

**dr Marcin Jędrzej Spychała**  
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej  
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Piątkowska 94 A, 60-649 Poznań  
marsp@up.poznan.pl

## **AUTOREFERAT**

prezentujący osiągnięcia i dorobek naukowy

1. Imię i nazwisko	2
2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe	2
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	2
4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14.03 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule z zakresie sztuki	3
4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego	3
4.2. Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego	3
4.3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	5
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo- badawczych	27
5.1. Przed uzyskaniem doktoratu	27
5.2. Po uzyskaniu doktoratu	27
6. Zestawienie całego dorobku naukowo-badawczego	34
7. Osiągnięcia dydaktyczne i popularyzatorskie	35
8. Działalność organizacyjna	36
8.1 Działalność w ramach uczelni i wydziału	36
8.2 Współpraca z innymi ośrodkami	36
8.3 Organizacja szkoleń i seminariów	36

### **1. Imię i Nazwisko: Marcin Jędrzej Sychała**

### **2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe:**

05.08.1994 - uzyskanie tytułu magistra w zakresie Biologii Środowiska na Wydziale Biologii, Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu. Praca magisterska pt. Występowanie, liczebność i ekologia sroki (*Pica pica L.*) w Szamotułach w okresie lęgowym, napisana pod kierunkiem prof. dr hab. Zdzisława Boguckiego.

18.12.1996 - uzyskanie tytułu Licencjata Ochrony Środowiska na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Kierunek Ochrona Środowiska.

04.07.2003 - uzyskanie stopnia doktora nauk rolniczych w zakresie kształtowanie środowiska na Wydziale Melioracji i Inżynierii Środowiska Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu. Rozprawa doktorska pt. Wpływ biopreparatów na przebieg kolmatacji złoża filtracyjnego; promotor - prof. dr hab. inż. Ryszard Błażejewski, recenzenci: prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak z Politechniki Gdańskiej, dr hab. inż. Jolanta Komisarek z Akademii Rolniczej w Poznaniu.

### **3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:**

1999-2002 – studia doktoranckie przy Wydziale Rolniczym, badania realizowane w Katedrze Budownictwa Wodnego Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu,

1999-2003 – asystent w Katedrze Budownictwa Wodnego Akademii Rolniczej w Poznaniu (w tym 1/2 etatu w latach 2001-2002),

od 2003 – adiunkt w Katedrze Inżynierii Wodnej i Sanitarnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.

**4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14.03 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule z zakresie sztuki**

**4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego:**

**Ocena struktury biomasy oraz warunków technologicznych i procesów w oczyszczaniu wody i ścieków bytowych na filtrach włókninowych**

**4.2. Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego:**

1. **Spychała M.**, Błażejowski R., Nawrot T. (2013): Performance of innovative textile biofilters for domestic wastewater treatment, *Environmental Technology*, 34 (2), 157-163  
[20 pkt. MNiSW, IF<sub>2013</sub>: 1,20; udział habilitanta: 60%]
2. **Spychała M.**, Starzyk J. (2015): Bacteria in non-woven textile filters for domestic wastewater treatment, *Environmental Technology*, 36 (8), 937-945  
[20 pkt. MNiSW, IF<sub>2015</sub>: 1,76; udział habilitanta: 70%]
3. **Spychała M.**, Sowińska A., Starzyk J., Masłowski A. (2015) Protozoa and metazoa relations to technological conditions of non-woven textile filters, *Environmental Technology*, 36 (15), 1865-1875  
[20 pkt. MNiSW, IF<sub>2015</sub>: 1,76; udział habilitanta: 60%]
4. **Spychała M.**, Łucyk P. (2015) Effect of thickness of textile filter on organic compounds and nutrients removal efficiency at changeable wastewater surface level, *Nauka Przyroda Technologie*, Tom 9, zeszyt 3, #44, 1-21  
[9 pkt. MNiSW; udział habilitanta: 85%]
5. **Spychała M.**, Sowińska A. (2015) Filter cake impact on the textile filters for wastewater treatment hydraulic capacity, *Nauka Przyroda Technologie*, Tom 9, zeszyt 4, #44, 1-16  
[9 pkt. MNiSW; udział habilitanta: 85%]
6. Nieć J., **Spychała M.**, Ławniczak A.E., Walczak N. (2015) Usuwanie biomasy z oczek wodnych i małych zbiorników naturalnych przy użyciu filtrów włókninowych, *Inżynieria Ekologiczna*, 44, 196–203  
[9 pkt. MNiSW; udział habilitanta: 40%]
7. **Spychała M.** (2016) Skuteczność filtrów włókninowych do oczyszczania ścieków ze stałym poziomem piętrzenia, *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*, 15 (1), 19–34  
[10 pkt. MNiSW]

8. **Spychała M.** (2016) Modelowanie usuwania związków organicznych ze ścieków przez filtry włókninowe, *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, T. 16. Z. 2 (54), 113–125  
[10 pkt. MNiSW]
9. **Spychała M.**, Nawrot T., Pawlak M. (2016) Capacity of textile filters for wastewater treatment at changeable wastewater level – a hydraulic model, *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*, 15 (4), 421–438  
[10 pkt. MNiSW; udział habilitanta: 60%]

Łączna liczba punktów MNiSW prac składających się na osiągnięcie naukowe wynosi 117, sumaryczny IF = 4,72, średni udział habilitanta w publikacjach wynosi 73,3%.

Wyniki prezentowane w ww. publikacjach są rezultatem badań prowadzonych w ramach projektów statutowych jednostki oraz dwóch projektów badawczych: MNiSW (N207 070 31/3402) i NCN (N N523 751540), których byłem głównym wykonawcą.

Kopie publikacji wchodzących w skład cyklu zamieszczono w załączniku 5. Liczby porządkowe podane w dalszej części autoreferatu stanowią będą odnośniki do publikacji z cyklu.

Oświadczenia współautorów prac zaliczonych do osiągnięcia naukowego zawiera załącznik 6

### **4.3. Omówienie celu naukowego i osiągniętych wyników ww. prac wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania**

#### **Wprowadzenie i uzasadnienie badań**

Jednym z głównych aspektów ochrony środowiska jest przeciwdziałanie jego zanieczyszczaniu. W związku ze zwiększającą się presją działalności człowieka na środowisko przyrodnicze nasila się potrzeba poszukiwania rozwiązań zmniejszających znacząco ładunek zanieczyszczeń do niego odprowadzanych.

Według danych GUS (2017) głównym czynnikiem degradującym i zanieczyszczającym stosunkowo ubogie zasoby wodne Polski są ścieki. W 2016 roku tylko około 40% ludności na wsiach w Polsce korzystało z oczyszczalni ścieków, co przy liczbie mieszkańców wsi wynoszącej około 15,2 mln dawało prawie 9 mln ludzi, od których ścieki nie trafiały do oczyszczalni ścieków. Ten stan tłumaczy powód, dla którego obszary nieurbanizowane są jednym z podstawowych zakresów działań dla ochrony i kształtowania środowiska. Od początku XXI w. zapobieganie zanieczyszczeniom, będącym ubocznym skutkiem rozwoju obszarów wiejskich, jest jednym z głównych celów badań dyscypliny kształtowanie środowiska (Biernacka 2009). Udoskonalanie systemów zbierania i oczyszczania ścieków stanowi podstawowe zadanie mające na celu ochronę i poprawę jakości wody. Obszary nieurbanizowane (wiejskie), nie posiadające systemów scentralizowanych, za sprawą dużej liczby punktowych źródeł emisji, stanowią bardzo duże zagrożenie dla jakości wód podziemnych i powierzchniowych, ze względu na ładunki zanieczyszczeń zawartych w ściekach. W związku z powyższym, usprawnienie gospodarki wodno-ściekowej na obszarach wiejskich jest elementem wielu strategii i programów, przy czym za nadrzędny akt prawny należy uznać ramową dyrektywę wodną (Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r.), która ustanawia ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej oraz zakłada ochronę wody przed zanieczyszczeniem u jej źródła oraz zmniejszenie ładunku i kontrolę zanieczyszczeń. Potrzeba budowy indywidualnych systemów oczyszczania ścieków wzrasta w kraju od kilkunastu lat w związku ze spowolnieniem tempa kanalizowania aglomeracji oraz pogarszającymi się uwarunkowaniami dla ekonomicznej efektywności budowy sieci kanalizacyjnych (brak skanalizowania rozproszonej zabudowy). Prawne podstawy do planowania i budowy systemów indywidualnych daje również ustawa Prawo wodne (Dz. U. 1566, 2017), gdzie w artykule 83 ustęp 4 wskazuje się na celowość budowy takich systemów na obszarach, gdzie systemy zbiorcze nie są uzasadnione ekonomicznie lub technicznie.

Systemy oczyszczania ścieków bytowych na obszarach nieurbanizowanych powinny być oparte na prostych rozwiązaniach ze względów technicznych, jak i finansowych.

Zainteresowanie małymi – indywidualnymi oczyszczalniami wzrasta w ostatnich latach także na świecie z uwagi na możliwość miejscowego wykorzystania oczyszczonych ścieków

i pełną kontrolę użytkowników nad systemami oczyszczania (Ho 1998). Powszechnie stosowane technologie nie zawsze spełniają oczekiwania, np. w przypadku technologii osadu czynnego dochodzi często do przeciążeń hydraulicznych i wynoszenia kłaczek osadu wraz ze ściekami oczyszczonymi, co powoduje znaczące pogorszenie ich jakości. Konwencjonalne złoża biologiczne wykazują natomiast często problemy związane między innymi z trudnością równomiernego rozdziału ścieków na powierzchni wypełnienia złoża.

Jednym z najstarszych sposobów oczyszczania ścieków bytowych (w warunkach naturalnych, w gruncie, zachodzącym samoistnie) jest filtracja. Szeroko rozumiana filtracja to oddzielanie substancji stałych od cieczy lub gazów poprzez ich zatrzymanie w lub na przegrodach porowatych (filtrach).

Jednym z ośrodków porowatych o specyficznych właściwościach filtracyjnych są włókniny. Wykonuje się je z różnych substancji polimerowych (polipropylen, polichlorek winylu oraz innych), a ich zastosowanie jest bardzo szerokie – oprócz zastosowań geotechnicznych (geowłókniny), także do filtracji (oczyszczania) powietrza lub innych gazów, wygłuszania lub zmniejszania natężenia hałasu (Yilmaz i in. 2011), a nawet jako wypełnienie w pieluszkach (Sayeb i in. 2010). Najbardziej rozpowszechnione zastosowania to: filtracja (Leverenz i in. 2000), separacja na drodze cedzenia (Vaitkus i in. 2007), zabezpieczenie budowli (Nagahara i in. 2004) i odwodnienia, np. w formie drenaży (Muthukumaran i Ilamparuthi 2006). Najbardziej rozpowszechnione są dwa typy geowłóknin: łączone przez igłowanie oraz łączone przez klejenie na skutek topienia. Ze względu na wielkość porów geowłókniny zatrzymują cząstki o wymiarach powyżej kilkudziesięciu mikrometrów. Podawana przez producentów porowatość geowłóknin zależy od kilku cech (takich jak gęstość upakowania, średnica włókien) i dla najczęściej stosowanych geowłóknin wynosi od 80% (Lamy i in. 2013) do ponad 90% (Väänänen i in. 2010).

