiedni dobór wypełnienia biofiltru. Namnażanie mikroorganizmów odbywa się zarówno w przestrzeniach międzyziarnowych, jak i w makroporach, których rozmiary umożliwiają wnikanie komórek mikroorganizmów do wnętrza tworząc tzw. miejsca chronione przed niekorzystnym działaniem sił ścinających związanych z przepływem wody. Materiał stanowiący wypełnienie biofiltru może pełnić funkcję nie tylko podłoża do rozwoju błony biologicznej ale również funkcję adsorbenta, wymiennicza jonowego, substancji pożywkowej i buforującej środowisko reakcji biochemicznej. Podczas wyboru wypełnienia biofiltru czynnikiem branym pod uwagę powinna być, oprócz skuteczności, także cena. Celem stało się więc poszukiwanie wypełnień: tanich, skutecznych i stymulujących namnażanie mikroorganizmów nityfikacyjnych.

Wpływ rodzaju wypełnienia na czas formowania biofilmu nityfikacyjnego

Celem określenia wpływu rodzaju wypełnienia na czas wykształcenia biofilmu do badań zastosowałam biofiltry wypełnione materiałami naturalnymi: diatomitem, klinoptylolitem, naturalnym pumeksem o nazwie handlowej Hydro-Filt i chalcedonitem oraz najczęściej dotychczas stosowanymi: piaskiem kwarcowym i węglem aktywnym. Badania przeprowadziłam w skali laboratoryjnej, na roztworach modelowych sporządzonych na bazie wody wodociągowej, wzbogaconej w azot amonowy ($2-3 \text{ mg N/dm}^3$) oraz biopreparat zawierający bakterie nityfikacyjne. Pracę złożyłam oceniałam w oparciu o wskaźniki fizyczno-chemiczne tj.: azot amonowy, azot azotanowy(III), azot azotanowy(V), wartość pH, barwę, mętność, tlen rozpuszczony. Analizowałam wpływ: powierzchni właściwej, zdolności sorpcyjnych, jonowymiennych, buforujących i stymulujących rozwój błony biologicznej zastosowanych wypełnień^{1,2,3} na czas formowania biofilmu.

Stwierdziłam, że właściwości materiału stanowiącego wypełnienie biofiltru decydują o czasie kształtowania biofilmu nityfikacyjnego i efektywności procesu nityfikacji.

¹ Papciak D. (2007) Effect Of Nitrification-Filter Packing Material On The Time To Reach Its Operation Capacity. *Environmental Engineering*. Taylor & Francis Group, London, UK, pp.125-132.

² Papciak D., Zamorska J. (2008) Jedno- i dwuwarstwowe złoża nityfikacyjne jako biotechnologiczna metoda usuwania azotu amonowego z wody. *Biotechnologia* 1(80), s.189-201, wyd. Komitet Biotechnologii PAN i Instytut Chemii Bioorganicznej.

³ Papciak D., Zamorska J., 2003, Wypełnienie biofiltru a efektywność procesu nityfikacji. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.35, s.147-160, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

Obecność błony biologicznej najszybciej zaobserwowałam na złożu klinoptylolitytowym, chociaż efektywność usuwania jonów amonowych po wyczerpaniu zdolności jonowymiennych była najmniejsza z zastosowanych materiałów filtracyjnych. Proces nityfikacji przebiegał z największą efektywnością na wypełnieniu diatomitowym, ale najlepszą jakość wody pod względem wszystkich wskaźników branych pod uwagę przy ocenie przydatności do spożycia uzyskano na złożu z węglem aktywnym. Biorąc pod uwagę koszty oczyszczania i czas formowania biofilmu, bardziej szczegółowym badaniom poddałam diatomit. Ocenę jego pracy przeprowadziłam w oparciu o efekt technologiczny oraz ocenę ilościową mikroorganizmów zasiedlających złożo wraz z oceną ich aktywności⁴.

W badaniach zastosowałam przepływ odrotny do grawitacyjnego, który okazał się korzystniejszy dla procesu nityfikacji, ponieważ:

- stwarzał lepsze warunki do pełnego przebiegu procesu nityfikacji, poprzez mniejsze zużycie tlenu niż w filtrach z przepływem grawitacyjnym,
- powodował regulację grubości błony biologicznej i utrzymanie stałej aktywności mikrobiologicznej biofilmu oraz równomierne rozłożenie powierzchni biofilmu w całym przekroju biofiltru.

Oszacowałam biologiczną aktywność złoża w powiązaniu z efektywnością usuwania azotu amonowego w procesie nityfikacji i tworzeniem się biofilmu. Wykazałam, że diatomit ma dobre właściwości stymulujące rozwój biomasy i usuwanie azotu amonowego przebiegało z dużą efektywnością, osiągającą wartość 100%. Obraz z mikroskopu skaningowego potwierdził kolonizację mikroorganizmów na powierzchni ziaren. Biofilm miał luźną i porowatą strukturę charakterystyczną dla biofilmu aerobowego i pokrywał całą powierzchnię ziarna. Równocześnie liczba bakterii psychrofilnych i mezofilnych po procesie biofiltracji była mała. Miano bakterii nityfikacyjnych w biofilmie było bardzo niskie, co świadczyło o dużej liczbie tych bakterii.

Analizie poddałam również zmiany barwy i mętności w wodzie po procesie biofiltracji. Wzrost mętności wody może być powodowany wypłukiwaniem mikroorganizmów ze złoża. Literatura przedmiotu podaje, że dla filmu tlenowego obserwowano wzrost mętności do 2 NTU, dla beztlenowego do 22 NTU. W badaniach maksymalna wartość mętności nie przekroczyła 2 NTU. Świadczy to o tym, że struktura biofilmu charakteryzuje się trwałymi wiązaniami pomiędzy materiałem ziarnistym, a biofilmem i wzajemnymi oddziaływaniami między organizmami. Obserwacje mikroskopowe potwierdziły gąbczastą, pofałdowaną strukturę biofilmu, ściśle pokrywającą ziarna wypełnienia. Liczne kanały i komory w strukturze biofilmu umożliwiły głęboką penetrację tlenu i substancji odżywczych, co skutkowało wysokim efektem usuwania azotu amonowego. W badaniach wykazałam, że:

- 1) diatomit ma dobre właściwości stymulujące rozwój biomasy i proces nityfikacji przebiega z dużą efektywnością, osiągającą skuteczność usuwania azotu amonowego wynoszącą 100%;
- 2) skład chemiczny diatomitu stymuluje wzrost mikroorganizmów i ma decydujący wpływ na formowanie się biofilmu;
- 3) diatomit pełni rolę pożywki dla mikroorganizmów co znacznie przyspiesza ich kolonizację;
- 4) aktywność dehydrogenaz może być wskaźnikiem obecności heterotroficznych mikroorganizmów w błonie biologicznej.

⁴ Zamorska J., Papciak D.(2008) Activity of nitrifying biofilm in the process of water treatment on diatomite bed. *Environment Protection Engineering* Vol. 34,No1, s.37-52.

Najprawdopodobniej większość tych heterotrofów ma zdolność do przeprowadzania procesu nitryfikacji;

- 5) niewielkie ilości bakterii psychrofilnych i mezofilnych w wodzie po procesie uzdatniania mogą być wskaźnikiem stabilnej pracy złoża biosorpcyjnego.

Szereg zadań, jakie ma do spełnienia biofiltracja, rozwiązano (w sposób nie do końca zadowalający) stosując jeden rodzaj wypełnienia – biofiltrację jednowarstwową. Aby zwiększyć wydajność urządzeń, polepszyć jakość wody, a jednocześnie uzyskać oszczędności inwestycyjne i materiałowe rozważyłam możliwość zastosowania biofiltracji wielowarstwowej. Przy zastosowaniu tego rodzaju filtrów oprócz skutecznego usuwania związków azotowych spodziewałam się poprawy fizycznych wskaźników jakości wody takich jak barwa i mętność.

Badaniom poddałam złoża diatomitowo-piaskowe i diatomitowo-węglowe⁵. Przeanalizowałam wpływ charakteru zewnętrznej struktury ziarna na czas kształtowania błony biologicznej i trwałości połączeń mikroorganizmów z nośnikiem na podstawie zmian parametrów fizyko-chemicznych uzdatnionej wody i zdjęć skaningowych struktury biofilmu. Stwierdziłam, że na złożu dwuwarstwowym diatomitowo-węglowym i jednowarstwowym – diatomitowym, nitryfikacja przebiegała z najwyższą efektywnością, błona biologiczna była najbardziej stabilna, co skutkowało najniższą mętnością wody uzdatnionej. Stwierdziłam również, że druga faza procesu nitryfikacji rozpoczynała się szybciej na filtrach dwuwarstwowym. Z kolei połączenie właściwości diatomitu z dobrymi właściwościami sorpcyjnymi węgla aktywnego pozwoliło na ograniczenie wtórnego zanieczyszczenia wody i utrzymanie dużej koncentracji biomasy w biofiltrze. Węgiel aktywny dodatkowo zapobiegał wypłukiwaniu mikroorganizmów z filtru. Zastosowanie węgla aktywnego jako wypełnienia biofiltru jednowarstwowego znacznie wydłużyło czas dojrzewania złoża nitrifikacyjnego w porównaniu ze złożami dwuwarstwowymi. Natomiast złożo diatomitowo-piaskowe z przepływem grawitacyjnym, pozwoliło dodatkowo na wyeliminowanie barwy i mętności w uzdatnianej wodzie z jednoczesnym zachowaniem wysokiej efektywności procesu nitryfikacji. Należy jednak liczyć się z faktem gromadzenia materii organicznej w filtrze i wzrastającym zużyciem tlenu, co wiąże się z koniecznością płukania filtrów.

W związku z tym, że bardzo częstym zanieczyszczeniem wód podziemnych obok azotu amonowego są związki żelaza i manganu, kolejnym etapem badań była ocena wpływu obecności żelaza i manganu na czas wykształcenia błony biologicznej i efektywność procesu nitryfikacji. W literaturze brak jest informacji na ten temat. Stwierdza się jedynie, że usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych ma miejsce podczas procesów oczyszczania wody z ponadnormatywnej zawartości żelaza i manganu.

Wpływ żelaza na czas formowania biofilmu nitrifikacyjnego

Ocenę efektywności usuwania azotu amonowego w obecności jonów żelaza, przeprowadziłam z zastosowaniem chalcedonitu⁶ - wypełnienia, które posiada dobrze udokumentowaną i opisaną skuteczność w usuwaniu żelaza. Chalcedonit

⁵ Papciak D., Zamorska J. (2008) Jedno- i dwuwarstwowe złoża nitrifikacyjne jako biotechnologiczna metoda usuwania azotu amonowego z wody. *Biotechnologia* 1(80), s.189-201, wyd. Komitet Biotechnologii PAN i Instytut Chemii Bioorganicznej.

⁶ Papciak D., Zamorska J., Piech A., (2008) Wpływ jonów żelaza(III) na efektywność usuwania azotu amonowego w procesie nitryfikacji w złożach chalcedonitowych. *Water supply and water quality*. PZITS O/Wielkopolski, Wyd PZITS Poznań-Gniezno.

posiada strukturę mezoporowatą o stosunkowo dużej jednorodności porów, których całkowita objętość wynosi 0,03-0,04 cm³/g. Zaletą chalcedonów jest krótszy okres wpracowania złóż w procesie usuwania żelaza i manganu w porównaniu z tradycyjnymi złożami kwarcowymi.

Badania przeprowadziłam metodą biofiltracji, z przepływem odwrotnym do grawitacyjnego, z prędkościami: 1,5 ; 3,5 i 6 m/h. Zastosowałam dwa modele biofiltrów, których wypełnienie stanowił modyfikowany termicznie chalcedonit. Na jeden z nich kierowano roztwór modelowy zawierający 2 mg N-NH₄⁺/dm³ i 1 mg Fe(III)/dm³, na drugi: roztwór modelowy zawierający tylko azot amonowy o takim samym stężeniu. Celem przyspieszenia czasu dojrzewania złóż roztwory modelowe wzbogacano dodatkowo w biopreparat zawierający bakterie nityfikacyjne I i II fazy. Na podstawie wyników badań fizykochemicznych i bakteriologicznych dokonałam oceny wpływu żelaza na czas wykształcenia biofilmu i zużycie tlenu w procesie biofiltracji.

Stwierdziłam, że czas formowania biofilmu (dojrzewanie złoża) zależy od składu chemicznego wody kierowanej na biofiltry. Obecność żelaza(III) w wodzie uzdatnianej w procesie nityfikacji wpływa na wzrost skuteczności usuwania azotu amonowego i skrócenie czasu wykształcenia biofilmu. W czasie trwania eksperymentu chalcedonit usuwał żelazo w prawie 100%, a stężenie azotu amonowego osiągnęło poziom poniżej wartości normatywnej. Obecność żelaza miała również pozytywny wpływ na czas rozpoczęcia drugiej fazy procesu nityfikacji, jednak zużycie tlenu było większe niż na złożu, gdzie uzdatniano wodę zawierającą tylko azot amonowy. Badania mikroskopowe błony biologicznej oraz wyniki badań bakteriologicznych potwierdzały większą aktywność biofilmu na złożu, na które kierowano wodę z dodatkiem żelaza. Stwierdzono, że o końcowym efekcie procesu uzdatniania decyduje nie tylko prędkość filtracji, ale także powierzchnia aktywnego biofilmu.

Zarówno wzrost prędkości filtracji do 6 m/h, jak również dwukrotne obniżenie prędkości filtracji do wartości 1,5 m/h nie spowodowały znaczących zmian w parametrach chemicznych wody poddawanej procesowi oczyszczania. Duży wpływ na końcowy efekt procesu nityfikacji, ma powierzchnia aktywnego biofilmu, o której decydują w znacznym stopniu cechy podłoża i struktura porów. Zastosowane parametry biofiltrów okazały się niewystarczające dla osiągnięcia pełnego procesu nityfikacji. Druga faza nityfikacji prowadząca do utlenienia azotanów(III) do azotanów(V) okazała się niezadowalająca, gdyż nie uzyskano wymaganego stężenia azotanów(III). Rzeczywiście zużycie tlenu było ok. 2 razy niższe od teoretycznego, co może wskazywać na usuwanie azotu amonowego na drodze innej niż nityfikacja. Porównując zdjęcia mikroskopowe ziaren chalcedonitu surowego (suchego) z ziarnami pobranymi ze złóż filtracyjnych, zaobserwowałam dobrze wykształconą śluzowatą błonę biologiczną otaczającą ziarna złóż, będącą wytworem działalności komórek mikroorganizmów. Zauważalne było także to, że błona komórkowa pobrana ze złoża F_{NH₄-Fe} wykazywała większe zróżnicowanie powierzchni (pofałdowanie) niż błona ze złoża F_{NH₄}. Ponadto stwierdziłam, że na materiale pobranym z dolnych warstw złoża błona jest grubsza, co może świadczyć o większej liczbie bakterii heterotroficznych, potwierdzonych dodatkowo większymi wartościami aktywności enzymatycznej błony biologicznej. Analizując wyniki badań zauważyłam, że nie tylko prędkość filtracji i związany z nią czas retencji decyduje o końcowym efekcie nityfikacji, lecz także duże znaczenie ma powierzchnia aktywnego biofilmu. Najprawdopodobniej, aby uzyskać wartości normatywne azotu azotanowego(III), należy zwiększyć ilość złoża przez zastosowanie drugiego stopnia filtracji, bądź przez zastosowanie biofiltru o większej średnicy. Aktywność enzymów oddechowych organizmów błony biologicznej na

ziarnach filtrów do 10 dnia pracy obu złoż była zbliżona. W następnych dobach na złożu, na które kierowana była woda z zawartością żelaza aktywność dehydrogenaz była zawsze wyższa.

Wpływ manganu na czas formowania biofilmu nitryfikacyjnego

Literatura przedmiotu podaje, że azot amonowy może zakłócać proces usuwania manganu. Pozostaje jednak pytanie, czy obecność manganu wpływa na czas dojrzewania złoża i przebieg procesu nitryfikacji. W badaniach wykazałam, że obecność manganu w wodzie poddawanej procesowi biofiltracji miała wpływ na przebieg procesu nitryfikacji i skuteczność usuwania azotu amonowego⁷. Wzrost efektywności usuwania azotu amonowego w procesie biofiltracji następował wówczas, gdy malała skuteczność usuwania manganu. Jednocześnie zaobserwowano wzrost stężenia jonów azotanowych(III) co wskazywało na rozpoczynający się proces nitryfikacji. W pracach badawczych czytamy, że azotany(III) powstałe w pierwszym etapie procesu nitryfikacji powodują redukcję ditlenku manganu, same zaś ulegają chemicznemu utlenieniu do azotanów(V). Warstwa tlenków manganu wchodzących w skład materiału wypełniającego biofiltr posiada właściwości sorpcyjne i autokatalityczne w stosunku do jonów manganu(II). Redukcja powstałych w procesie filtracji utlenionych form manganu MnO_2 mogła spowodować pojawienie się manganu w odpływie. Ponieważ odmiana chalcedonitu użyta do badań nie posiadała wykształconych warstw tlenków manganu, a formowanie się aktywnej warstwy katalitycznej uzyskuje się podczas (trwającej nawet kilka miesięcy) filtracji wody zawierającej mangan, należy wykluczyć negatywny wpływ procesu nitryfikacji na obniżenie skuteczności usuwania manganu. Na podstawie analizy wyników stwierdzono, że proces usuwania manganu może zachodzić w procesie sorpcji (wymiany jonowej lub chemisorpcji), istnieje małe prawdopodobieństwo autokatalitycznego utleniania manganu. Niewielkie zmiany stężenia azotanów(V) i brak zwiększonych zawartości manganu w wodzie po biofiltracji nie wskazują na opóźnienie procesu nitryfikacji z powodu reakcji azotanów(III) z ditlenkiem manganu, a obniżanie efektywności usuwania jonów $Mn(II)$ należy upatrywać w wyczerpaniu zdolności sorpcyjnych minerału.

Rozwój aktywności biologicznej w złożach biosorpcyjnych, a także obserwacje dotyczące wzajemnych relacji pomiędzy procesami sorpcji i biodegradacji, oceniłam w oparciu o ubytek tlenu rozpuszczonego w wodzie na podstawie testu Eberhardta, Madsena, Sontheimera (EMS). Test EMS opiera się na wyznaczeniu wartości wskaźnika S określonego stosunkiem zmiany chemicznego zapotrzebowania na tlen $\Delta ChZT$ do ubytku tlenu rozpuszczonego ΔO_2 :

$$S = \Delta ChZT / \Delta O_2$$

Jeżeli:

- $S = 1$ - sorpcja i biodegradacja zachodzą z taką samą intensywnością,
- $S < 1$ - biodegradacja przeważa nad sorpcją,
- $S > 1$ - sorpcja dominuje nad biodegradacją,
- $S = 0$ - sorpcja i biodegradacja nie zachodzą,
- S – nieoznaczone: $\Delta ChZT > 0$ i $\Delta O_2 = 0$ – zachodzi tylko sorpcja,
 $\Delta ChZT = 0$ i $\Delta O_2 = 0$ – brak sorpcji i biodegradacji.

⁷ Papciak D., Zamorska J., Kaleta J., Puskarewicz A. (2009) Effect of Manganese(II) on the Time of Biofilm Formation and on the Effectiveness of Ammonium Nitrogen Removal from Water in Biofiltration Process. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol.2, pp. 43-50.

Na złożu chalcedonitowym, na które kierowana była woda z manganem zaobserwowałam przypadki, w których sorpcja dominowała ($S > 1$) lub przebiegała z taką samą intensywnością ($S = 1$), co proces biodegradacji. Natomiast w złożu, na które kierowana była woda zawierająca tylko NH_4 w trakcie trwania całego eksperymentu proces biodegradacji przeważał nad procesami fizykochemicznymi. Wraz ze zmniejszeniem efektywności usuwania manganu i wzrostem efektywności usuwania azotu amonowego (po 30 dobie) zaobserwowałam obniżanie wartości wskaźnika S , co świadczyło o wzrastającym udziale procesów biologicznych.

Porównując zdjęcia mikroskopowe ziaren chalcedonitu przed procesem biofiltracji z ziarnami pobranymi ze złoża filtracyjnego, zaobserwowałam dobrze wykształconą śluzową błonę biologiczną otaczającą ziarna złoża, będącą wytworem działalności komórek mikroorganizmów. Zauważyłam także to, że błona biologiczna pobrana ze złoża F_{NH_4} wykazuje większe zróżnicowanie powierzchni (pofałdowanie) niż błona ze złoża $F_{\text{NH}_4\text{-Mn}}$, jest grubsza i pokrywa całe ziarna. Obraz ten potwierdza większe wartości aktywności enzymatycznej dehydrogenaz mikroorganizmów zasiedlających ziarna F_{NH_4} , co świadczy o większej liczbie bakterii heterotroficznych. Stwierdziłam również obecność czarnych nalotów tlenków manganu. Podsumowując: mangan nie wpływał korzystnie na aktywność bakterii nitryfikacyjnych, wydłużał czas kształtowania biofilmu i opóźniał rozpoczęcie drugiej fazy procesu nitryfikacji. Większą skuteczność procesu biofiltracji można było zaobserwować w złożu, na które kierowana była woda zanieczyszczona tylko azotem amonowym.