Przepływowi filtracyjnemu zanieczyszczonej wody lub ścieków przez ośrodek porowaty w postaci geowłókniny towarzyszy gromadzenie się cząstek stałych i czasami również koloidalnych (decyduje o tym przede wszystkim rzeczywisty rozmiar porów materiału filtracyjnego) w postaci tzw. placka filtracyjnego. Proces ten jest bardzo złożony ze względu na mnogość i różnorodność czynników. Jako istotne, należy między innymi wymienić spośród nich: stopniową akumulację cząstek stałych przy zmniejszającej się wielkości porów, rozwój organizmów (głównie mikroorganizmów), działanie siły grawitacji na cząstki placka filtracyjnego, zróżnicowane warunki pod względem dostępności tlenu.

Włókniny znalazły zastosowanie w małych oczyszczalniach ścieków od lat dziewięćdziesiątych XX wieku, głównie jako filtry nasypowe, składające się z kawałków włókniny polipropylenowej, i filtry wiszące, zraszane (Lacasse i in. 2001). Mimo dobrych wyników oczyszczania, uzyskanych w warunkach laboratoryjnych, nie zawsze sprawdzają się one w terenie (Wren i in. 2004). Wymagana jest przy tym intensywna recyrkulacja ścieków (do 700%).

Znaczny udział w zastosowaniach włóknin (geowłóknin) ma oddzielanie zawiesin,

w tym osadu czynnego (Ren i in. 2010) oraz oczyszczanie biologiczne towarzyszące spływowi ścieków po powierzchni włókniny, a także użycie włóknin w postaci nośnika biomasy (Ho 2007). W badaniach Korkuta (2003) oraz Korkuta i in. (2006) zastosowano włókniny zanurzone w reaktorach napowietrzanych, przy czym przepływ ścieków odbywał się głównie przy powierzchni włóknin, a nie przez ich pory. Mimo, iż autorzy wspominają o filtracji, to jednak brak jest w publikacji wyników związanych z tym procesem. Ponadto, wobec możliwości opływu ścieków wokół arkuszy włókniny, przy określonym nagromadzeniu materii na włókninach i zwiększeniu oporów, przepływ filtracyjny prawdopodobnie zachodził w bardzo ograniczonym zakresie. Nieliczne badania prowadzono z zastosowaniem filtracji ścieków przez włókninę w warunkach tlenowych (Yaman 2003) lub beztlenowych (An i in. 2009), głównie pod kątem rozpoznania właściwości hydraulicznych oraz procesu kolmatacji (Yaman i in. 2005, Yaman i in. 2006). Filtry włókninowe lub tkaninowe stosowane są w różnych układach technologicznych: w ramach pierwszego stopnia oczyszczania, np. w postaci sit kompostujących, służących głównie do ociekowego cedzenia osadów z surowych ścieków bytowych (Ingerle i Steiner 1986), jako drugi stopień oczyszczania (Lacasse i in. 2001, Ho i in. 2007), jednocześnie jako pierwszy i drugi stopień – oczyszczające mechaniczno-biologicznie ścieki surowe (Ren i in. 2010, Seo i in. 2002). Większość badań prowadzono z użyciem geowłóknin jako nośnika biomasy (Swissa i in. 2015) zanurzonego w napowietrzanych (Alimahmoodi i in. 2012) lub natlenianych reaktorach (White i in. 2000). Często włókniny owijano na membranach lub nośnikach napowietrzanych. Dzięki temu uzyskiwano lepszy kontakt z tlenem niż poprzez wgłębne napowietrzanie cieczy, stanowiącej zawartość reaktora. W tym względzie zasada działania jest podobna do reaktorów membranowych (ang. MBAR) (Pellicer-Na'cher i Smets 2014).

Włókninami i geowłókninami zajmowało się i zajmuje wielu badaczy, jednak punktem zainteresowań jest głównie ich wykorzystanie geotechniczne (Siemens i Bathurst 2010, Bourgès-Gastaud i in. 2014).

W ostatnich latach zwiększyło się zainteresowanie badaczy wykorzystaniem włóknin jako ruchomych nośników dla błony biologicznej – tzw. novel non-woven ring carriers (Wang i in. 2013) lub jako materiału tworzącego dyski lub powierzchnie dysków złoza obrotowego, tzw. non-woven rotating biological contactor (NRBC) (Liu i in. 2008), głównie w celu stworzenia korzystnych warunków dla przebiegu procesu Anammox.

Zalety włóknin zauważane przez różnych autorów to między innymi: stanowienie podłoża dla rozwoju błony biologicznej, stwarzanie warunków dla rozwoju biomasy o długim wieku oraz zróżnicowanie warunków tlenowych wewnątrz włókniny (zwłaszcza o większej grubości) umożliwiające wzrost różnych grup organizmów (heterotroficznych i autotroficznych) i przebieg wielu procesów jednostkowych (właściwych dla warunków tlenowych, niedotlenionych i beztlenowych) (Korkut i in. 2006; Hibiya i in. 2004).

Różnorodne sposoby wykorzystania włóknin rodzą potrzebę rozpoznania i opisu procesów i zjawisk z nimi związanych.

Filtracji wód zanieczyszczonych przez ośrodek porowaty zasiedlany przez żywe organizmy towarzyszy usuwanie substancji w procesach fizycznych, chemicznych i biologicznych. Mechaniczno-biologiczne oczyszczanie ścieków na drodze filtracji uwarunkowane jest również właściwościami samych ścieków. Ścieki bytowe z pojedynczych gospodarstw domowych, zarówno dopływających, jak i odpływających z osadnika gnilnego, charakteryzują się dużą zmiennością stężeń zanieczyszczeń, co utrudnia stosowanie do ich oczyszczania zaawansowanych technologii, wymagających często bardziej stabilnych warunków, jednocześnie wskazują na potrzebę poszukiwania rozwiązań w miarę prostych i odpornych na bardzo duże wahania ilości i jakości ścieków. Z tego względu preferować należy reaktory z biomasą utwierdzoną, która jest w znacznym stopniu odporna na duże zmienności natężenia dopływu i stężenia zanieczyszczeń w dopływie, jako biocenoza w sposób naturalny dostosowana do takich warunków (w przeciwieństwie do biomasy zawieszanej typu osad czynny).

Niezależnie od przesłanek utylitarnych dla poszukiwania nowoczesnych systemów oczyszczania ścieków z wykorzystaniem biomasy utwierdzonej (biofilmu), równie cenne wydaje się rozpoznanie właściwości i warunków bytowania tej biomasy, zwłaszcza jeśli warunki te są specyficzne. O ile biocenozy osadu czynnego są dość dobrze rozpoznane, o tyle biocenozy biomasy utwierdzonej są ze względu, między innymi na trudności w wyizolowaniu, znacznie słabiej zidentyfikowane i opisane. Jeszcze mniej obszerna jest wiedza dotycząca biomasy zasiedlającej ośrodki porowate. Rozwój biomasy żywej w ośrodkach porowatych jest słabo rozpoznany ze względu na złożone warunki (dostępność tlenu, wzrost, warunki przepływu), zwłaszcza w aspekcie kolmatacji i rozwoju placka filtracyjnego. Brakuje badań łączących uwarunkowania mechaniczne, hydrauliczne, biochemiczne i biologiczne, zwłaszcza dla ośrodków i materiałów stosowanych od niedawna.

Zasadniczym celem przeprowadzonych badań było zidentyfikowanie podstawowych procesów fizycznych i biologicznych w ramach nowej technologii, dającej możliwie szerokie zastosowanie w oczyszczaniu wody i sanitacji terenów niezurbanizowanych. Podjęto zatem temat „Ocena struktury biomasy oraz warunków technologicznych i procesów w oczyszczaniu wody i ścieków bytowych na filtrach włókninowych”. Oczyszczanie wody i ścieków na filtrach włókninowych polega na ich filtracji pod niewielkim ciśnieniem hydrostatycznym, przy czym z jednej strony filtra ciecz jest piętrzona na skutek oporów filtracyjnych, a z drugiej strony spływając po jego powierzchni – ma kontakt z powietrzem atmosferycznym. Ciecz filtrująca przez włókninę podlega cedzeniu i oczyszczaniu biologicznemu przez mikroorganizmy wchodzące w skład biofilmu pokrywającego powierzchnię i wnętrze włókniny. Założono zastosowanie filtrów włókninowych do oczyszczania zarówno ścieków wstępnie oczyszczonych, jak i wód zanieczyszczonych ze względu na możliwość wykorzystania w obu przypadkach podobnych procesów usuwania zanieczyszczeń, zwłaszcza usuwania zanieczyszczeń stałych na drodze filtracji.

Utylitarnym celem prowadzonych badań była ochrona wód powierzchniowych i podziemnych (zatem również gleby) na obszarach niezurbanizowanych. Przyjęto zatem



główne założenie o wymiarze praktycznym, że stosunkowo prosta technologia oparta na biofiltracji będzie skuteczna w usuwaniu związków organicznych i cząstek stałych oraz przydatna przy oczyszczaniu zanieczyszczonej wody i ścieków przed odprowadzaniem do gruntu lub wód powierzchniowych. Ze względu na specyficzne uwarunkowania (fizyczne i biochemiczne) spodziewano się nietypowych cech biomasy zasiedlającej filtry.

Wobec braku jednoznacznego terminu dla określenia mieszaniny żywych organizmów, produktów ich metabolizmu (np. egzopolimerów zewnątrzkomórkowych) oraz pewnej frakcji zawiesin pochodzących ze ścieków (również w postaci zaadsorbowanej) przyjęto dla tej mieszaniny substancji pojęcie „biomasa”. Takie podejście jest uzasadnione ze względu na szeroki zakres tego pojęcia i jego różne definicje, oraz jego ewoluowanie w ostatnich latach. Posłużono się tutaj analogią do osadu czynnego, dla którego określenie „biomasa” jest często stosowane, mimo, że w jego skład, oprócz żywych organizmów, wchodzi również pewna frakcja zawiesin, koloidów i substancji zaadsorbowanych, występujących wcześniej w formie rozpuszczonej w ściekach.

Na podstawie przesłanek dotyczących zjawisk towarzyszących procesowi filtracji oraz właściwości żywej biomasy utwierdzonej sformułowano szczegółowe hipotezy badawcze:

- A. biomasa zasiedlająca filtry włókninowe dostosowuje się strukturą i składem do warunków jej rozwoju w czasie, takich jak: ciśnienie hydrostatyczne, stężenie tlenu, struktura ośrodka porowatego w postaci włókniny filtracyjnej (porowatość i powierzchnia właściwa);
- B. stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach przepływających w bezpośrednim sąsiedztwie biomasy utwierdzonej na włókninie jest wystarczające przynajmniej dla tlenowego rozkładu rozpuszczonych związków organicznych z relatywnie wysoką skutecznością, dzięki małej prędkości przepływu i dużej powierzchni dyfuzji tlenu z powietrza atmosferycznego;
- C. dzięki zmniejszeniu rzeczywistej (efektywnej) wielkości porów warstwy filtracyjnej na skutek wysokiego stężenia biomasy i akumulacji zawiesin uzyskać można wysoką skuteczność oczyszczania mechanicznego wody i ścieków.