Usuwanie azotu amonowego na złożach chemicznie aktywnych

Najczęściej stosowaną technologią oczyszczania wód z ponadnormatywną zawartością żelaza i manganu jest technologia oparta na dwustopniowej filtracji. Po usunięciu żelaza w pierwszym stopniu filtracji czasami bywa konieczne zastosowanie złoża filtracyjnego posiadającego zdolność katalitycznego utleniania manganu takich jak: Braunsztyn, Metallex, Piroluzyt, Defeman, Greensand (MZ-10), Birm, MTM. Proces odmanganiania jest utrudniony w przypadku występowania znacznej dysproporcji pomiędzy stężeniem jonów Mn(II) i NH_4^+ .

Ze względu na niewystarczającą skuteczność usuwania manganu na złożu chalcedonitowym badałam również proces biofiltracji na złożach katalitycznych przeznaczonych głównie do odmanganiania wody⁸. Badania prowadziłam w skali laboratoryjnej z zastosowaniem biofiltrów wypełnionych:

- 1) modyfikowanym termicznie chalcedonitem, wstępnie uaktywnionym 0,3% roztworem manganianu(VII) potasu;
- 2) złożem braunsztynowym znanym pod nazwą handlową Pyrolox;
- 3) rudą manganową MZ-10, znaną jako zielony piasek wstępnie uaktywnioną 0,3% roztworem manganianu(VII) potasu.

Uzyskane wyniki badań wskazywały na większą skuteczność i stabilność procesu odmanganiania na złożu MZ-10. Już od 5 doby eksperymentu złożo skutecznie obniżało zawartość manganu do wartości normatywnej ($0,05 \text{ mg Mn/dm}^3$) i utrzymywało tę skuteczność do końca eksperymentu. W przypadku złoża Pyrolox usuwanie manganu było wystarczające tylko do 17 doby. Od 18-53 doby zawartość manganu wahała się w przedziale od $0,07 - 0,24 \text{ mg Mn/dm}^3$, a następnie

⁸ Papciak D., Kaleta J., Puszkarewicz A. (2012) Porównanie skuteczności usuwania manganu(II) i azotu amonowego w procesie biofiltracji na złożach chemicznie aktywnych. *Zaopatrzenie w Wodę, Jakość Wód*. Seria: Inżynieria na rzecz ochrony środowiska. Tom II s.449-458, Wyd. PZITS Poznań.

ponownie odnotowano stężenia oscylujące wokół wartości normatywnej 0,05 mg Mn/dm³.

Porównując zmiany stężeń manganu w stosunku do zmian zawartości azotu amonowego w wodzie po procesie biofiltracji, zauważyłam, że w pierwszych dobach pracy złóż skuteczność usuwania azotu amonowego była bardzo duża, co spowodowane było właściwościami katalitycznymi i sorpcyjnymi badanych złóż. W miarę wyczerpywania się tych zdolności, po biofiltracji, w wodzie następował wzrost stężenia azotu amonowego i dopiero po ukształtowaniu się biofilmu nityfikacyjnego ponownie obserwowałam obniżenie stężenia azotu amonowego w wodzie oczyszczonej.

Stwierdziłam, że wzrost efektywności usuwania azotu amonowego w procesie biofiltracji nastąpił wówczas, gdy zmalała skuteczność usuwania manganu. Najszybciej wartości normatywne 0,39 mg N-NH₄/dm³ osiągnięto w przypadku chalcedonitu (22 doba), następnie Pyroloxu (53 doba). W przypadku złoża MZ-10 stężenie azotu w wodzie po uzdatnieniu osiągnęło najmniejsze wartości po 55 dobach pracy złóż, ale i tak przekraczało wartości dopuszczalne dla wody przeznaczonej do spożycia i oscylowało w przedziale 0,5-0,7 mg N/dm³. Wraz ze wzrostem azotanów(III) malała skuteczność usuwania manganu co może wskazywać, że proces nityfikacji, najprawdopodobniej zakłóca skuteczność odmanganiania w okresie kształtowania biofilmu nityfikacyjnego.

Na jakość wody po procesie biofiltracji miały wpływ właściwości wypełnień biofiltrów i sposób ich przygotowania:

- woda uzdatniona na złożu Pyrolox charakteryzowała się ponadnormatywną zawartością manganu i azotanów(III);
- woda uzdatniona na złożu MZ-10 charakteryzowała się ponadnormatywną zawartością azotu amonowego i azotanów(III);
- woda uzdatniona na złożu chalcedonitowym nie spełniała wymagań pod względem zawartości manganu.

Obecność azotanów(III) może wskazywać na zbyt małą powierzchnię aktywnego biofilmu i niewystarczającą wysokość drugiej strefy nityfikacji w biofiltrze. Bakterie drugiej fazy procesu nityfikacji nie miały możliwości osadzania się na zbyt niskim złożu filtracyjnym i były wypłukiwane z biofiltrów wypełnionych Pyroloxem i MZ-10. Chalcedonit, który wykazuje dużą porowatość, umożliwił przy identycznych wymiarach biofiltru uzyskanie pełnego procesu nityfikacji.

Usuwanie azotu amonowego z jednoczesnym odżelazianiem i odmanganianiem

Do badań wykorzystałam modele filtrów pracujących w układzie szeregowym. Kolumny filtracyjne wypełnione były piaskiem chalcedonitowym o granulacji 1,0-2,0 mm. Wypełnienie biofiltru I° było jednokrotnie uaktywnione 0,3% roztworem KMnO₄. Do zasilania układu stosowałam roztwór modelowy sporządzony na bazie wody wodociągowej wzbogaconej w związki żelaza, manganu i azotu amonowego⁹.

Analizując zmiany stężeń jonów amonowych w wodzie po procesie biofiltracji zauważyłam, że proces usuwania azotu amonowego rozpoczął się po 20 dobach pracy złóż. W przypadku pierwszego stopnia biofiltracji wartości normatywne udało się uzyskać po 53 dobach eksperymentu, natomiast zastosowanie drugiego

⁹ Papciak D., Kaleta J., Puszkarewicz A. (2013) Usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych w procesie dwustopniowej biofiltracji na złożach chalcedonitowych. *Annual Set The Environment Protection*; t.15. s. 1352-1366.

stopnia biofiltracji pozwoliło na to już po 25 dobach. W obu analizowanych przypadkach w filtracji odnotowano wzrost stężenia jonów azotanowych(III), co świadczyło o rozpoczynającym się procesie nitryfikacji. Zdecydowany wzrost zawartości azotu azotanowego(III) nastąpił po 20 dobie. Wiązał się on z ilością usuwanego azotu amonowego. W obydwu omawianych przypadkach dopiero od 65 doby trwania pracy złoży stężenie azotu azotanowego(III) obniżyło się do wartości normatywnej, czyli $0,5 \text{ mg NO}_2^-/\text{dm}^3$ ($0,15 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{dm}^3$). Wraz z obniżeniem zawartości azotanów(III) zanotowano wzrost azotanów(V). Zmiany zawartości azotu azotanowego(V) w filtracji były porównywalne dla obu złoży. Największą tendencję wzrostową na I° biofiltracji azotany(V) wykazały w 33 dobie. W przypadku drugiego stopnia biofiltracji wzrost tej formy azotu widoczny był nieco później, dopiero w 39 dobie.

Wyniki badań potwierdziły dużą skuteczność chalcedonitu w usuwaniu związków żelaza. Już po pierwszym stopniu filtracji uzyskano wodę spełniającą wymagania normatywne pod względem zawartości tego zanieczyszczenia w wodzie przeznaczonej do spożycia $0,2 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$.

Efektywność usuwania manganu różniła się w obu stopniach biofiltracji. W przypadku biofiltracji jednostopniowej stężenia manganu w wodzie uzdatnionej spełniały wymagania normatywne, ale efektywność jego usuwania od 10 doby ulegała obniżeniu i do końca prowadzenia eksperymentu jego stężenie niewiele różniło się od stężenia w wodzie dopływającej do biofiltru. Mangan był usuwany skuteczniej na II° biofiltracji. Po procesie dwustopniowej biofiltracji efektywność usuwania manganu wynosiła do 23 doby prawie 100%, następnie odnotowano wzrost jego stężenia w oczyszczanej wodzie do wartości $0,7 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$. Z kolei po 45 dobie ponownie odnotowano sukcesywny wzrost efektywności usuwania manganu. Natomiast po 64 dobach trwania eksperymentu woda oczyszczona osiągnęła wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia pod względem zawartości manganu.

Wyniki badań wykazały, że wzrost efektywności usuwania azotu amonowego powodował obniżenie skuteczności usuwania manganu. Pomimo zróżnicowania mechanizmów usuwania obu tych zanieczyszczeń potwierdziłam, że usuwanie azotu amonowego i manganu z wód to procesy konkurencyjne. Wstępna aktywacja chemiczna biofiltru I° miała wpływ na efektywność usuwania jonów amonowych i manganu. Analiza zmian zawartości tych zanieczyszczeń pozwala twierdzić, że do 10 doby pracy złoży dominowały procesy chemicznego utleniania. Fakt usuwania manganu z dużą efektywnością na II° biofiltracji (pomimo braku chemicznej aktywacji) można jedynie wytłumaczyć osadzaniem się na wypełnieniu drugiego biofiltru utlenionych form manganu powstałych w procesie biofiltracji I°. Wyniki badań nad usuwaniem manganu na chalcedonicie informują o wystarczającej skuteczności usuwania manganu zaledwie do 10 doby pracy złoży.

Uzyskane przeze mnie wyniki badań udowodniły, że biologiczne procesy oczyszczania wody z zastosowaniem dwustopniowej biofiltracji przez wstępnie uaktywnione złoży chalcedonitowe to procesy efektywne pod względem usuwania azotu amonowego z wód podziemnych z ponadnormatywną zawartością żelaza i manganu. Zastosowana w badaniach biofiltracja jednostopniowa przy prędkości filtracji 2 m/h i czasie kontaktu trwającego 21 minut była niewystarczająca do przeprowadzenia procesu nitryfikacji i uzyskaniu wody zdatnej do spożycia przez ludzi. Woda po I° biofiltracji nie spełniała wymagań pod względem zawartości azotanów(III) i manganu. Wydłużenie czasu kontaktu do 42 minut poprzez zastosowanie II° biofiltracji pozwoliło uzyskać wodę spełniającą wszystkie wymagania zawarte w rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. dotyczące kontrolowanych parametrów. Obserwowane zużycie tlenu znacznie

różniło się od teoretycznego zapotrzebowania na tlen wynikającego z obliczeń stechiometrycznych i oscylowało ok. 2 mg O₂/dm³ na każdy usunięty mg azotu.