Wyżej wymienione hipotezy badawcze postawiono również w zrealizowanych projektach badawczych pt.: „Oczyszczanie ścieków bytowych w bioreaktorze włókninowym” (2006-2008) i „Rozpoznanie i modelowanie procesów zachodzących w filtrach włókninowych podczas oczyszczania ścieków bytowych” (2011-2013), służących realizacji osiągnięcia naukowego.

W ramach badań zrealizowano cztery zasadnicze cele, które służyły do weryfikacji przyjętych hipotez. Cele te przedstawiono poniżej.

1. Ocena wpływu rodzaju włókniny i grubości warstwy filtracyjnej na skuteczność usuwania zanieczyszczeń stałych i rozpuszczonych oraz na wydatek filtrów.
2. Ocena koncentracji i struktury biomasy na powierzchni i wewnątrz warstwy filtracyjnej.
3. Rozpoznanie składu mikroflory i mikrofauny zasiedlającej filtry włókninowe.
4. Określenie uwarunkowań technologicznych i technicznych w kontekście podstawowych procesów towarzyszących filtracji.

Przeprowadzone badania można podzielić na następujące etapy:

- I. pierwszy etap badań – służący weryfikacji założonych hipotez i celów podczas badania różnych rodzajów i grubości włókien przy zmiennym poziomie ścieków,
- II. drugi etap badań – służący weryfikacji hipotez i celów podczas badań przy zmiennym poziomie ścieków i różnych grubościach jednego rodzaju włókniny, wybranej na podstawie pierwszego etapu badań. W ramach badań ze zmiennym poziomem badano również filtry włókninowe pod kątem usuwania zanieczyszczeń stałych z wody zanieczyszczonej (głównie w postaci glonów),
- III. trzeci etap badań; podczas tego etapu weryfikowano założone hipotezy i cele w trakcie badań włókniny o różnych grubościach, wybranej na podstawie pierwszego etapu, przy stałym poziomie ścieków.

Podział wykonanych badań na etapy wynikał z logiki pozyskiwania informacji (danych), dlatego też etapy te nie były powiązane ściśle z jednym tylko wybranym celem lub hipotezą.

### **Cel 1. Ocena wpływu rodzaju włókniny i grubości warstwy filtracyjnej na skuteczność usuwania zanieczyszczeń stałych i rozpuszczonych oraz na wydatek filtrów**

Utylitarnym założeniem w ramach tego celu było wykazanie zadowalającej skuteczności nowej technologii oczyszczania wody i ścieków z zamiarem zastosowania jej w prostych systemach indywidualnych. Należało więc określić jedno z podstawowych uwarunkowań dla biofiltracji – rodzaj i grubość materiału filtracyjnego.

Pierwszy etap badań dotyczył wstępnego rozpoznania warunków zachodzących podczas przepływu ścieków przez filtr włókninowy, związanych ze skutecznością usuwania zanieczyszczeń i wskazanie do dalszych badań określonego rodzaju geowłókniny (4.2.1).

W badaniach zastosowano geowłókniny wykonane z polipropylenu - organicznego związku chemicznego, polimeru z grupy poliolefin. Kierowano się korzystnymi właściwościami tego materiału (znaczna odporność chemiczna, praktyczny brak zwilżalności, możliwość przeprowadzenia recyklingu po zakończeniu eksploatacji). W początkowym okresie tego eksperymentu w dwóch reaktorach badawczych umieszczono po dziewięć filtrów wykonanych z trzech typów geowłókniny o różnych grubościach (TS 10 o grubości 0,9 mm, TC/PP 300 o grubości 1,8 mm i TS 50 o grubości 1,9 mm). Ścieki użyte do badań pochodziły z pięcioosobowego gospodarstwa domowego. Oznaczenia zanieczyszczeń definiowane jako: chemiczne zapotrzebowanie na tlen ( $ChZT_{Cr}$ ),

pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_5$ ), azot ogólny, azot amonowy, fosfor ogólny, wykonywano dla ścieków filtrowanych przez sączi bibułowe (o średnicy porów 4 - 7  $\mu\text{m}$ ). Średnie wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach dopływających do filtrów były typowe dla odpływu z osadnika gnilnego w zakresie  $BZT_5$  i zawiesiny ogólnej, ale stosunkowo wysokie w odniesieniu do  $ChZT_{Cr}$  (stosunek  $ChZT_{Cr}/BZT_5 > 3$ ). Poziom ścieków w reaktorach zmieniał się w zakresie od 11 do 26 cm licząc od ich dna (tym samym również – od dolnej krawędzi filtrów).

W ciągu ostatnich siedmiu tygodni eksperymentu w ramach pierwszego etapu badań wydajność hydrauliczna filtrów wynosiła średnio: 3,2  $\text{cm d}^{-1}$  dla TS 50 oraz 4,1  $\text{cm d}^{-1}$  dla TC/PP 300 (4.2.1). Obserwowano znacznie większe i mniej stabilne wydatki hydrauliczne filtrów o najmniejszej grubości (0,9 mm). Stwierdzono istotną statystycznie różnicę w skuteczności usuwania azotu amonowego pomiędzy filtrami o zbliżonej grubości, wykonanymi z włókniny TS 50 i z włókniny TC/PP 300 (40,0% i 35,0%, odpowiednio), co było przesłanką dla zastosowania włókniny typu TS w dalszych badaniach.

Drugi etap badań miał za zadanie określenie zależności efektywności filtrów od grubości warstwy filtracyjnej (4.2.4) w możliwie szerokim jej zakresie dla rodzaju włókniny, którego przydatność i właściwości określono wstępnie w ramach pierwszego etapu badań. Przyjęto hipotezę badawczą, że grubość włókniny (warstwy filtracyjnej) ma wpływ na wydajność hydrauliczną, a co się z tym wiąże – czas kontaktu biomasy ze ściekami, dostęp tlenu i skuteczność usuwania zanieczyszczeń przynajmniej w zakresie związków organicznych. Badano włókniny wykonane z polipropylenu (TS 20) o grubości: 0,9 mm (1 warstwa), 3,6 mm (4 warstwy) i 7,2 mm (8 warstw), czyli w zakresie od jednej z najcieńszych grubości, stosowanej w praktyce - do grubości, dla której spodziewano się granicznej, minimalnej prędkości filtracji – rzędu 1,0  $\text{cm d}^{-1}$ . Podobny układ kilku warstw włókniny (czterech), ale wykonanej z poliestru, zastosowali Ren i in. (2010) w swoich badaniach nad separacją kłaczków osadu czynnego od ścieków oczyszczonych na odpływie z reaktora napowietrzanego. Zasadnicza różnica w stosunku do badań własnych polegała na tym, że w tych przytaczanych pierwsza warstwa włókniny (biorąc pod uwagę kierunek filtracji) funkcjonowała w warunkach tlenowych (napowietrzanie), a ostatnia - w warunkach niedoboru tlenu. W przypadku opisywanych badań sytuacja była odwrotna - pierwsza warstwa włókniny znajdowała się w warunkach niedoboru tlenu, a ostatnia - w warunkach tlenowych (kontakt z powietrzem atmosferycznym). Badania w trakcie etapu drugiego, podobnie jak podczas etapu pierwszego, prowadzono na ściekach odpływających z osadnika gnilnego, jednak pochodzących z innego źródła, a średnie stężenia wskaźników zanieczyszczeń w zakresie  $ChZT_{Cr}$ ,  $BZT_5$  i zawiesiny ogólnej były około dwukrotnie wyższe niż w poprzednim etapie ( $BZT_5$ : od 259 do 328  $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ ;  $ChZT_{Cr}$ : od 500 do 557  $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ ; azot amonowy: od 108 do 121  $\text{mg N-NH}_4 \text{ dm}^{-3}$ ). Oznaczenia zanieczyszczeń wykonywano, podobnie jak w pierwszym etapie badań, na ściekach filtrowanych przez sączi bibułowe. Ścieki były filtrowane przez filtry włókninowe przy zmiennym poziomie –

między 7 a 20 cm wysokości filtrów, co było związane z liczbą i objętością dawek ścieków oraz wydatkiem hydraulicznym filtrów (wpracowanych).

Efektywność usuwania związków organicznych wyrażonych jako  $ChZT_{Cr}$  była w tym etapie badań stosunkowo wysoka, zwłaszcza w przypadku filtrów ośmiowarstwowych -  $64,3 \pm 1,8\%$  (sporadycznie nawet 70-85%). Niższą sprawność ( $56,9 \pm 1,8\%$ ) zaobserwowano dla filtrów czterowarstwowych, a najniższą - dla filtrów dwuwarstwowych ( $48,3 \pm 2,1\%$ ). Pod względem usuwania  $BZT_5$  filtry ośmiowarstwowe były znacznie bardziej skuteczne od filtrów czterowarstwowych: odpowiednio  $78,9 \pm 2,4\%$  i  $63,3 \pm 3,6\%$ .

Skuteczność usuwania azotu amonowego przez większość okresu badań podczas tego etapu była niestabilna, a większość filtrów wykazywała w tym względzie znaczne wahania. Najwyższą skuteczność usuwania azotu amonowego uzyskały filtry ośmiowarstwowe -  $28,8 \pm 3,7\%$  (maksymalnie 55%). Niższą wydajność stwierdzono w przypadku filtrów czterowarstwowych -  $11,9 \pm 2,6\%$ , a najniższą i najbardziej niestabilną w czasie - dla filtrów dwuwarstwowych ( $7,7 \pm 3,8\%$ ). Podobnie skuteczność usuwania fosforu ogólnego była tym większa, im większa była grubość filtrów:  $21,4 \pm 3,3\%$ ,  $32,4 \pm 3,4\%$  i  $40,3 \pm 2,5\%$  (odpowiednio dla filtrów dwu-, cztero- i ośmiowarstwowych). Skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej podczas tego etapu badań była zmienna, chociaż okresowo wahała się w granicach 70–90%, to średnio była ona znacznie niższa ( $63,1 \pm 8,3\%$  dla filtrów czterowarstwowych i  $37,8 \pm 10,6\%$  dla filtrów ośmiowarstwowych). Sporadycznie obserwowane wysokie stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach odpływających z filtrów było związane raczej z odrywaniem się nadmiernej biomasy, a nie z zawiesiną pochodzącą ze ścieków dopływających na filtry, na co wskazywały okresowo wyższe stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie z filtrów niż jej stężenia w ściekach dopływających (4.2.4). Wysoką skuteczność usuwania cząstek zawieszonych (średnio 91,0%), oznaczanych jako mętność, uzyskano w badaniach nad usuwaniem substancji stałych (biomasy w postaci glonów) z oczek wodnych i małych zbiorników naturalnych przez filtry włókninowe (4.2.6). Wartości w odpływie nie przekraczały zazwyczaj 10 jednostek FAU (maksymalnie do 15). Podobnie wysoką skuteczność usuwania (średnio 91,5%) uzyskano w tych badaniach dla cząstek stałych oznaczanych jako zawiesina ogólna. Stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie z filtrów nie przekraczały zazwyczaj  $20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , przy średniej wartości w dopływie wynoszącej  $249 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

W trakcie tego etapu badań zaobserwowano pozytywny wpływ grubości filtra na skuteczność oczyszczania. Najwyższą skuteczność oczyszczania uzyskano dla filtrów o największej grubości dla wszystkich badanych wskaźników zanieczyszczeń rozpuszczonych, jednak ze względu na ograniczoną liczbę pomiarów i ich dużą zmienność, różnic tych nie udało się potwierdzić statystycznie (na poziomie ufności 5%). Filtry ośmiowarstwowe wykazały wysoką i względnie stabilną skuteczność usuwania zanieczyszczeń przy wydatku najbardziej stabilnym w czasie w porównaniu z innymi grubościami filtrów. Wyniki uzyskane podczas tego etapu badań wykazały możliwość jednoczesnego oczyszczania ścieków o stosunkowo znacznej skuteczności z zanieczyszczeń mechanicznych

i organicznych (rozpuszczonych) w warunkach tlenowych (w zakresie  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{BZT}_5$  i zawiesiny ogólnej). W trakcie tego etapu badań obserwowano wzrastającą z czasem rolę strefy ciągle nasyconej ściekami za sprawą podnoszenia się najniższego poziomu zwierciadła ścieków.