Przyczyny niestechiometrycznego zużycia tlenu

W każdym badanym przeze mnie przypadku usuwania azotu amonowego w procesie nitryfikacji, stwierdziłam rozbieżności pomiędzy teoretycznym zapotrzebowaniem na tlen, a jego rzeczywistym zużyciem. Dlatego podjęłam próbę wyjaśnienia przyczyn niestechiometrycznego zużycia tlenu i wyznaczenia rzeczywistego zapotrzebowania na tlen dla procesu usuwania azotu amonowego z wody metodą biofiltracji¹⁰.

W każdym z badanych przypadków rzeczywiste zużycie tlenu było ok. dwa razy mniejsze od teoretycznego i sporadycznie przekraczało 2 mg O₂ na każdy usunięty w procesie biofiltracji mg N. Przyczyną niższego zużycia tlenu niż wynika to z obliczeń stechiometrycznych może być fakt usuwania azotu amonowego na drodze innej niż nitryfikacja. Wprawdzie udowodniono, że w pierwszym etapie utlenienia azotu amonowego do hydroksyloaminy, tlen może pochodzić z cząsteczki wody, a nie tylko z tlenu rozpuszczonego¹¹, jak również wykryto obecność oksydoreduktazy, która może wpływać na niższe zużycie tlenu i być powodem nadmiernej kumulacji azotanów(III)¹², ale powyższe fakty obniżają teoretyczne zapotrzebowanie na tlen zaledwie do wartości 4,16 mgO₂/mgN, więc nie można pominąć również innych procesów, które mogą mieć miejsce podczas biofiltracji.

Rozważając przemiany azotu amonowego w procesie biofiltracji, wzięłam pod uwagę możliwość usuwania azotu amonowego w wyniku następujących reakcji:

całkowita nitryfikacja *AOB* → *NOB*: $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ (1)
(**A**monia **O**ksidizing **B**acteria **AOB**,
Nitrite **O**ksidizing **B**acteria **NOB**)

skrótowa nitryfikacja *AOB*: $\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ (2)

utlenianie *NOB*: $\text{NO}_2^- + 0,5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ (3)

Anammox (**A**naerobic **a**mmoxia
oxidation) $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow 0,5\text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ (4)

tlenowa deamonifikacja : $\text{NH}_4^+ + 0,7\text{O}_2 \rightarrow 0,5\text{N}_2 + 1,5\text{H}_2\text{O}$ (5)

Jeżeli suma nieorganicznych form azotu po procesie biofiltracji nie równoważy ilości związków azotu przed procesem, to mamy do czynienia ze zjawiskiem strat azotu.

Biorąc pod uwagę wyniki badań, stwierdziłam, że nienitryfikacyjną drogą usuwania azotu amonowego obok procesu asymilacji może być proces Anammox. Za tak postawioną tezę przemawiał fakt, że straty azotu związane z powstawaniem N₂ występują tylko w równaniu (4) i (5). Brak korelacji pomiędzy zużyciem tlenu a stratami azotu (niski współczynnik determinacji R²= 0,003), wykluczył reakcję (5) jako nienitryfikacyjną drogę przemian azotu amonowego. Analizując rzeczywiste

¹⁰ Papciak D. (2009) Paradoxs tlenowy w procesie usuwania azotu amonowego z wody metodą biofiltracji. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, tom LXXXIII, nr 11, s. 21-25.

¹¹ Graaf van de A.A., Mulder A. & Bruijn de P. & Jetten M.S.M. & Kuenen J.G., 1995, Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process, *Appl. Environ. Microbiol.* 53:754-760.

¹² Bock E. & Wilderer P.A. & Freitag A., 1988, Growth of Nitrobacter in the absence of dissolved oxygen, *Wat. Res.* 22: 245-250.

zużycie tlenu można wywnioskować że azot amonowy mógł być niecałkowicie nitryfikowany do NO_2^- , który brał udział w reakcji Anammox (4) jako akceptor elektronów. Pozostały azot amonowy był beztlenowo utleniany do azotu działając jako donator elektronów dla NO_2^- . Potwierdza to wysoka korelacja pomiędzy stratami azotu a usuwanym azotem amonowym na pierwszym stopniu biofiltracji ($R^2=0,856$). Na drugim stopniu biofiltracji decydującą rolę w usuwaniu azotu ma reakcja (3) stąd brak korelacji między stratami azotu i ilością usuniętego azotu amonowego ($R^2=0,204$). Podobne zjawisko strat azotu ma miejsce w bioreaktorach do oczyszczania ścieków (w bioreaktorach do biologicznego usuwania azotu przy niskim stosunku C:N). W tym mechanizmie, polegającym na połączeniu skróconej nitryfikacji i Anammoxu, *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* w zewnętrznej warstwie biofilmu utleniają azot amonowy do azotanów(III), a następnie azot amonowy i azotany(III) wchodzi do wewnętrznej warstwy biofilmu na drodze dyfuzji. W wewnętrznej warstwie biofilmu, w tzw. niszach o ograniczonym dostępie tlenu są równocześnie usuwane przez AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria), *Brocardia*, *Anammoxidans* i *Kuenenia stuttgartiensis*. X. Yu podaje¹³, że ścieżka ta jest niezależna od zmian ChZT , PO_4 i zużycia tlenu:

- jeżeli straty azotu ΔN w procesie biofiltracji pozostają w korelacji z ilością usuniętego ChZT_{Mn} tj. $\Delta \text{N} = f(\Delta \text{ChZT}_{\text{Mn}})$ to nienitryfikacyjną drogą usuwania azotu amonowego jest denitryfikacja;
- jeżeli straty azotu ΔN w procesie biofiltracji pozostają w korelacji z ilością usuniętego fosforu ΔP , tj. $\Delta \text{N} = f(\Delta \text{P})$ to nienitryfikacyjną drogą usuwania azotu amonowego jest asymilacja;
- jeżeli straty azotu ΔN w procesie biofiltracji pozostają w korelacji z ilością usuniętego azotu amonowego $\Delta \text{N}-\text{NH}_4^+$, tj. $\Delta \text{N} = f(\Delta \text{N}-\text{NH}_4^+)$, to nienitryfikacyjną drogą usuwania azotu amonowego jest tlenowa deamonifikacja, ale tylko wtedy gdy wypełnienie biofiltru nie ma właściwości jonowymiennych i sorpcyjnych. W przeciwnym przypadku na straty azotu wpływają również procesy fizykochemiczne.

Ponieważ korelacja pomiędzy usuwaniem $\text{N}-\text{NH}_4^+$ a stratami azotu miała miejsce, to pozwoliło wysunąć wniosek, że proces Anammox może być jednym z procesów transformacji azotu amonowego w procesie biofiltracji. Dodatkowo za tą hipotezę przemawiał fakt kumulacji azotynów, których powstanie jest kryterium Anammoxu. Hipoteza ta wymaga jednak wykonania dodatkowych badań stwierdzających obecność bakterii Anammox i gazowego azotu.

W rozważanym drugim przykładzie takie korelacje stwierdzono tylko na pierwszym stopniu biofiltracji, natomiast na drugim stopniu biofiltracji straty azotu występowały sporadycznie. Ilość związków azotowych po procesie biofiltracji była w przeważającej większości wyższa niż ilość dopływająca do biofiltru. Można przypuszczać, że dominującym procesem na drugim stopniu biofiltracji był proces utleniania azotanów(III) do azotanów(V) (reakcja 3). Zastanawia jednak fakt, że zmiany stężenia azotanów(III) wykazują niski współczynnik determinacji w odniesieniu do ilości skonsumowanego tlenu ($R^2=0,03$). Tak więc należałoby rozważyć, czy obok procesu utleniania azotanów(III) (reakcja 3) nie doszło do reakcji azotanów(III) z jonami amonowymi zatrzymanymi w procesie wymiany jonowej, w złożu diatomitowym.

¹³ Yu X., Qi Z., Zhang X., Yu P., Liu B., Zhang L., Fu L.: Nitrogen loss and oxygen paradox in full-scale biofiltration for drinking water treatment. *Wat.Res.* 41(2007), pp.1455-1464.

Najważniejsze osiągnięcia, jakie wynikają z przeprowadzonych badań

Do moich najważniejszych osiągnięć badawczych należy wypełnienie luki informacyjnej związanej z zastosowaniem procesu nitryfikacji w uzdatnianiu wód podziemnych i uzupełnienie informacji na temat rzeczywistego zapotrzebowania na tlen, wpływu parametrów wypełnienia na czas kształtowania biofilmu nitryfikacyjnego oraz wpływu obecności typowych zanieczyszczeń wód podziemnych na aktywność bakterii nitryfikacyjnych.

W swoich badaniach udowodniłam, że:

- 1) duży wpływ na końcowy efekt procesu nitryfikacji ma powierzchnia aktywnego biofilmu, o której decydują w znacznym stopniu cechy podłoża i struktura porów;
- 2) ze względu na czas formowania biofilmu i efektywność procesu nitryfikacji najbardziej efektywnym wypełnieniem biofiltrów przeznaczonych do usuwania azotu amonowego jest diatomit;
- 3) poddane badaniom surowce mineralne można uszeregować wraz ze wzrastającym czasem formowania biofilmu:
diatomit < węgiel aktywny WG-15 < chalcedonit < klinoptylolit < hydrofilit < piasek kwarcowy < antracyt;
- 4) na usunięcie 1 mg azotu amonowego w procesie biofiltracji należy przewidzieć 2 mgO₂ na każdy mg azotu niezależnie od rodzaju wypełnienia biofiltru;
- 5) obecność jonów żelaza w wodzie uzdatnianej metodą biofiltracji:
 - wpływa na wzrost skuteczności usuwania azotu amonowego i skrócenie czasu wykształcenia biofilmu,
 - ma pozytywny wpływ na czas rozpoczęcie drugiej fazy procesu nitryfikacji,
 - powoduje wzrost zużycia tlenu w porównaniu do złoża, w którym uzdatniano wodę bez obecności żelaza;
- 6) mangan nie wpływa korzystnie na aktywność bakterii nitryfikacyjnych, wydłuża czas kształtowania biofilmu i opóźnia rozpoczęcie drugiej fazy procesu nitryfikacji;
- 7) podczas projektowania urządzeń do usuwania azotu amonowego metodą biofiltracji z wody o ponadnormatywnej zawartości żelaza i manganu należy uwzględnić:
 - odpowiednią wysokość biofiltrów, na których odbywa się proces usuwania żelaza i azotu amonowego. Wysokość powinna być tak dobrana, aby przed usuwaniem manganu nastąpił pełny proces nitryfikacji (dla stężenia N-NH₄⁺ do 3,5 mg/dm³ czas kontaktu 40 minut, prędkość filtracji do 6m/h,);
 - fakt, iż brak wykształcenia strefy II fazy procesu nitryfikacji spowoduje zakłócenia w usuwaniu manganu na drugim stopniu filtracji. Azotany(III) wchodząc w reakcję z MnO₂, spowodują pojawienie się manganu w odpływie z biofiltrów;
 - zastosowanie na pierwszym stopniu biofiltracji przepływu odwrotnego do grawitacyjnego, gdyż umożliwi to lepsze warunki do pełnego przebiegu procesu nitryfikacji, poprzez mniejsze zużycie tlenu niż w filtrach z przepływem grawitacyjnym, regulację grubości błony biologicznej i utrzymanie stałej aktywności mikrobiologicznej biofilmu oraz równomierne rozłożenie powierzchni biofilmu w całym przekroju biofiltru.

Możliwość wykorzystania wyników

Zastosowanie w technologii oczyszczania wód podziemnych przeznaczonych do spożycia przez ludzi.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

5.1. Przed uzyskaniem stopnia doktora

Swoją działalność naukową rozpoczęłam podczas studiów, biorąc czynny udział w pracach Koła Naukowego Chemików Wydziału Chemicznego Politechniki Rzeszowskiej. Moim opiekunem naukowym był wówczas Pan dr inż. Jacek Lubczak (obecnie prof. dr hab. inż.), a badania dotyczyły ustalania mechanizmu reakcji hydroksymetylowych pochodnych melaminy z oksiranami. Wyniki badań prezentowałam w czasie Zjazdu Naukowego Polskiego Towarzystwa Chemicznego i Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Przemysłu Chemicznego „Forum Młodych” w 1989 r. w Gliwicach¹⁴ oraz w 1990 r. w Szczecinie¹⁵. Okres ten był niezwykle ważny, ponieważ pozwolił mi zapoznać się z warsztatem pracy badawczej, doskonalić techniki analityczne i nauczyć planowania eksperymentu. Po zakończeniu studiów na Wydziale Chemicznym Politechniki Rzeszowskiej, podjęłam pracę na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska w Zakładzie Technologii Wody i Ścieków. W latach 1990-1991 pod kierunkiem Pana profesora Janusza Tomaszka uczestniczyłam w organizacji laboratoriów badawczych i zajęć dydaktycznych na reaktywowanym po wieloletniej przerwie kierunku inżynieria środowiska. Od początku pracy moje zainteresowania naukowe powiązane były ściśle ze zdobytym wykształceniem, oraz zagadnieniami związanymi z technologią wody i ścieków. Uczestniczyłam w zajęciach dydaktycznych i pracach badawczych zespołu Pana prof. dr hab. inż. Mariana Granopsa. Efektem tej współpracy jest współautorstwo 11 publikacji naukowych i 10 opracowań dla przemysłu i gospodarki [zał.4].

W 1995 r. po reorganizacji kierunku zostałam zatrudniona na stanowisku asystenta w Zakładzie Oczyszczania i Ochrony Wód, kierowanym przez Pana Profesora Mariana Granopsa. W tym też okresie zainteresowałam się problemem usuwania azotu amonowego z roztworów wodnych z zastosowaniem zeolitów naturalnych. Rozpoczęłam więc badania literaturowe i laboratoryjne, które pozwoliły mi otworzyć przewód doktorski na Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie (obecnie Uniwersytet Warmińsko-Mazurski). Na promotora rozprawy „Zastosowanie klinoptylolitu do usuwania azotu amonowego z roztworów wodnych” został powołany Profesor Marian Granops. Moje badania naukowe w tym okresie skupiały się przede wszystkim na określeniu możliwości zastosowania klinoptylolitu w procesach usuwania azotu amonowego z wody ze szczególnym uwzględnieniem możliwości oczyszczania wody obiegowej w hodowli ryb. Przeprowadzone badania pozwoliły na ustalenie mechanizmu usuwania jonów amonowych na klinoptylolicie,

¹⁴ Tkacz (Papciak) D., Papciak B., Kinetyczny rozbiór reakcji zachodzących w układzie (hydroksymetylo)melamina-oksiran. Materiały Zjazdu Naukowego Polskiego Towarzystwa Chemicznego i Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Przemysłu Chemicznego, Forum Młodych, Gliwice 1989.

¹⁵ Papciak B., Tkacz (Papciak) D., Modele kinetyczne reakcji zachodzących w układzie (hydroksymetylo)melamina-oksiran. Materiały Zjazdu Naukowego Polskiego Towarzystwa Chemicznego i Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Przemysłu Chemicznego, Forum Młodych, Szczecin 1990.

określenie czynników decydujących o skuteczności procesu i wyznaczenie pojemności jonowymiennej złóż klinoptylolitowych. Ustaliłam, że proces wymiany jonowej może być skuteczną i przydatną metodą usuwania azotu amonowego z roztworów wodnych, należy jednak wziąć pod uwagę fakt, że długość pracy kolumny filtracyjnej jest determinowana przez twardość wody, a w szczególności jony wapniowe, które mogą blokować nawet do 80% pojemności jonowymiennej minerału. Stwierdziłam również, że obróbka chemiczna klinoptylolitu różnymi roztworami nie ma ekonomicznego uzasadnienia w odniesieniu do korzyści z niej wynikających, ale zauważyłam możliwość wydłużenia czasu pracy filtrów klinoptylolitowych poprzez połączenie zdolności jonowymiennych z biosorpcyjnymi. Wykazałam, brak wpływu klinoptylolitu na środowisko wody czystej i kondycję narybku karpia oraz wskazałam wady i zalety zastosowania klinoptylolitu w systemie odnowy wody w hodowli ryb.

Pracę doktorską obroniłam we wrześniu 1998 roku uzyskując dyplom doktora nauk rolniczych w zakresie rybactwa, nadany uchwałą Rady Wydziału Ochrony Środowiska i Rybactwa Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie (obecnie Uniwersytet Warmińsko-Mazurski)¹⁶.

5.2. Po uzyskaniu stopnia doktora

Główne zagadnienia podejmowane w mojej pracy naukowo-badawczej oraz zawodowej dotyczą:

- 1) zastosowania naturalnych i modyfikowanych minerałów w oczyszczaniu wody;
- 2) technologii uzdatniania wód podziemnych z ponadnormatywną zawartością związków azotu, żelaza i manganu;
- 3) zastosowania metod biotechnologicznych do usuwania zanieczyszczeń ze środowiska wodno-gruntowego.

Ad.1.

W ramach pierwszego obszaru moich zainteresowań badawczych dotyczącego zastosowania naturalnych i modyfikowanych minerałów w oczyszczaniu wody można wyróżnić trzy nurty:

- usuwanie azotu amonowego,
- usuwanie substancji ropopochodnych,
- usuwanie związków chromu z roztworów wodnych.

Usuwanie azotu amonowego

Po obronie pracy doktorskiej brałam udział w pracach zespołu Pana Profesora Granopsa w ramach projektu badawczego „Strategia rozwoju systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków dla obszaru zlewni rzeki Wiśłok”¹⁷. Przeprowadzone badania wykazały, że problem usuwania jonów amonowych z wód podziemnych jest nadal bardzo aktualny i nie rozwiązany w stopniu

¹⁶ **Papciak D.**, Zastosowanie klinoptylolitów do usuwania azotu amonowego z roztworów wodnych. Praca Doktorska. Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie, 1998

¹⁷ Strategia rozwoju systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków dla obszaru zlewni rzeki Wiśłok. Projekt badawczy KBN nr PBZ 007-12, 1999-2000

zadowalającym¹⁸. Wzrastające zanieczyszczenie wód podziemnych związkami azotowymi, a szczególnie azotem amonowym, wymusiło konieczność poszukiwania niekonwencjonalnych, wysokoefektywnych metod ich oczyszczania. Ze względu na koszty związane z zastosowaniem metod fizyko-chemicznych oraz obawy związane z zastosowaniem metod biologicznych często rezygnowano z ujęć wody podziemnej, kiedy stwierdzano obecność azotu amonowego. Wiedza na temat możliwości zastosowania procesu nitrifikacji w technologii wody okazała się niepełna i nieusystematyzowana w odróżnieniu od technologii oczyszczania ścieków i budziła wiele obaw. Jeżeli już stwierdzano obecność procesu nitrifikacji w usuwaniu azotu amonowego, to zachodził on na stacjach uzdatniania, wówczas gdy stężenie azotu amonowego nie przekraczało dawnej dopuszczalnej wartości $1,5 \text{ mgNH}_4^+/\text{dm}^3$. W takich przypadkach obserwowano obniżenie zawartości azotu amonowego i stwierdzano samorzutne „wpracowanie” złóż nitrifikacyjnych na filtrach przeznaczonych do usuwania żelaza i manganu (najczęściej filtrach piaskowych). Przekonanie, że ilość tlenu w stanie pełnego nasycenia wody tlenem w temperaturze $10\text{-}16^\circ\text{C}$ wystarczy na usunięcie $2 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (w filtrach ciśnieniowych zalanych) również ograniczało zastosowanie biofiltracji do wód, w których stężenie azotu amonowego nie przekraczało tej wartości. To utwierdziło mnie w słuszności podjęcia badań nad efektywnością procesu nitrifikacji wody oraz przyspieszenia wytworzenia aktywnego biofilmu zawierającego bakterie nitrifikacyjne. Część tych badań przedstawiłam w cyklu 10 publikacji, które ukazały się po obronie rozprawy doktorskiej.

Moje badania nad skutecznością usuwania azotu amonowego w połączonych procesach wymiany jonowej i nitrifikacji¹⁹ przyczyniły się do podjęcia współpracy z zespołem Profesor Doroty Antos z Wydziału Chemicznego Politechniki Rzeszowskiej. Współpraca dotyczyła wymiany jonowej azotu amonowego na syntetycznym zeolicie w obecności biofilmu bakterii nitrifikacyjnych²⁰. Biofilm został wytworzony na nośniku zeolitowym w wyniku zastosowania różnych warunków hydrodynamicznych: w reaktorze ze złożem fluidalnym i reaktorze z przepływem tłokowym. Badano wpływ biofilmu na porowatość wewnętrzną, zewnętrzną i całkowitą zeolitu. W tym celu wykorzystano wartości czasów retencji dekstranu i chlorku sodu do wyznaczenia odpowiednio zewnętrznej i całkowitej porowatości. W obecności biofilmu porowatość wewnętrzna wzrastała 2-krotnie, natomiast zewnętrzna o ok. 20%. Wartości porowatości były niezależne od stężenia soli i rodzaju zastosowanego bioreaktora. Wyniki badań wykazały, że obecność biofilmu wpływa znacząco na wartości przestrzeni międzyciarnowej, zarówno dla wewnętrznej, jak i zewnętrznej porowatości, znacznie ją zwiększając.