Stwierdzono także zmniejszenie wydajności hydraulicznej wraz ze wzrostem grubości filtra (4.2.4). Wynosiła ona średnio: dla filtrów dwuwarstwowych -  $8,1 \text{ cm d}^{-1}$ , dla filtrów czterowarstwowych -  $6,4 \text{ cm d}^{-1}$  oraz dla filtrów ośmiowarstwowych -  $5,8 \text{ cm d}^{-1}$  (w okresie badań maj - sierpień 2013 r.). W przypadku badań nad usuwaniem cząstek stałych z oczek wodnych i małych zbiorników naturalnych uzyskano średnie wydajności hydrauliczne trzech filtrów czterowarstwowych pomiędzy  $5,7$  a  $10,5 \text{ cm d}^{-1}$  (4.2.6).

Wobec przesłanek wskazujących na bardziej stabilną pracę filtrów przy mniejszych różnicach poziomu ścieków zaplanowano kolejny – trzeci etap badań (4.2.7), którego głównym celem była ocena przydatności filtrów włókninowych, pracujących w warunkach stałego poziomu ścieków, jako elementu indywidualnej oczyszczalni ścieków i ostateczne potwierdzenie wpływu grubości filtrów na skuteczność usuwania zanieczyszczeń.

Do badań użyto dwóch filtrów ośmiowarstwowych oraz jednego filtra czterowarstwowego o takiej samej konstrukcji jak filtry zastosowane w drugim etapie badań i opisane we wcześniejszych publikacjach (4.2.2; 4.2.3; 4.2.4). Średnie wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach dopływających do filtrów w tym etapie badań były zbliżone do wartości obserwowanych podczas etapu drugiego ( $\text{BZT}_5$ :  $149,4 \pm 22,9 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ ;  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ :  $377,1 \pm 23,0 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ ; zawiesina ogólna:  $166,8 \pm 20,1 \text{ mg dm}^{-3}$ ). Poziom ścieków przyjęto umownie jako stały, gdyż wahania pomiędzy poziomem przelewu i minimalnym poziomem wynosiły nie więcej niż  $5,0 \text{ cm}$  (przy poziomie maksymalnym, wynoszącym od  $32$  do  $35 \text{ cm}$ ).

W trakcie tego etapu badań zaobserwowano wyższą skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej przez oba filtry ośmiowarstwowe ( $79,3 \pm 3,9\%$ ), niż skuteczność wykazywana przez filtr czterowarstwowo ( $67,3 \pm 4,9\%$ ). Efektywności usuwania rozpuszczonych substancji organicznych oznaczanych jako  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  w tym etapie badań ( $76,0 \pm 2,4\%$  dla filtra ośmiowarstwowego nr 1 i  $75,1 \pm 3,2\%$  dla filtra ośmiowarstwowego nr 2 oraz  $69,5 \pm 3,2\%$  dla filtra czterowarstwowego) były wyższe od skuteczności stwierdzonych dla filtrów pracujących przy zmiennym poziomie ścieków - badanych podczas drugiego etapu. Zaobserwowano wyższe skuteczności usuwania zanieczyszczeń organicznych, wyrażonych jako  $\text{BZT}_5$  przez filtry ośmiowarstwowe ( $71,7 \pm 3,7\%$  i  $73,1 \pm 2,5\%$ ) niż przez filtr czterowarstwowo ( $51,3 \pm 5,9\%$ ). Różnicę tę potwierdzono statystycznie testem na różnicę średnich dla par wiązanych (Łomnicki 1999). Wyższą efektywność filtrów ze stałym poziomem piętrzenia ścieków w stosunku do filtrów ze zmiennym poziomem można tłumaczyć bardziej jednorodnym pokryciem filtrów przez biomasę w ich części górnej - co wynikało ze stałego kontaktu ze ściekami. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych, oznaczanych jako  $\text{BZT}_5$  przez filtry ośmiowarstwowe była niższa od uzyskanej dla filtrów nasypowych o dużej wysokości ( $0,9 \text{ m}$ ) wykonanej z geowłókniny

kokosowej (Mukkulath i in. 2011). Efektywności usuwania fosforu ogólnego w tym etapie badań (od 30% do 39%) były bardzo zbliżone do skuteczności obserwowanych podczas drugiego etapu. Nie stwierdzono usuwania azotu ogólnego, co było konsekwencją braku warunków odpowiednich dla denitryfikacji. Ocenę skuteczności oczyszczania przez filtry włókninowe utrudniała okresowa aktywność muchówek *Psychoda sp.*

W ostatnich kilku tygodniach prowadzonych badań prędkość filtracji filtrów ze stałym poziomem piętrzenia wynosiła średnio  $1,6 \pm 0,2 \text{ cm d}^{-1}$  dla filtra czterowarstwowego i  $1,1 \pm 0,1 \text{ cm d}^{-1}$  dla filtrów ośmiowarstwowych.

Wpływ grubości włókniny filtracyjnej na skuteczność usuwania zanieczyszczeń rozpuszczonych oraz wydatek filtrów, oprócz badań empirycznych potwierdziły również symulacje modelowe (4.2.8). Symulacje wykazały pozytywny wpływ grubości filtrów na skuteczność oczyszczania ze względu na zwiększenie średniego czasu retencji (czasu kontaktu ścieków z biomasą). Potwierdzono tym samym hipotezę B, że dzięki stosunkowo długiemu czasowi kontaktu ścieków z biomasą o wysokim stężeniu jest możliwe usuwanie organicznych zanieczyszczeń rozpuszczonych z relatywnie wysoką skutecznością.

Badania wykazały, że filtry zarówno ze zmiennym, jak i stałym poziomem zwierciadła ścieków mogą stanowić bardzo przydatną technologię, stanowiącą drugi stopień oczyszczalni indywidualnej (doczyszczanie odpływu z osadnika gnilnego), zwłaszcza w warunkach odprowadzania ścieków oczyszczonych do wód powierzchniowych (4.2.7). Obie grubości filtrów (ze stałym poziomem zwierciadła ścieków) spełniały wymogi rozporządzenia (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego) pod względem nieprzekraczania najwyższych dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w zakresie zawiesiny ogólnej i  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ , natomiast w odniesieniu do  $\text{BZT}_5$  maksymalne dopuszczalne wartości spełniały tylko filtry ośmiowarstwowe. Można zdaniem autora uznać, że filtry w skali technicznej będą spełniać wymogi rozporządzenia dla lokalizacji w ramach najmniejszych aglomeracji ( $2000 \leq \text{RLM} \leq 10000$ ) pod warunkiem zachowania optymalnych warunków ich pracy. Filtry mogą też służyć do przynajmniej mechanicznego oczyszczania wody z oczek wodnych lub małych zbiorników naturalnych. Opisane rezultaty i uwarunkowania stanowią pozytywną weryfikację hipotezy C.

## **Cel 2. Ocena koncentracji i struktury biomasy na powierzchni i wewnątrz warstwy filtracyjnej**

W systemach biologicznego oczyszczania ścieków skład i struktura biomasy, zwłaszcza żywej, odgrywa kluczową rolę jako czynnik oddziałujący wprost na procesy biochemiczne związane ze skutecznością usuwania zanieczyszczeń, oraz inne właściwości systemu, takie jak np. wydatek hydrauliczny (w przypadku ośrodków porowatych).

Rozpoznanie i ocena zawartości i struktury biomasy w różnych rodzajach geowłókniny, użytych jako filtry do oczyszczania ścieków odpływających z osadnika gnilnego było jednym z priorytetów w ramach pierwszego etapu badań (4.2.1).

W tym etapie badań zawartość suchej masy oznaczano jako średnią wartość dla całego przekroju warstwy filtracyjnej. Zaobserwowano istotną statystycznie różnicę między średnimi wartościami suchej masy zgromadzonej na filtrach różnego typu. Koncentracja suchej masy na filtrze wykonanym z geowłókniny TS 50 była ponad dwa razy większa niż na filtrze wykonanym z geowłókniny TC/PP 300 ( $73,5 \pm 7,6 \text{ mg cm}^{-3}$  i  $33,8 \pm 8,2 \text{ mg cm}^{-3}$ , odpowiednio), co potwierdzono statystycznie.

Łączna zawartość suchej masy dla całego przekroju poprzecznego włókniny filtracyjnej, określona podczas drugiego etapu badań, zwiększała się wraz z jej grubością (4.2.4) - od  $8,2 \pm 2,4$  do  $36,7 \pm 4,2 \text{ mg cm}^{-2}$ . Ilość biomasy nagromadzonej w filtrach czterowarstwowych ( $26,9 \pm 2,3 \text{ mg cm}^{-2}$ ) była zbliżona do uzyskanej w ramach innego doświadczenia:  $17,7 \text{ mg cm}^{-2}$  (Spychała i Nieć 2013). Podczas tego etapu badań najbardziej szczegółowo, pod względem zawartości suchej masy w poszczególnych warstwach, przebadano filtry czterowarstwowe - w strefie stale nasyconej ściekami (4.2.4). Na podstawie analizy preparatów mikroskopowych i zawartości suchej masy stwierdzono, że największa ilość biomasy znajdowała się w pierwszej warstwie (odściekowej) filtrów każdej badanej grubości, co jest typowe dla ośrodków porowatych o stosunkowo małych rozmiarach porów. Zawartość suchej masy w pierwszej warstwie wynosiła od  $11,9$  do  $15,0 \text{ mg cm}^{-2}$ , przy czym około 40-50% stanowił placek filtracyjny. W pozostałych trzech warstwach zawartości suchej masy nie różniły się znacząco - wahały się w granicach od  $4,0$  do  $7,0 \text{ mg cm}^{-2}$ . W strefie stale nasyconej ściekami (poniżej minimalnego poziomu ich zwierciadła) zawartość suchej masy charakteryzowała się mniejszą zmiennością niż w strefie okresowo nasyconej ściekami (gdzie poziom zwierciadła ścieków był zmienny). W trakcie tego etapu badań obserwowany pozytywny wpływ grubości warstwy filtracyjnej na skuteczność oczyszczania związany był z zawartością biomasy, wzrastającą wraz z grubością warstwy filtracyjnej.