W celu zanalizowania mechanizmu przenoszenia masy i ilościowych współczynników kinetycznych zastosowano model LDF (linear driving force) oraz model uogólniony. Dokonano porównania charakterystyki wymiany jonowej i transportu masy na nośniku pokrytym biofilmem do charakterystyki czystego zeolitu. Stwierdzono, że obecność biofilmu wpływa na kinetykę transportu masy oraz zdolności jonowymienne zeolitu poprzez wzrost pęcznienia. Zdolność jonowymienna odniesiona do objętości złoża znacząco wzrosła w obecności

¹⁸ Papciak D., Puskarewicz A., Granops M., Wody podziemne zlewni rzeki Wiśłok. Hydroprezentacje II Wiśła, 1999

¹⁹ Papciak D., Zamorska J., Klinoptylolit jako wypełnienie filtrów nitrifikacyjnych. VI Międzynarodowa Konferencja „Aktualne problemy budownictwa i inżynierii środowiska, Lwów, 2001

²⁰ Górka A., Papciak D., Zamorska J., Antos D., 2008, The influence of biofilm on the effectiveness of ion exchange process. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47, p. 7456-7664

biofilmu podczas gdy efektywna zdolność jonowymienna odniesiona do objętości kolumny była w niewielkim stopniu zależna od biofilmu. Nie stwierdzono znaczącego wpływu biofilmu na kinetykę transportu masy. Zaproponowana w artykule procedura jest stosunkowo prostym narzędziem pozwalającym na analizę kinetyki transportu masy w biofilmie.

Usuwanie substancji ropopochodnych

Ze względu na powszechność użytkowania ropy naftowej substancje ropopochodne stanowią duże zagrożenie dla środowiska naturalnego. Usuwanie zdyspergowanych zanieczyszczeń ropopochodnych z wody jest trudne i bardzo często staje się realne dopiero po połączeniu kilku procesów jednostkowych. Podjęto więc badania mające określić, czy układ technologiczny złożony z połączonych procesów sorpcji i koagulacji zapewni wystarczający stopień ich usunięcia²¹. Podjęto również próbę określenia stopnia wykorzystania pylistych węgli aktywnych: drzewnego i kamiennego jako środka wspomagającego koagulację z zastosowaniem tradycyjnych reagentów: chlorku żelaza(III) i siarczanu(VI) glinu. Koagulacja objętościowa wspomagana procesem adsorpcji okazała się efektywną metodą oczyszczania emulsji olejowych. Oba koagulanty zastosowane samodzielnie okazały się skuteczne, ale usunięcie emulsji olejowej nie było zadowalające. Dopiero wprowadzone do badań pyliste węgle aktywne spowodowały 97% zmniejszenie stężenia oleju w wodzie pokoagulacyjnej. Znaczenie węgla aktywnego podnosi fakt, że jest to substancja nietoksyczna, stosunkowo tania w produkcji (głównie węgiel drzewny), a jednocześnie łatwa do utylizacji (np. przez spalanie).

Inne wyniki badań zaprezentowane w publikacji²², wskazują na szerokie możliwości zastosowania klinoptylolitów i diatomitów w oczyszczaniu środowiska wodnego z substancji ropopochodnych. Wykazano, że badane minerały mogą stanowić materiał osłonowy do ochrony mikroporowatych węgli aktywnych przed zanieczyszczeniami olejowymi i tłuszczowymi. Ważnym aspektem decydującym o praktycznym zastosowaniu danego adsorbentu jest wpływ wykorzystanego już materiału na środowisko oraz możliwość jego unieszkodliwiania. Zarówno diatomity, jak i klinoptylolit można regenerować i unieszkodliwiać termicznie, a także z uwagi na niewielki procent desorpcji składować na odpowiednio zabezpieczonych wysypiskach. W przeciwieństwie do klinoptylolitów, większa kruchość diatomitów po wyprażaniu może wpływać na zmniejszenie ich zdolności adsorpcyjnych po wielokrotnych regeneracjach i ograniczyć ponowne ich użycie.

Moje zainteresowanie metodami usuwania substancji ropopochodnych zaowocowały współpracą z Podkarpackim Centrum Produkcyjno-Wdrożeniowym „EKO-KARPATY”, (Zakład Produkcyjny TECHNITEX w Głogowie Małopolskim) w zakresie technologii wytwarzania wysokoefektywnych kompozytów włókninowych do adsorpcji związków ropopochodnych. Zostałam powołana na kierownika grantu „Technologia wytwarzania wysokoefektywnych kompozytów włókninowych do adsorpcji związków ropopochodnych”²³.

²¹ Puskarewicz A., Kaleta J., **Papciak D.**, 2009, Wykorzystanie węgli aktywnych do oczyszczania zaolejonych roztworów wodnych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, t.12, nr2, s. 153-161

²² Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2007, Klinoptylolity i diatomity w aspekcie przydatności w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków. Wydawnictwo IGSMiE PAN Kraków, *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, T. 23, Z.3. s. 21-34.

²³ Technologia wytwarzania wysokoefektywnych kompozytów włókninowych do adsorpcji związków ropopochodnych ROW 568-2004, nr umowy U 393/P-439/2005

Kompozyty włókninowe do zbierania substancji ropopochodnych z powierzchni utwardzonych należą do nowoczesnych, proekologicznych i wysokosprawnych materiałów sorpcyjnych. Te, które zostały poddane badaniom wyprodukowano z surowców odpadowych, syntetycznych (na bazie poliestru), naturalnych (na bazie bawełny) i uszlachetniono dodatkami zwiększającymi: sztywność, ciężar (uniemożliwiający zwiewanie przez wiatr) oraz niepalność. Powyższe właściwości determinowane są przez:

- rodzaj włókien (długość, średnica, kształt przekroju poprzecznego, rodzaj polimeru, sztywność) użytych do produkcji włókniny,
- strukturę włókniny (rozkład runa, gęstość, porowatość),
- dodatek substancji modyfikujących.

Badane w ramach projektu produkty okazały się materiałem sorpcyjnym o kilkakrotnie większej skuteczności sorpcji w stosunku do materiałów sypkich i importowanych włóknin dostępnych na polskim rynku. Są konkurencyjne pod względem wytrzymałości mechanicznej, braku zapalności oraz ceny. Przy ich produkcji zastosowano polskie komponenty, w tym materiały odpadowe. Zużyte kompozyty włókninowe mogą być utylizowane termicznie i podczas spalania nie wydzielają żadnych toksycznych substancji. Dodatkową ich zaletą jest możliwość wielokrotnego użycia. Wiąże się ona z możliwością odzysku zaadsorbowanej substancji, którą można poddać procesowi oczyszczania lub spalania.

Usuwanie chromu

Ocenę przydatności różnych materiałów sorpcyjnych: diatomitów²⁴, węgla aktywnych²⁵ i syntetycznych wymienników jonowych²⁶, prowadzono również w odniesieniu do usuwania związków chromu(VI). Uważa się, że związki chromu (VI) są bardzo niebezpiecznymi substancjami dla ludzi i biocenozy. Najpopularniejszą metodą sorpcyjną usuwania metali ciężkich (w tym chromu (VI)) z wody jest adsorpcja na węglu aktywnym. Dodatkową zaletą tej metody jest możliwość spalenia sorbentu (z dodatkiem alkaliów) i dalszego przerobu zaadsorbowanego chromu. Jej wadą jest jednak stosunkowo wysoki koszt wytwarzania materiałów sorpcyjnych.

Cenionymi sorbentami są minerały, przyjazne dla środowiska naturalnego, dużo tańsze i łatwo dostępne. Wśród nich można wyróżnić diatomit karpacki, którego budowa, właściwości fizyko-chemiczne pozwalały przypuszczać, iż wykaże się on lepszymi zdolnościami adsorpcyjnymi chromu. W badaniach nad przydatnością diatomitów, jako adsorbentów do usuwania jonów chromianowych z wody określono wpływ modyfikacji diatomitu związkami żelaza na efektywność adsorpcji chromu(VI). Przeprowadzony proces sorpcji na diatomitach karpackich pokazał, że modyfikacja powierzchni związkami żelaza w istotny sposób przyczyniła się do zwiększenia właściwości adsorpcyjnych minerału do sorbowania jonów dichromianowych(VI) z wody. Dzięki pokryciu powierzchni diatomitu tlenkami żelaza powierzchnia adsorpcyjna wzrosła o 35%. Równowagę adsorpcyjną analizowano w oparciu o model Freundlicha, którego dopasowanie do warunków

²⁴ Puzkarewicz A., Papciak D., 2009, Removal of Chromium(VI) from Water in Sorption Process Using Carpathian Diatomite. *Polish Journal of Environmental Studies* vol.2, p. 56-61.

²⁵ Puzkarewicz A., Kaleta J., Papciak D., 2012, Analiza adsorpcji jonów chromianowych(VI) na węglach aktywnych. *Zaopatrzenie w wodę, jakość wód. Seria: Inżynieria na rzecz ochrony środowiska*. Tom II s.471-484, Wyd PZITS Poznań.

²⁶ Puzkarewicz A., Kaleta J., Papciak D., 2013, Efektywność usuwania chromu(VI) z roztworów wodnych w procesie wymiany jonowej. *Przemysł Chemiczny*, 92,6, s.1000-1003

eksperymentalnych, w odniesieniu do diatomitu-Fe, było bardzo dobre, a uzyskane wartości stałych Freundlicha porównywalne były ze stałymi wyznaczonymi dla wielu innych adsorbentów.

Niewątpliwą zaletą diatomitów karpackich jako adsorbentów, pomimo niedużej pojemności adsorpcyjnej w odniesieniu do chromu(VI), jest ich powszechne występowanie i niski koszt.

Popularność i nadzieje związane z eksploatacją złóż zeolitonośnych na terenach Polski Południowo-Wschodniej spowodowały rozpoczęcie badań nad możliwościami zastosowania zeolitonośnych iłołupków klinoptylolitowo-montmorylonitowych dla potrzeb ochrony i inżynierii środowiska oraz zootechniki i rolnictwa²⁷. Jako podwykonawca projektu celowego prowadziłam badania dotyczące: określenia zdolności jonowymiennej badanych minerałów i wpływu obróbki chemicznej na jej wartość²⁸, badałam wpływ zanieczyszczeń wypłukiwanych z iłołupków na środowisko wody czystej²⁹, oraz możliwość ich zastosowania do usuwania substancji ropopochodnych³⁰ i metali³¹ z roztworów wodnych.

Ad.2.