Podobnie jak w drugim etapie – również podczas trzeciego etapu badań (w warunkach stałego poziomu piętrzenia) - sucha masa całkowita łącznie dla wszystkich warstw filtracyjnych zwiększała się wraz ze wzrostem grubości filtra od  $18,6 \pm 0,4$  do  $27,9 \pm 2,2 \text{ mg cm}^{-2}$  (odpowiednio dla filtrów cztero- i ośmiowarstwowych). Zawartość suchej masy w pierwszej warstwie stanowiła od 30% do 53% sumy dla wszystkich warstw włókniny czterowarstwowej oraz od 47% do 57% sumy dla wszystkich warstw włókniny ośmiowarstwowej (4.2.5). Rozkład suchej masy w poszczególnych warstwach włókniny był zbliżony do tego, który obserwowany był w ramach drugiego etapu badań. Zróżnicowanie wyglądu poszczególnych warstw włókniny zaobserwowali również Ren i in. (2010), jednak warto zauważyć, że kłaczkosy osadu czynnego poddawane w ich badaniach separacji na włókninach charakteryzowały się stosunkowo dużymi rozmiarami, co skutkowało zatrzymaniem zdecydowanej większości ich masy już na powierzchni pierwszej warstwy.

Sucha masa placka filtracyjnego była tym większa, im większa była grubość filtrów i stanowiła od około 10% do około 20% całości suchej masy znajdującej się na powierzchni i wewnątrz filtra. Za sprawą swojej dużej gęstości i małej porowatości placek filtracyjny miał istotny wpływ na zmniejszenie wydatku (stosunek współczynnika filtracji filtra bez placka filtracyjnego do współczynnika filtracji filtra z plackiem filtracyjnym wyniósł od 1,6 do 2,8), co zostało potwierdzone statystycznie testem na różnicę średnich.

Do określenia wielkości cząstek i struktury biomasy oraz porowatości rzeczywistej włókniny zasiedlonej biomasą podczas pierwszego etapu badań (geowłóknina TS 50, **4.2.1**) i podczas etapu drugiego stosowano: skaningową mikroskopię elektronową (SEM), którą wraz z przygotowaniem preparatów i rejestrowaniem obrazu wykonywano we współpracy z Katedrą Anatomii Zwierząt na Wydziale Hodowli i Biologii Zwierząt Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu w siedzibie tej katedry. Skaningowa mikroskopia elektronowa była wcześniej wykorzystywana przez innych autorów do obserwacji materii zgromadzonej na powierzchni i wewnątrz włókniny (Korkut i in. 2006, Yaman i in. 2006, An i in. 2009). Zastosowano również laserową mikroskopię konfokalną (współpraca z Uniwersytetem im. Adama Mickiewicza w Poznaniu) oraz analizę obrazu z użyciem programów ImageJ i Motic Images Plus 2.0.

W składzie biomasy pokrywającej warstwę filtracyjną w postaci placka filtracyjnego na uwagę zasługuje znacząca zawartość cząstek wydłużonych (włóknistych), których liczebność wahała się od  $5,0 \cdot 10^2$  cząstek na jeden  $\text{cm}^2$  (krótki czas filtracji) do  $3,0 \cdot 10^4$  cząstek na jeden  $\text{cm}^2$  (długi czas filtracji) (**4.2.5**). Wyniki te były zbieżne z uzyskanymi wcześniej w ramach innych badań (Spychała i in. 2013), gdzie wskazano, że cząstki te mogą odgrywać istotną rolę w kształtowaniu się placka filtracyjnego i wpływać na jego wydatek ze względu na ich niską podatność na biodegradację, a także możliwość zatrzymywania drobniejszych cząstek.

Określona w ramach pierwszego etapu badań średnia porowatość dla głębokości warstwy filtracyjnej pomiędzy 0,6 mm a 1,9 mm wynosiła 61% (**4.2.1**). Włókna włókniny mają bardzo dużą powierzchnię czynną (nawet do około  $1,0 \cdot 10^4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ ), dzięki czemu biomasa pokrywająca te powierzchnie może uzyskać bardzo wysokie zagęszczenie – od 70 do 90  $\text{kg m}^{-3}$ . Biomasa nie ma jednak postaci ciągłej (błony biologicznej), a raczej postaci ziarnistej, dzięki czemu zachodzi omywanie jej drobnych cząstek, utwierdzonych na rusztowaniu włókien, przez ścieki. Jednocześnie cząstki biomasy znajdują się w warunkach stałego dopływu substratów oraz odpływu produktów przemiany materii. Kontakt biomasy z substratem może być w takiej sytuacji bardzo efektywny.

Dzięki stosunkowo dużej koncentracji biomasy na powierzchni i wewnątrz warstwy filtracyjnej, o czym świadczyła znacznie niższa od wyjściowej porowatość rzeczywista wynosząca od około 60% do nieco ponad 80% (**4.2.1**; **4.2.8**) oraz dzięki niewielkim rozmiarom cząstek, a tym samym przestrzeni pomiędzy cząstkami, uzyskano zwiększenie oporów hydraulicznych, zmniejszenie współczynnika filtracji oraz prędkości i wydatku filtracji, a także wydłużenie czasu retencji. Na skutek tych uwarunkowań możliwe było



uzyskanie stosunkowo wysokich skuteczności usuwania rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych oraz cząstek stałych, oznaczanych jako zawiesina ogólna (4.2.7) lub mętność (4.2.6). Opisane rezultaty i uwarunkowania stanowią pozytywną weryfikację hipotez A i C.

### **Cel 3. Rozpoznanie składu mikroflory i mikrofauny zasiedlającej filtry włókninowe**

Do momentu rozpoczęcia opisywanych badań własnych nie odnotowano opublikowanych wyników badań dotyczących składu mikrobiologicznego biomasy filtrów włókninowych.

Wobec stosunkowo wysokiej skuteczności usuwania zanieczyszczeń i korzystnych warunków eksploatacji celowe było lepsze zrozumienie procesów i czynników biologicznych dla ewentualnego zastosowania tej technologii w pełnej skali technicznej. Rozpoznanie składu i różnorodności biologicznej w powiązaniu z warunkami technologicznymi powinno być pomocne przy projektowaniu oraz eksploatacji tych systemów oraz umożliwia zidentyfikowanie organizmów wskaźnikowych.

W związku z powyższym, przeprowadzono badania, których celem była identyfikacja ogólnej liczby bakterii w przekroju poprzecznym włókniny (warstwy filtracyjnej), oraz określenie udziału bakterii autotroficznych, w ogólnej liczbie mikroorganizmów (4.2.1; 4.2.2). W celu określenia liczby heterotrofów oraz zawartości suchej masy na powierzchni i wewnątrz włókniny wycinano skrawki włókniny, które pobierano z dwóch obszarów filtra - strefy włókniny stale nasyconej ściekami oraz ze strefy okresowo nasyconej ściekami.

Podczas pierwszego etapu badań, ogólną liczbę bakterii oznaczano metodą najbardziej prawdopodobnej liczby w jednym gramie mokrej biomasy - metodą posiewu i inkubacji, a następnie odczytu z tablic prawdopodobieństwa. Liczbę bakterii nityfikacyjnych utleniających amoniak oraz liczbę bakterii nityfikacyjnych, utleniających azotyny określono również metodą posiewu i inkubacji, lecz z zastosowaniem reakcji barwnej oraz odczytu z tablic prawdopodobieństwa. Oznaczenia ogólnej liczby bakterii wykonano w Zakładzie Mikrobiologii na Wydziale Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

W drugim etapie badań liczbę heterotrofów określano na podstawie jednostek tworzących kolonie (jtk, ang. CFU), inkubowanych na mikrobiologicznym podłożu selektywnym, techniką posiewu płytkowego, zgodnie z metodyką podaną przez Kańską i in. (2001). Jako autotrofy identyfikowano bakterie pierwszej fazy nityfikacji - utleniające amoniak oraz bakterie drugiej fazy nityfikacji - utleniające azotyny do azotanów. Do identyfikacji wykorzystywano technikę fluorescencyjnej hybrydyzacji in situ (FISH), przy czym zastosowano gotowe zestawy analityczne pod handlową nazwą Nitri - VIT®, zgodnie z procedurą podaną przez producenta. Ocenę wykonano przy użyciu konfokalnego laserowego mikroskopu skaningowego we współpracy z Wydziałową Pracownią Mikroskopii Elektronowej i Konfokalnej, na Uniwersytecie im. A. Mickiewicza w Poznaniu.

Podczas pierwszego etapu badań zagęszczenie bakterii heterotroficznych na powierzchni włókniny filtracyjnej wynosiło od  $8,7 \cdot 10^4$  jtk  $\text{cm}^{-2}$  do  $5,8 \cdot 10^6$  jtk  $\text{cm}^{-2}$ , a w przeliczeniu na objętość warstwy filtracyjnej - od  $3,1 \cdot 10^6$  jtk  $\text{cm}^{-3}$  do  $1,2 \cdot 10^7$  jtk  $\text{cm}^{-3}$ .

Podczas drugiego etapu badań stwierdzono liczebności porównywalne z pierwszym etapem i również stosunkowo dużą zmienność liczebności bakterii heterotroficznych zidentyfikowanych jako jtk – pomiędzy  $7,4 \cdot 10^5$  a  $3,8 \cdot 10^6$  średnio na centymetr kwadratowy włókniny. Największe zagęszczenie bakterii heterotroficznych ( $3,8 \cdot 10^6 \pm 1,1 \cdot 10^6$  jtk na centymetr kwadratowy włókniny) zaobserwowano podczas tego etapu badań w pierwszej (po stronie odściekowej) warstwie filtra włókninowego. Obserwowana liczebność bakterii utleniających amoniak była mała i charakteryzowała się dużą zmiennością (od 32% do 53% w ostatniej warstwie filtracyjnej), co stanowiło kilka do kilkunastu procent wszystkich bakterii zasiedlających filtr. Sporadycznie obserwowano znacznie większe liczebności tej grupy. Na obecność bakterii nityfikacyjnych pierwszej fazy wskazywała również okresowo dość wysoka skuteczność usuwania azotu amonowego przy wystarczającym dla przebiegu tego procesu stężeniu tlenu rozpuszczonego po stronie odpowietrznej filtrów i w ściekach odpływających z filtrów. Mimo kilkunastu analiz wykonanych w technice FISH, tylko sporadycznie uzyskiwano identyfikację bakterii utleniających amoniak. Podczas tego etapu badań w żadnej z badanych próbek nie zaobserwowano natomiast bakterii utleniających azoty do azotanów.

Wykonano również badania mające na celu określenie liczebności i charakterystykę wyższych form taksonomicznych, takich jak: pierwotniaki (*Protista*), wrotki (*Rotifera*), nicienie (*Nematoda*) oraz formy nitkowate w przekroju warstwy filtracyjnej (4.2.3). Identyfikacja pierwotniaków była istotna ze względu na to, że jest to grupa w dużej mierze odpowiedzialna za regulowanie liczebności bakterii i uważana za bioindykator określonych cech lub zależności w obrębie taksonów biocenozy osadu czynnego i błony biologicznej. Zdecydowano, że badania będą przeprowadzone podczas drugiego etapu, dla strefy stale nasyconej ściekami (poniżej minimalnego poziomu ścieków), gdyż obserwowano wzrastającą z upływem czasu eksploatacji filtrów rolę filtracji w tej strefie. Miało to związek z podnoszeniem się minimalnego poziomu zwierciadła ścieków.

Do identyfikacji i oznaczania liczebności pierwotniaków i tkankowców pobierano wycinki włókniny filtracyjnej o powierzchni  $0,9 - 2,3 \text{ cm}^2$ , z wysokości 5-7 cm od dna filtra. Organizmy zliczano przyżyciowo, bez barwienia, przy użyciu komory zliczeniowej typu Fuchs-Rosenthal, używając mikroskopu świetlnego przy powiększeniach 100x i 400x.

Liczba obserwowanych grup organizmów eukariotycznych była związana z ich rozmiarem, ruchliwością i poziomem troficznym w biocenozie. Najbardziej licznymi grupami były swobodnie pływające i pełzające orzęski (*Ciliata*):  $4,1 \cdot 10^4 \pm 0,7 \cdot 10^4 \text{ cm}^2$ , nieco mniej liczną – orzęski osiadłe:  $3,1 \cdot 10^4 \pm 1,5 \cdot 10^4 \text{ cm}^2$ , a najmniej liczną – nicienie:  $8,3 \cdot 10^3 \pm 9,1 \cdot 10^2 \text{ cm}^2$ . Wartości pojedynczych zliczeń w ramach wszystkich grup były silnie zróżnicowane w czasie i przestrzeni. Duże liczby osobników i grup systematycznych wskazywały na złożoność i zaawansowany rozwój – sukcesję ekologiczną (w kierunku

homeostazy). Orzęski z rodzaju *Opercularia sp.* były najliczniej rozpowszechnione wśród obserwowanych osiadłych orzęsków, zwłaszcza w ostatniej (biorąc pod uwagę kierunek filtracji) warstwie włókniny i na jej powierzchni. Ich obecność w dużej liczbie uważana jest za związaną z wysoką efektywnością oczyszczania ścieków w ramach technologii osadu czynnego oraz stężeniem tlenu rozpuszczonego około  $1,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$  (Klimowicz 1983). Swobodnie pływające i pełzające orzęski wykazywały tendencję zmniejszania liczebności wraz z głębokością przekroju poprzecznego, a różnice pomiędzy poszczególnymi warstwami zostały potwierdzone statystycznie. Zmienność liczebności określonych grup organizmów była prawdopodobnie związana z lokalnymi warunkami stresowymi, na których występowanie wskazywała również obecność cyst, a także fluktuacje liczebności bakterii utleniających amoniak. Stwierdzono silną okresową perforację placka filtracyjnego i wnętrza warstwy filtracyjnej spowodowaną przez larwy muchówek z rodziny ćmiankowate (*Psychodidae*), rodzaju *Psychoda sp.* oraz przez nicienie (4.2.3; 4.2.7). Skład pierwotniaków i wyższych form mikroorganizmów zasiedlających włókninę filtracyjną był zbliżony do składu w innych reaktorach z biomasą utwardzoną na materiale porowatym. Struktura taksonomiczna była rozbudowana - reprezentowana przez kilka poziomów, czemu sprzyjała dostępność tlenu. Z drugiej strony duża zmienność liczebności osobników w czasie i przestrzeni była związana z lokalnymi warunkami stresowymi i dużą ruchliwością niektórych z nich. To przemieszczanie się, powodujące perforację wewnątrz włókniny i placka filtracyjnego znajdującego się na jej powierzchni, przeciwdziałało kolmatacji włókniny. Interesującą rolę w tym kontekście odgrywały larwy muchówek *Psychoda sp.*, a ich aktywność można uznać za jeden z głównych czynników zapobiegania kolmatacji. Istnieje wiele doniesień literaturowych o pełnieniu takiej funkcji przez te organizmy w systemach oczyszczania ścieków o stosunkowo dużych wielkościach porów, takich jak klasyczne złoża zraszane (Gray 2004). Opisane rezultaty i uwarunkowania stanowią pozytywną weryfikację hipotezy A.

#### **Cel 4. Określenie uwarunkowań technologicznych i technicznych w kontekście podstawowych procesów towarzyszących filtracji**

Ze względu na wykazaną relatywnie wysoką skuteczność usuwania rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych ( $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{BZT}_5$ ) i cząstek stałych (oznaczanych jako zawiesina ogólna lub mętność), oraz możliwość praktycznego zastosowania badanego systemu w skali technicznej (4.2.7) zaistniała potrzeba określenia optymalnych warunków technologicznych i technicznych dla pracy filtrów włókninowych. Do podstawowych uwarunkowań w tym zakresie zaliczyć można: czas rozruchu (hydraulicznego i biologicznego), wydajność (wydatek hydrauliczny), obciążenie ładunkiem, częstotliwości ewentualnego usuwania osadu nadmiernego lub czyszczenia (płukania) filtrów. Powyższe uwarunkowania są ściśle związane z procesami biochemicznymi i mechanicznymi towarzyszącymi przepływowi ścieków przez filtry włókninowe.

W przypadku badań nad filtrami o zmiennym poziomie ścieków czas wpracowania hydraulicznego określono na około 2-3 miesiące; czynnikami strukturalnymi, które miały istotne znaczenie w kontekście zmiennego poziomu ścieków były: niejednorodność struktury, porowatości i wielkości porów włókniny. Czas wpracowania biologicznego dla usuwania związków organicznych wyniósł dla warunków zmiennego poziomu ścieków około 3-4 miesiące.

Dłuższego czasu wpracowania wymagało usuwanie azotu amonowego, tj. około 4-5 miesięcy (4.2.4).

Badania prowadzono stosując kilka długości przerw pomiędzy dawkami (od 1 do 12 godzin na dobę) (4.2.4). Z długości przerw, które stosowano, najbardziej korzystne okazały się przerwy czterogodzinne (sześć przerw na dobę), gdyż z jednej strony są one stosunkowo długie, dzięki czemu głębsza jest dyfuzja tlenu z powietrza, a z drugiej strony - nie stwarzają niebezpieczeństwa wysychania biomasy.

Podczas badań pierwszego i drugiego etapu (ze zmiennym poziomem ścieków) obserwowano pewną niestabilność skuteczności oczyszczania, związaną między innymi ze zmiennymi warunkami w odsłanianej przez ścieki górnej strefie filtra (przesuszenie). Badania podczas trzeciego etapu prowadzono przy poziomie piętrzenia ścieków wynoszącym maksymalnie 35 cm (głębokość zwierciadła ścieków po stronie odściekowej filtrów).

Pod koniec drugiego etapu badań obciążenie biomasy ładunkiem substancji organicznych (wyrażonym jako BZT<sub>5</sub>) dla reaktora o najwyższej skuteczności wynosiło od 0,04 do 0,07 mg O<sub>2</sub> mg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, przy prędkości filtracji około 4,0 - 5,0 cm d<sup>-1</sup> (4.2.4). Obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń poniżej 0,1-0,2 mg O<sub>2</sub> mg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> daje, według danych literaturowych (Imhoff i Novotny 1989), możliwość usuwania związków organicznych z wysoką skutecznością.

W ramach poszczególnych etapów badań dość znacząco zmieniały się wydatki filtrów, na co miały wpływ liczne czynniki, do których zaliczyć można między innymi: czas pracy filtrów, warunki pracy (stały lub zmienny poziom ścieków), nieprzewidziane przerwy w dawkowaniu (awarie) oraz temperaturę otoczenia.

Najniższe wartości prędkości filtracji stwierdzono podczas kilku ostatnich tygodni trzeciego etapu badań ( $1,1 \pm 0,1$  cm d<sup>-1</sup> dla filtrów ośmiowarstwowych i  $1,6 \pm 0,2$  cm d<sup>-1</sup> dla filtra czterowarstwowego) (4.2.7). Wydatki określone podczas tego etapu badań odpowiadały określonym prędkościom przepływu i współczynnikom filtracji, co wykazano pomiarami doświadczalnymi i symulacjami modelowymi (4.2.9). W ramach pomiarów doświadczalnych przeprowadzono testy dla reżimu zmiennego i stałego (mało zmiennego) poziomu ścieków. Wydatki obserwowane w ramach testu ze zmiennym poziomem ścieków były znacząco zależne od zróżnicowanych wartości przewodności hydraulicznej poziomych stref warstwy filtracyjnej. Warstwy wyżej położone wykazywały wartości znacząco wyższe od warstw niżej położonych. Skutkowało to znaczącym spadkiem poziomu ścieków w reaktorze w początkowym okresie po wprowadzeniu dawki. Podczas testu ze stałym poziomem ścieków, ze względu na zbliżone wartości współczynnika filtracji różnych poziomów filtra,

nie obserwowano już tak wyraźnego tempa opadania zwierciadła ścieków w początkowej fazie po zaaplikowaniu dawki, co potwierdzono również symulacją modelową (4.2.9). Zaproponowany model matematyczny odzwierciedla znaczący wpływ przepuszczalności włókniny na różnych poziomach filtra oraz częstotliwości dawkowania na wydatek filtrów włókninowych. Stosunkowo mały wydatek filtrów był skutkiem wysokiego stężenia biomasy i małej jej porowatości oraz małych rozmiarów rzeczywistych porów, zwłaszcza w rejonie strefy odściekowej warstwy filtracyjnej (placek filtracyjny). Dzięki temu jednak uzyskiwano wysoką skuteczność usuwania cząstek stałych w procesie cedzenia. Przyrost biomasy i akumulacja materii (głównie zawiesin, ale również części koloidów) powoduje znaczne zmniejszenie rzeczywistej wielkości porów nawet kilkunasto- lub kilkudziesięciokrotnie, co oznacza, że rzeczywisty wymiar porów częściowo zakolmatowanej geowłókniny wynosi kilka mikrometrów lub nawet (miejscowo) mniej - poniżej 1  $\mu\text{m}$ . Jest to wymiar porównywalny z zakresem przyjętym dla klasycznej mikrofiltracji. Tutaj jednak stosuje się stosunkowo wysokie ciśnienia (0,1 - 0,3 MPa) i uzyskuje dzięki nim wysokie prędkości filtracji - kilka do kilkunastu  $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ .

Niezależnie do sposobu zasilania filtrów ich prędkość filtracji po kilkunastomiesięcznym czasie eksploatacji należy określić na 1 - 3  $\text{cm d}^{-1}$ , co przy średniej ilości ścieków wynoszącej 90  $\text{dm}^3$  od jednej osoby w ciągu doby oznacza zapotrzebowanie 3 - 9  $\text{m}^2$  powierzchni filtracyjnej na jedną osobę, czyli od 12 do 36  $\text{m}^2$  na rodzinę czterosobową. Dla czterech osób potrzebne jest od 15 do 45 filtrów (o wymiarach w rzucie z góry: 1,0 x 0,01 m, wysokości - 0,4 m i powierzchni filtracyjnej pojedynczego filtra wynoszącej 0,8  $\text{m}^2$ ).