Drugi obszar badań poświęcony technologiom uzdatniania wód podziemnych, związany był głównie ze współpracą z podmiotami gospodarczymi. Moja współpraca zaowocowała zarówno w sposób niewymierny, przez zwiększenie doświadczenia zawodowego i jego przełożenia na dydaktykę, jak i w sposób wymierny, przez powstanie kilkunastu publikacji, których inspiracją były zrealizowane przez mnie ekspertyzy oraz wykonane badania technologiczne^{32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42,43,44,45,46}.

²⁷ Eksploatacja i przetwórstwo zeolitonośnych iłołupków klinoptylolitowo--montmorillonitowych dla potrzeb ochrony i inżynierii środowiska oraz zootechniki i rolnictwa (umowa nr 03811/C.ZR6-6/2006), 2007.

²⁸ Kaleta J., **Papciak D.**, 2011, Wpływ obróbki chemicznej na zdolność jonowymienną iłołupków klinoptylolitowo--montmorylonitowych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 2, s. 97-104.

²⁹ Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2011, Wymywanie zanieczyszczeń z iłołupków klinoptylolitowo - montmorylonitowych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 2, s.105-112.

³⁰ Kaleta J., **Papciak D.**, 2011, Ocena przydatności iłołupków klinoptylolitowo – montmorylonitowych do usuwania substancji ropopochodnych z roztworów wodnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 4, s. 67-76.

³¹ Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2011, Usuwanie metali z roztworów wodnych z zastosowaniem iłołupków klinoptylolitowo-montmorylonitowych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 4, s. 77-88.

³² Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2009, Naturalne i modyfikowane minerały w uzdatnianiu wód podziemnych. Wydawnictwo IGSMiE PAN Kraków, *Gospodarka surowcami mineralnymi*, z.1 t.25, s. 51-63,

³³ Kaleta J., Puskarewicz A., **Papciak D.**, 2007, Removal of Iron, Manganese and Nitrogen Compounds from Underground Waters with Diverse Physical and Chemical Characteristics. *Environment Protection Engineering* Vol.33, No 3, p. 5-13.

³⁴ Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2011, Zastosowanie złóż chemicznie aktywnych do odżelaziania i odmanganiania wody. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 2, s. 113-126.

³⁵ Puskarewicz A., **Papciak D.**, Kaleta J., 2008, Uzdatnianie wody wgłębnej na złożach katalitycznych i biosorpcyjnych. *Ekologia i Technika* T.XVI, z.4, s.135-140, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe,

³⁶ Kaleta J., **Papciak D.**, 2005, Technologie uzdatniania wybranych wód wgłębnych z ponadnormatywną zawartością azotanów, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 5, s. 23-26

³⁷ **Papciak D.**, Kaleta J., 2004, Zasady doboru anionitów do usuwania azotanów z wód podziemnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, t.2, z.37, s.285-290, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

³⁸ Granops M., **Papciak D.**, Wójcik B., 2003, Możliwości usuwania azotanów z wód przeznaczonych do picia na przykładzie stacji uzdatniania w miejscowości Wola Wielka k. Dębicy., *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.35, s.75-82, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

Doświadczenia zdobyte w ramach tej współpracy były również prezentowane na konferencjach krajowych^{47,48}.

Ad. 3.

Trzeci obszar badań związany był z powierzoną mi organizacją laboratorium biotechnologii środowiskowej i biochemii wraz z opracowaniem programu cyklu wykładów i ćwiczeń laboratoryjnych z dwóch przedmiotów: biotechnologia środowiskowa i biochemia. W tym też okresie podjęłam współpracę z mikrobiologiem - dr Justyną Zamorską co pozwoliło mi poszerzyć wiedzę o zagadnienia związane z zastosowaniem mikroorganizmów do usuwania zanieczyszczeń ze środowiska wodno-gruntowego i zaowocowało 10 wspólnymi publikacjami. Publikacje zawierają wyniki badań związanych z zastosowaniem technologii z udziałem procesów biologicznych^{49,50}. Technologie te wywodzą się z procesów przebiegających w przyrodzie, gdzie bytują drobnoustroje zapewniające dzięki mineralizacji materii organicznej naturalny, cykliczny obieg pierwiastków. Procesy te mogą być intensyfikowane przez tworzenie odpowiednich warunków technicznych. Jednak od paru lat obserwuje się wzrost zainteresowania użyciem określonych gatunków drobnoustrojów o dobrze poznanych właściwościach technologicznych, prowadzi selekcję szczepów o szczególnych zdolnościach degradacyjnych. Wprowadzenie metod biotechnologicznych wymaga stosowania odpowiednich preparatów oraz warunków ich bezpiecznego i skutecznego użycia. Biopreparaty są kompozycjami drobnoustrojów o określonym składzie gatunkowym i proporcjach ilościowych. Wprowadzone do środowiska jako szczepy biologiczne umożliwiają efektywny rozwój aktywnej mikroflory znacznie

³⁹ Kaleta J., Puskarewicz A., **Papciak D.**, Usuwanie żelaza, manganu i związków azotowych z wód wgłębných, Kongres Inżynierii Środowiska, Lublin 2005

⁴⁰ Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2009, Naturalne i modyfikowane minerały w uzdatnianiu wód podziemnych. Wydawnictwo IGSMiE PAN Kraków, *Gospodarka surowcami mineralnymi*, z.1 t.25, s. 51-63,

⁴¹ Kaleta J., Puskarewicz A., **Papciak D.**, 2007, Removal of Iron, Manganese and Nitrogen Compounds from Underground Waters with Diverse Physical and Chemical Characteristics. *Environment Protection Engineering* Vol.33, No 3, p. 5-13.

⁴² Kaleta J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2011, Zastosowanie złóż chemicznie aktywnych do odżelaziania i odmanganiania wody. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* 276, z.58 nr 2, s. 113-126.

⁴³ Puskarewicz A., **Papciak D.**, Kaleta J., 2008, Uzdatnianie wody wgłębnej na złożach katalitycznych i biosorpcyjnych. T.XVI, z.4, s.135-140, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe, Ekologia i Technika

⁴⁴ Kaleta J., **Papciak D.**, 2005, Technologie uzdatniania wybranych wód wgłębných z ponadnormatywną zawartością azotanów, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 5, str 23-26

⁴⁵ **Papciak D.**, Kaleta J., 2004, Zasady doboru anionitów do usuwania azotanów z wód podziemnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, t.2, z.37, s.285-290, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁴⁶ Granops M., **Papciak D.**, Wójcik B., 2003, Możliwości usuwania azotanów z wód przeznaczonych do picia na przykładzie stacji uzdatniania w miejscowości Wola Wielka k. Dębicy., *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.35, s.75-82, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁴⁷ Kaleta J., Puskarewicz A., **Papciak D.**, Usuwanie żelaza, manganu i związków azotowych z wód wgłębných, Kongres Inżynierii Środowiska, Lublin 2005

⁴⁸ **Papciak D.**, Kaleta J., Eliminacja związków azotowych z wód wgłębných. VIII Międzynarodowa Konferencja Lwowsko-Koszycko-Rzeszowska nt. „Aktualne problemy budownictwa i inżynierii środowiska”, Lwów, 2003

⁴⁹ Zamorska J., **Papciak D.**, Biosorpcja metali, *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska, z.57 [271] nr 1, s. 179-193

⁵⁰ **Papciak D.**, Zamorska J., 2010, Biosorpcja kobaltu z roztworów wodnych z wykorzystaniem drożdży *Saccharomyces cerevisiae*, *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska, z.57 [271] nr 1, s. 95-104

wspomagając procesy likwidacji skażeń^{51, 52, 53}. Na polskim rynku pojawiło się wiele gotowych biopreparatów, które niejednokrotnie nie zawierają istotnych informacji dotyczących składu, sposobu dawkowania, przechowywania i zastosowania. W badaniach określono wpływ czynników abiotycznych na szybkość procesu biodegradacji związków ropopochodnych w gruncie⁵⁴. Proces był stymulowany biopreparatem DBC plus, typ R5. Przebadano wpływ temperatury, odczynu pH i dawki biopreparatu na efektywność biodegradacji oleju napędowego w glebie.

Głównym osiągnięciem współpracy z dr Justyną Zamorską jest opublikowanie we współautorstwie dwóch skryptów^{55,56} i podręcznika⁵⁷.

Jestem również autorem i współautorem wielu ekspertyz i opracowań, których celem była ocena korozyjności wody i wskazanie przyczyn korozji instalacji wodociągowych. Ze względu na ważność zagadnienia problem korozji spowodowanej przez wodę i korozji mikrobiologicznej był omawiany w publikacjach^{58,59,60,61,62} i prezentowany na konferencji⁶³.

⁵¹ Zamorska J., **Papciak D.**, Puskarewicz A., 2002, Zastosowanie biopreparatów w technologii oczyszczania ścieków. *Inżynieria Ekologiczna*, z.7, s.49-54, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej.

⁵² Zamorska J., **Papciak D.**, 2003, Zastosowanie biopreparatów w oczyszczaniu gruntów ze związków ropopochodnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.35, s.243-249, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej,

⁵³ Zamorska J., **Papciak D.**, 2004, Usuwanie związków ropopochodnych z gruntu-mikroorganizmy i warunki prowadzenia procesu *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.38 s.159-170, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁵⁴ **Papciak D.**, Zamorska J., 2004, Możliwości zastosowania biopreparatu DBC-plus do wspomagania procesów biodegradacji substancji ropopochodnych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, z.38, s.95-108, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁵⁵ Zamorska J., **Papciak D.**, Wybrane zagadnienia biotechnologii środowiskowej. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2001

⁵⁶ **Papciak D.**, Zamorska J., Podstawy biologii i biotechnologii środowiskowej, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2005

⁵⁷ **Papciak D.**, Zamorska J., Kiedrzyńska L., Mikrobiologia i biotechnologia w procesach oczyszczania wody, Wyd. Politechniki Rzeszowskiej 2011.

⁵⁸ **Papciak D.**, 2004, Ocena jakości i korozyjności wody w Gminie Chmielnik Rzeszowski. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, t.2, z.37, s.277-284, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej

⁵⁹ Granops M., **Papciak D.**, Sito L., 2000, Wpływ jakości wody na korozję urządzeń miedzianych., *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, t.2, z.32, s.93-100, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁶⁰ **Papciak D.**, Kaleta J., Puskarewicz A., 2007, Procesy korozyjne w instalacjach miedzianych a jakość wody. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* Nr 244, Z.46, s. 71-84, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁶¹ **Papciak D.**, Zamorska J., 2007, Korozja mikrobiologiczna w budynkach powodowana przez grzyby. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* Nr 244, Z.46, s. 85-97, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej.