Korzystnym efektem towarzyszącym zmniejszeniu wydatku filtrów była zwiększona i bardziej stabilna skuteczność usuwania zanieczyszczeń (4.2.4). Zmniejszanie się wydatku filtrów wraz z obniżeniem poziomu ścieków jest z punktu widzenia ich wydajności niekorzystne, natomiast jest to pewna zaleta pod względem eksploatacyjnym. Przy zmniejszonym natężeniu dopływu ścieków lub jego braku (kilka dni) w reaktorze pozostaje około 10-15 cm ścieków, które „podtrzymują” warunki bytowania biomasy w dolnej strefie filtrów i powodują podsiąk kapilarny na wysokości kilku centymetrów.

Zarówno przy zmiennym, jak i stałym, poziomie ścieków stwierdzono, że filtry pracowały, przynajmniej w pewnej strefie (odpowietrznej), w warunkach tlenowych, co potwierdzono pomiarami stężenia tlenu rozpuszczonego (4.2.8), obecnością bakterii nitryfikacyjnych (głównie utleniających amoniak) oraz okresowym usuwaniem azotu amonowego. Stężenia tlenu rozpuszczonego w przekroju poprzecznym warstwy filtracyjnej, stwierdzone w ramach badań empirycznych, wykazywały znaczący wzrost w kierunku przepływu ścieków – od strony odściekowej warstwy filtracyjnej (warstwa zanurzona w ściekach odpływających z osadnika gnilnego, pozbawionych tlenu) – do strony odpowietrznej (kontakt zwilżonej ściekami powierzchni filtracyjnej z powietrzem atmosferycznym). Pomiary tlenu rozpuszczonego wykazały stężenia od 0,1-0,2  $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$  w ściekach bezpośrednio przy powierzchni odściekowej do 0,8-1,2  $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$  - w ściekach

spluwających po powierzchni warstwy ociekowej (odpowietrznej) (4.2.8). W ściekach oczyszczonych, kapiących z filtrów, stwierdzono stężenia tlenu rozpuszczonego ponad 6,0 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup> (4.2.1). Stężenia tlenu dla porównywalnych miejsc w przekroju poprzecznym filtrów o liczbie warstw 4 i 8 były zbliżone. Obserwowane wartości stężenia tlenu rozpuszczonego można wytłumaczyć kierunkiem filtracji przeciwnym do kierunku dyfuzji tlenu atmosferycznego do ścieków i żywej biomasy, limitującym stężenie po stronie odściekowej i umożliwiającym stosunkowo intensywny kontakt ścieków z powietrzem po stronie odpowietrznej, gdzie warstwa filtracyjna jest tylko zwilżona ściekami lub pokryta cienką warstwą ścieków spluwających po powierzchni. Opisane zjawisko pośrednio potwierdziła również obecność po stronie odpowietrznej bakterii utleniających amoniak (4.2.2) oraz orzęsków pływających (4.2.3), jako mikroorganizmów preferujących warunki tlenowe. Dostępności tlenu przez powierzchnię odpowietrzną warstwy filtracyjnej sprzyjały niskie natężenia odpływu wykazane badaniami empirycznymi i modelowymi (4.2.9). Znaczące dotlenienie uzyskano również w przypadku filtrowania wody z oczka wodnego przez filtry włókninowe - około 4 mg dm<sup>-3</sup> (4.2.6). Empirycznie określone wartości stężeń tlenu rozpuszczonego wykorzystano w symulacjach modelowych (4.2.2; 4.2.8). Uzyskanie warunków tlenowych - nawet w ograniczonym zakresie - umożliwia przebieg tlenowych procesów oczyszczania i sprzyja stosunkowo wysokiej ich skuteczności, zapobiega także zagniwaniu ścieków oczyszczonych. Wielokrotnie potwierdzono w ramach prowadzonych badań, że włóknina i warstwa placka filtracyjnego od strony ściekowej, mimo znacznej grubości, nigdy nie wykazywała oznak warunków beztlenowych - stężenie tlenu tuż pod powierzchnią włókniny wynosiło około 0,15-0,3 mg dm<sup>-3</sup>, a obserwowany kolor placka filtracyjnego na powierzchni włókniny był zawsze szary lub brązowo-szary (nie czarny), natomiast zapach biomasy - ziemisty (a nie gnilny). Opisane powyżej wyniki badań stanowią pozytywne zweryfikowanie hipotezy B.

Filtry o stałym poziomie zwierciadła ścieków wykazały pewną przewagę nad filtrami ze zmiennym poziomem ścieków pod względem bardziej stabilnej skuteczności usuwania zanieczyszczeń organicznych (aczkolwiek nie potwierdziła tego analiza statystyczna), mniejszej zmienności stężeń zanieczyszczeń w odpływie oraz odporności na wysychanie.

Badania wykazały, że przy użyciu opisanej technologii, można uzyskać stosunkowo wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych (oznaczanych jako ChZT<sub>Cr</sub> i BZT<sub>5</sub>) (4.2.7). Z praktycznego punktu widzenia skuteczności oczyszczania uzyskiwane przez filtry ze zmiennym i stałym poziomem ścieków oznaczają możliwość ich wykorzystania zarówno jako samodzielnych systemów (dla ścieków odpływających z osadnika gnilnego), jak i też systemów podczyszczania ścieków przed ich odprowadzaniem do ziemi. Efektywność oczyszczania, wynosząca około 70-80%, jest wystarczająca dla spełnienia warunków rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Rozporządzenie...2014, Spychała i Mazurkiewicz 2016). Doczyszczanie ścieków

odpływających z osadnika gnilnego z taką skutecznością daje możliwość zmniejszenia powierzchni rozsączania w przypadku odprowadzania ścieków do ziemi lub ich dalszego doczyszczania na filtrach gruntowych (np. piaskowych) o około 40% w stosunku do systemu przyjmującego ścieki bezpośrednio po osadniku gnilnym (Laak 1986).

Inaczej niż w przypadku związków organicznych przedstawiała się skuteczność usuwania przez filtry włókninowe związków biogenych (związków azotu i związków fosforu). Wyniki badań nie były jednoznaczne – uzyskiwano okresowo nieznaczne usuwanie azotu ogólnego (do kilku procent) oraz sporadycznie - azotu amonowego (do 29%). Usuwanie związków fosforu, głównie w formie fosforanów, przebiegało również z bardzo zmienną skutecznością (do 40%). Zachowanie ciągłości procesów nityfikacji, a w sprzyjających warunkach również denityfikacji utlenionych form azotu i ich znaczącej efektywności, utrudniały zmienne warunki panujące w filtrach oraz w reaktorze. Wydaje się, że utrzymanie stabilnych warunków zasilania, przepływu oraz kontroli osadu w reaktorze mogłoby zwiększyć skuteczność usuwania azotu amonowego. W trakcie badań zaobserwowano, że zarówno filtry ze zmiennym, jak i stałym, poziomem ścieków pokrywa placek filtracyjny o małej spoistości, podatny na odpadanie ze względu na pionowo usytuowaną warstwę filtracyjną. Dzięki temu filtry te są mało podatne na kolmatację (mogą działać bez płukania co najmniej od roku do dwóch lat) natomiast ewentualne płukanie można przeprowadzić w prosty sposób – omywając powierzchnię filtrów strumieniem wody. Z kolei dla utrzymania wysokiej skuteczności usuwania związków organicznych oraz nityfikacji wskazane jest okresowe usuwanie osadu z dna reaktora.

## **Podsumowanie**

Do najważniejszych osiągnięć ww. prac, stanowiących oryginalny wkład w dyscyplinę naukową – ochrona i kształtowanie środowiska, zaliczam:

1. wykazanie, że tlenowy rozkład rozpuszczonych związków organicznych z relatywnie wysoką skutecznością jest możliwy dzięki wystarczającemu stężeniu tlenu rozpuszczonego w wodzie lub ściekach przepływających w bezpośrednim sąsiedztwie biomasy utwierdzonej na włókninie filtracyjnej oraz dzięki małej prędkości przepływu przy dużej powierzchni dyfuzji tlenu z powietrza atmosferycznego,
2. wykazanie, że wysoką skuteczność oczyszczania mechanicznego wody i ścieków na filtrach włókninowych uzyskuje się dzięki zmniejszeniu efektywnej wielkości porów warstwy filtracyjnej na skutek wysokiego stężenia biomasy i akumulacji zawiesin,
3. scharakteryzowanie składu mikroflory i mikrofauny biomasy zasiedlającej filtry włókninowe, oraz wykazanie, że dostosowuje się ona koncentracją, strukturą i składem do warunków jej rozwoju w czasie, takich jak: ciśnienie hydrostatyczne, stężenie tlenu, porowatość, struktura powierzchniowa i wewnętrzna włókniny filtracyjnej pokrytej biomasą,
4. określenie charakterystycznych właściwości biomasy zasiedlającej filtry włókninowe

(niejednorodna, ziarnista struktura wewnątrz włókniny, bardziej jednorodna i silniej zagęszczona, a mimo to łatwa do odspojenia struktura płacka filtracyjnego na powierzchni filtra),

5. ocenienie wpływu rodzaju włókniny na skuteczność usuwania zanieczyszczeń stałych i rozpuszczonych oraz wykazanie, że grubość warstwy filtracyjnej wpływa pozytywnie na skuteczność usuwania rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych i zawiesin, a negatywnie na wydatek hydrauliczny filtrów, przy czym jest on nawet dla najgrubszej badanej warstwy akceptowalny z praktycznego punktu widzenia,
6. rozpoznanie podstawowych procesów fizycznych i biochemicznych towarzyszących filtracji przez włókninę ścieków bytowych, mechanicznie podczyszczonych oraz właściwości hydraulicznych filtrów włókninowych (np. współczynnik filtracji włókniny zasiedlonej biomasą), które mogą być również wykorzystywane jako parametry modelowe i projektowe,
7. opracowanie - po raz pierwszy w Polsce i na świecie - nowej technologii i konstrukcji reaktora z filtrami włókninowymi, z wykorzystaniem ciśnienia hydrostatycznego w warunkach tlenowych, uzyskanych dzięki naturalnej wentylacji; zaproponowana technologia oczyszczania ścieków polega na ich filtracji przez włókninę przy zachowaniu możliwie najkorzystniejszych warunków: bardzo wysokiego stężenia biomasy przy małych prędkościach przepływu, co przy pionowej orientacji warstwy filtracyjnej i dostępie powietrza atmosferycznego do jednej z jej stron umożliwia przebieg procesów tlenowych dzięki dyfuzji tlenu z powietrza atmosferycznego; wykonane badania charakteryzuje wysoki potencjał aplikacyjny - możliwość zastosowania osiągniętych wyników w praktyce; technologię przebadano w skali półtechnicznej i może ona znaleźć zastosowanie w odniesieniu do oczyszczania lub podczyszczania małych ilości ścieków bytowych lub wód zanieczyszczonych, zastosowanie technologii przed odprowadzaniem ścieków do gruntu zmniejsza ryzyko jego kolmatacji; połączenie badań naukowych z wymiarem aplikacyjnym można uznać za szczególnie cenne,
8. określenie uwarunkowań technologicznych i technicznych w kontekście podstawowych procesów towarzyszących filtracji ścieków bytowych przez włókniny.