⁶² Zamorska J., **Papciak D.**, 2007, Badania mikrobiologiczne odporności materiałów silikonowych stosowanych w budownictwie. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej* Nr 244. Z.46, s. 160-172, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej

⁶³ **Papciak D.**, Korozyjność wody, VIII Międzynarodowa Konferencja Lwowsko-Koszycko-Rzeszowska nt. „Aktualne problemy budownictwa i inżynierii środowiska”, Lwów, 2003

PODSUMOWANIE DOROBKU NAUKOWEGO

Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora byłam współautorem 6 artykułów opublikowanych w czasopismach punktowanych przez MNiSW oraz 5 publikacji zamieszczonych w materiałach konferencyjnych. Byłam współwykonawcą 9 opracowań naukowo-badawczych na rzecz podmiotów gospodarczych.

Na mój dorobek po uzyskaniu stopnia naukowego doktora składa się 78 publikacji z czego 10 to artykuły opublikowane w czasopismach wyróżnionych w bazie JCR, 1 rozdział w monografii angielskojęzycznej i 35 publikacji zamieszczonych w czasopismach nie wyróżnionych w bazie JCR, ale znajdujących się na liście MNiSW i 6 publikacji w monografiach i czasopismach o zasięgu krajowym, oraz 26 prac zamieszczonych w materiałach konferencyjnych. Uczestniczyłam w 5 konferencjach międzynarodowych i 9 krajowych. Kierowałam jednym grantem, a w dwóch byłam członkiem zespołu badawczego. Byłam współwykonawcą 12 opracowań naukowo-badawczych na rzecz podmiotów gospodarczych.

IF zgodnie z rokiem opublikowania: **IF= 4,372**

Liczba punktów MNiSW wg punktacji zgodnie z rokiem opublikowania: **329**
(z podręcznikami **361**)

Tab. 2. Zestawienie rodzajowe dorobku naukowego

Lp	Rodzaj publikacji	Przed doktoratem	Po doktoracie	Ogółem
1	Publikacje w czasopismach wyróżnionych w bazie JCR	-	10	10
2	Publikacje w czasopismach punktowanych nie wyróżnionych w bazie JCR	6	35	41
3	Rozdziały w monografiach	-	7	7
4	Publikacje zamieszczone w materiałach konferencyjnych	5	26	31
Łącznie		11	78	89
5	Opracowania na rzecz podmiotów gospodarczych	9	12	21

Tab. 3. Wykaz czasopism i wydawnictw, w których opublikowano oryginalne prace naukowe

Lp.	Rodzaj czasopisma lub wydawnictwa	Liczba opublikowanych prac	Język publikacji
Czasopisma z listy Journal Citation Reports (JCR)			
1	Industrial Engineering Chemistry Research	1	angielski
2	Polish Journal of Environmental Studies	2	angielski
3	Environment Protection Engineering	2	angielski
4	Annual Set the Environment Protection	2	polski
5	Przemysł chemiczny	1	polski
6	Gospodarka surowcami mineralnymi	2	polski
Czasopisma punktowane wg listy MNiSW			
7	Gaz, Woda i Technika Sanitarna	3	polski
8	Biotechnologia	1	polski
9	Inżynieria i Ochrona Środowiska	1	polski
10	Technologia Wody	1	polski
11	Inżynieria Ekologiczna	2	polski
12	Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej	26	polski
13	Zeszyty Naukowe Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej	4	polski
14	Ekologia i Technika	1	polski
15	Instal	1	polski
Rozdziały w monografiach			
16	Environmental Engineering, Taylor&Francis Group	1	angielski
17	Inżynieria na Rzecz Ochrony Środowiska. Zaopatrzenie w Wodę, Jakość Wód. Wyd. PZiTS Poznań	3	polski
18	Sorbenty mineralne, Wyd. AGH Kraków	3	polski
Inne			
19	Rinok Instalacyjnyj	1	ukraiński
20	Materiały konferencyjne	31	polski

Tab. 4. Liczbowe zestawienie publikacji w aspekcie miejsca wśród współautorów

Rodzaj publikacji	Prace samo-dzielne	Współautorstwo publikacji				Ogółem
		Pierwszy autor	Drugi autor	Trzeci autor	Czwarty autor	
Publikacje w czasopismach wyróżnionych w bazie JCR	-	3	5	2	-	10
Publikacje w czasopismach punktowanych nie wyróżnionych w bazie JCR	5	13	18	2	3	41
Rozdziały w monografiach	1	3	1	2	-	7
Publikacje zamieszczone w materiałach konferencyjnych	9	8	7	7	-	31
Łącznie	15	27	31	13	3	89

Tab. 5. Udział w konferencjach

	Konferencje międzynarodowe	Konferencje krajowe
Udział	5	18
Referaty wygłoszone	4	14
Referaty opublikowane	9	18

Tab. 6. Wskaźniki oceny dorobku naukowego

	Według Web of Science	Według Baz-Tech
Sumaryczna liczba cytowań	16	32
Liczba artykułów w bazie	8	31
Indeks Hirscha	2	-

Za działalność naukową byłam pięciokrotnie nagradzana nagrodami zespołowymi Rektora Politechniki Rzeszowskiej:

Nagrody za osiągnięcia naukowe:

- 1998** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa II stopnia za cykl publikacji naukowych dotyczących zastosowania nowych materiałów filtracyjnych w technologii wody.
- 1999** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa II stopnia za cykl publikacji naukowych dotyczących technologii w gospodarce wodnej na terenach Polski południowo-wschodniej.
- 2008** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa III stopnia za cykl publikacji naukowych dotyczących zaawansowanych technologii oczyszczania i odnowy wody.
- 2009** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa II stopnia za cykl publikacji naukowych dotyczących naturalnych i modyfikowanych minerałów w oczyszczaniu wody.
- 2010** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa III stopnia za cykl publikacji naukowych dotyczących ochrony zasobów wodnych.

Działalność dydaktyczna

Działalność dydaktyczną rozpoczęłam w roku 1990 w Zakładzie Technologii Wody i Ścieków Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Rzeszowskiej. Pracując na stanowisku asystenta prowadziłam następujące zajęcia na kierunku inżynieria środowiska:

- ćwiczenia laboratoryjne z chemii sanitarnej,
- ćwiczenia laboratoryjne z technologii wody,
- ćwiczenia laboratoryjne ze ścieków przemysłowych,
- ćwiczenia laboratoryjne z utylizacji odpadów
- ćwiczenia rachunkowe z chemii ogólnej i sanitarnej.

W wyniku reorganizacji na Wydziale zostałam pracownikiem Zakładu Oczyszczania i Ochrony Wód. Rozpoczęłam wówczas prowadzenie zajęć audytoryjnych z ochrony środowiska oraz laboratoryjnych z technologii wody, technik ochrony środowiska i biochemii. Aktywnie uczestniczyłam w opracowywaniu programów kształcenia z przedmiotów biotechnologia środowiskowa i biochemia na kierunkach inżynieria środowiska i ochrona środowiska oraz organizacji laboratorium biochemii i biotechnologii środowiskowej. Po uzyskaniu stopnia doktora rozpoczęłam prowadzenie wykładów z ww. przedmiotów. Obecnie prowadzę następujące zajęcia dydaktyczne:

- 1) biotechnologia środowiskowa (wykład, laboratorium)- studia stacjonarne i niestacjonarne - kierunek inżynieria środowiska i studia stacjonarne - kierunek ochrona środowiska;
- 2) biochemia (wykład, laboratorium) studia stacjonarne i niestacjonarne - kierunek inżynieria środowiska i studia stacjonarne - kierunek ochrona środowiska.

Jestem współautorką 2 podręczników akademickich oraz 2 skryptów i materiałów pomocniczych:

Podręczniki:

- Kiedrzyńska L., **Papciak D.**, Granops M., Chemia Sanitarna. Wyd. SGGW Warszawa 2006.
- **Papciak D.**, Zamorska J., Kiedrzyńska L., Mikrobiologia i biotechnologia w procesach oczyszczania wody, Wyd. Politechniki Rzeszowskiej 2011.

Skrypty:

- Zamorska J., **Papciak D.**, Wybrane zagadnienia biotechnologii środowiskowej. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2001
- **Papciak D.**, Zamorska J., Podstawy biologii i biotechnologii środowiskowej, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2005

Materiały pomocnicze:

Papciak D., Biochemia-laboratorium. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2010

Byłam promotorem 52 prac magisterskich i 14 inżynierskich oraz opiekunem roku w latach: 2000-2004, 2005-2009, 2011-2013. Od 2013 roku jestem kierownikiem studiów podyplomowych *Ochrona środowiska w zakładach przemysłowych i gminie* na kierunku ochrona środowiska.

Za działalność dydaktyczną byłam trzykrotnie nagradzana nagrodami zespołowymi Rektora Politechniki Rzeszowskiej:

Nagrody za działalność dydaktyczną:

- 2002** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa II stopnia za skrypt pt: Wybrane zagadnienia biotechnologii środowiskowej, opracowanie programu nauczania przedmiotu Biotechnologia na kierunku Inżynieria Środowiska.
- 2006** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa III stopnia za skrypt pt: Podstawy biologii i biotechnologii środowiskowej.
- 2011** Nagroda Rektora Politechniki Rzeszowskiej- zespołowa II stopnia za podręcznik akademicki pt. "Mikrobiologia i biotechnologia w procesach oczyszczania wody"

Działalność organizacyjna i popularyzatorska

W 2005 roku zostałam wybrana do reprezentowania pracowników naukowo-dydaktycznych ze stopniem doktora i magistra w Radzie Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska. Obecnie jestem członkiem Rady Wydziału już trzecią kadencję. Jest to dla mnie szczególne wyróżnienie ze względu na fakt, że jest to funkcja z wyboru.

Biorę udział w pracach zespołu ds. prac dyplomowych inżynierskich i magisterskich. Aktywnie uczestniczę w pracach organizacyjnych Zakładu Oczyszczania i Ochrony Wód w ramach przygotowywania i rozliczania umów dotyczących działalności dydaktycznej i statutowej. Uczestniczę również w pracach organizacyjnych podczas przeprowadzania egzaminu wstępnego z predyspozycji architektonicznych na kierunku „Architektura i Urbanistyka”.

W 2008 r. brałam udział w pracach Zespołu Ekspertów Zewnętrznych ds. Analiz Delphi Narodowego Programu Foresight Polska 2020.

W latach 1990-1996 byłam członkiem Polskiego Towarzystwa Chemicznego, a od 1996 do 2007 członkiem Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych.

Brałam czynny udział w akcji „Dziewczyny na politechniki” (2009 r.), oraz w akcjach informacyjnych dla przyszłych studentów pod nazwą „Salon maturzystów”.

Przygotowałam i realizowałam zajęcia laboratoryjne z biochemii dla młodzieży szkół średnich w ramach projektu „Inwestujemy w edukację” - podnoszenie kompetencji kluczowych oraz wyrównywanie szans edukacyjnych uczniów, współfinansowanego ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego Kapitał ludzki, Narodowa Strategia Spójności.