#### **Literatura:**

1. Alimahmoodi M., Yerushalmi L., Mulligan C. N. (2012) Development of biofilm on geotextile in a new multi-zone wastewater treatment system for simultaneous removal of COD, nitrogen and phosphorus. *Bioresource Technol.*, 107, 78–86
2. An Y., Wang Z., Wu Z., Yang D., Zhou Q. (2009) Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chem. Eng. J.*, 155, 709–715
3. Biernacka E. (2009) Quo vadis dyscyplino „kształtowanie środowiska”? *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z. 540, 15-23
4. Bourgès-Gastaud S., Stoltz G., Sidjui F., Touze-Foltz N. (2014) Nonwoven geotextiles to filter clayey sludge: An experimental study. *Geotext. Geomembrane* 42, 214-223



5. Crites R., Lekven C., Wert S., Tchobanoglous G. (1997) A decentralized wastewater system for a small residential development in California. *Small Flows J.*, 3 (1), 3-9
6. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej
7. Główny Urząd Statystyczny (2017) Mały rocznik statystyczny Polski, Warszawa, Zakład Wydawnictw Statystycznych
8. Gray N. F. (2004) *Biology of wastewater treatment*. Second edition. Series on environmental science and management Vol. 4, Imperial College Press
9. Hellstroem D., Jonsson L. (2005) Evaluation of small on-site wastewater treatment systems. IWA conf. Nutrient Management in WTP and Recycle Streams. Kraków, LemTech Cons., 941-950
10. Hibiya K., Nagai J., Tsuneda S., Hirata A. (2004) Simple prediction of oxygen penetration depth in biofilms for wastewater treatment. *Biochem. Eng. J.*, 19, 61–68
11. Ho G. (1998) Principles of wastewater treatment. In: *Proceedings of the Workshop on Adopting, Applying and Operating Environmentally Sound Technologies for Domestic and Industrial Wastewater Treatment for the Wider Caribbean Region: CEP, Technical Report No. 43*, 7-8
12. Ho J. H., Khanal S. K., Sung S. (2007) Anaerobic membrane bioreactor for treatment of synthetic municipal wastewater at ambient temperature. *Water Sci. Technol.*, 55(7), 79-86
13. Ingerle E. K., Stegner U. (1986) Das Filtersacksystem. *Oesterr. Wasserwirtsch.*, 38, 27–30
14. Imhoff K., Novotny V. (1989) *Karl Imhoff's handbook of urban drainage and wastewater disposal*. Wiley, New York
15. Kańska Z., Grabińska-Loniewska A., Lebkowska M., Żechowska E. (2001) *Ćwiczenia laboratoryjne z biologii sanitarnej*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa
16. Klimowicz H. (1983) *Znaczenie mikrofauny przy oczyszczaniu ścieków osadem czynnym*. Wydawnictwo IKŚ, Warszawa
17. Korkut E.N. (2003) *Geotextiles as Biofilm Attachment Baffles for Wastewater Treatment*”, Ph.D. Thesis, Drexel University
18. Korkut E. N., Martin J. P., Asce M., Yaman C. (2006) Wastewater Treatment with Biomass Attached to Porous Geotextile Baffles. *J. Environ. Eng.*, February, 284-288
19. Laak R. (1986) *Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas*. Technomic Publ. Co., Basel- Lancaster
20. Lacasse R., Belanger G., Henry Y., Talbot P., Młynarek J., Vermersch O. (2001) A denitrification process based on a new filtering media for onsite wastewater treatment. *Proc. of the IX Nat. Symp. on Ind. and Small Com. Sewage Systems*. ASAE, St Joseph, 235-244
21. Lamy E., Lassabatere L., Bechet B., Andrieu H. (2013) Effect of a nonwoven geotextile on solute and colloid transport in porous media under both saturated and unsaturated conditions. *Geotext. Geomembranes*, 36, 55-65
22. Leverenz H., Darby J., Tchobanoglous G. (2000) *Evaluation of Textile Filters for the Treatment of Septic Tank Effluent*. University of California, Davis. Report No.2000-1
23. Łomnicki A. (1999) *Wstęp do statystyki dla biologów*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa
24. Mukkulath G., Biju M. S., Thampi S. G. (2011) Dug Well contamination by septic tank effluent and remediation using coir geotextiles. *Int. J. Earth Sci. and Eng.*, 4 (3), 532–538
25. Muthukumar A. E., Ilamparuthi K. (2006) Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. *Geotext. Geomembranes*, 24, 210-219
26. Nagahara H., Fujiyama T., Ishiguro T., Ohta H. (2004) FEM analysis of high airport embankment with horizontal drains. *Geotext. Geomembranes*, 22, 49-62
27. Pellicer-Na`cher C., Smets B. F. (2014) Structure, composition, and strength of nitrifying membrane-aerated biofilms. *Water Res.*, 57, 151-161
28. Ren X., Shon H. K., Jang. N., Lee Y. G., Bae M., Lee J., Cho K., Kim I. S. (2010) Novel membrane bioreactor (MBR) coupled with a nonwoven fabric filter for household wastewater

- treatment. *Water Res.*, 44, 751-760
29. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego Dz.U.2014, poz. 1800
  30. Sayeb S., Hassen M. B., Sakli F. (2010) Study of some Nonwoven Parameters Influence on the Absorption Kinetics of Liquid. *Open Textil. J.*, 3, 1-5
  31. Seo G. T., Moon B. H., Lee T. S., Lim T. J., Kim I. S. (2002) Non-woven fabric filter separation activated sludge reactor for domestic wastewater reclamation. *Water Sci. Technol.*, 47 (1), 133–138
  32. Siemens G., Bathurst R. J. (2010) Numerical parametric investigation of infiltration in one-dimensional sand–geotextile columns. *Geotext. Geomembranes*, 28, 460–474
  33. Liu S., Yang F., Xue Y., Gong Z., Chen H., Wang T., Su Z. (2008) Evaluation of oxygen adaptation and identification of functional bacteria composition for anammox consortium in non-woven biological rotating contactor. *Bioresource Technol.*, 99, 8273–8279
  34. Spychała M., Mazurkiewicz J. (2016) Zmniejszenie powierzchni infiltracji ścieków do gruntu dzięki zastosowaniu filtrów doczyszczających. *Inż. Ekol.*, 47, 82–88
  35. Spychała M., Nieć J. (2013) Impact of septic tank sludge on filter permeability. *Environ. Prot. Eng.*, 39 (2), 77-89
  36. Spychała M., Nieć J., Pawlak M. (2013) Preliminary study on filamentous particle distribution in septic tank effluent and their impact on filter cake development. *Environmental Technol.*, 34 (20), 2825–2833
  37. Swissa N., Nitzan Y., Anker Y., Cahan R. (2015) Biofilter based on a biofilm immobilized on geo-textile sheets for rapid atrazine biodegradation. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 105, 146-152
  38. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne, Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej, Poz. 1566
  39. Vaitkus A., Cygas D., Laurinavicius A., Juzenas A. A. (2007) Evaluation of geotextiles separation performance on the impact of transport loads: experimental research - stage I. *Balt. J. Road Bridge E.*, 2, 45-50
  40. Väänänen R., Heikkilä P., Tuominen M., Kuusipalo J., Harlin A. (2010) Fast and efficient surface treatment for nonwoven materials by atmospheric pressure plasma. *Autex Res. J.*, 10 (1), 8-13
  41. Wang T., Zhang H., Yang F., Li Y., Zhang G. (2013) Start-up and long-term operation of the Anammox process in a fixed bed reactor (FBR) filled with novel non-woven ring carriers. *Chemosphere*, 91, 669-675
  42. White D. M., Pilon T.A., Woolard C. (2000) Biological treatment of cyanide containing wastewater. *Water Res.*, 34 (7), 2105–2109
  43. Wren A. L., Siegriest R. L., Lowe K. S., Laws R. (2004) Field performance of textile filter units employed in onsite wastewater treatment systems. *Proc. of the X Nat. Symposium on Ind. and Small Com. Sewage Systems. ASAE, Sacramento*, 514-525
  44. Yaman C. (2003) Geotextiles as Biofilm Filters in Wastewater Treatment. Ph.D. Thesis, Drexel University
  45. Yaman C., Martin J. P., Asce M., Korkut E. (2005) Use of layered geotextiles to provide a substrate for biomass development in treatment of septic tank effluent prior to ground infiltration. *J. Environ. Eng.*, December, 1667-1673
  46. Yaman C., Martin J. P., Korkut E. (2006) Effects of wastewater filtration on geotextile Permeability. *Geosynth. Int.*, 13 (3), 87-97
  47. Yilmaz N. D., Banks-Lee P., Powell N. B., Michielsen S. (2011) Effects of Porosity, Fiber Size, and Layering Sequence on Sound Absorption Performance of Needle-Punched Nonwovens. *J. Appl. Polym. Sci.*, 121, 3056–3069

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

### **5.1. Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora**

Przed uzyskaniem stopnia doktora moje zainteresowania koncentrowały się na ocenie wpływu biopreparatów na przeciwdziałanie kolmatacji gruntu oraz na wybranych aspektach kolmatacji gruntu (**Z4, B2; Z4, B7**), zwłaszcza filtrów piaskowych. Jednym z analizowanych zagadnień była skuteczność usuwania zanieczyszczeń przez filtry piaskowe przy ich stosunkowo małej miąższości. Dzięki przeprowadzonym badaniom wykazano, że filtry piaskowe mimo niewielkiej głębokości, wynoszącej zaledwie 30 cm, uzyskują wysoką efektywność oczyszczania w zakresie większości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń (BZT<sub>5</sub>, azot amonowy, azot azotanowy i ekstrakt eterowy) – powyżej 90%, jedynie w przypadku ChZT<sub>Cr</sub> i zawiesiny ogólnej skuteczności oczyszczania były nieco niższe: 80% i 75%, odpowiednio (**Z3, B4.1**).

Inne, prowadzone przeze mnie badania wykazały istotny udział w warstwie kolmatycznej (oraz w placku filtracyjnym) materii organicznej, mało podatnej na rozkład biologiczny (**Z3, B1.1**). Znaczny udział w tej materii miały cząstki o wydłużonych kształtach (włókniste), a ich średnia długość wskazywała na możliwość blokowania porów gruntu filtracyjnego.

Interesowałem się również działaniem osadników gnilnych i procesami w nich zachodzącymi, między innymi ze względu na ich związek ze stężeniem i składem osadów wypływających z tego typu urządzeń w postaci zawiesiny (**Z4, B3; Z4, B4**). Powszechnie wiadomo, że ten fakt ma istotne znaczenie dla procesu kolmatacji gruntu.

### **5.2. Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora**

Po uzyskaniu stopnia doktora zainteresowałem się szerzej rozumianym obszarem wiedzy i badań - składem, strukturą i właściwościami biomasy utwardzonej, zasiedlającej osrodki porowate i ich powierzchnie, ze względu na słabe, moim zdaniem, rozpoznanie tej tematyki oraz szerokie możliwości zastosowania wiedzy z tego zakresu w praktyce, o czym świadczy między innymi duża liczba nowych technologii i urządzeń opartych na biomacie utwardzonej.

Po uzyskaniu stopnia doktora moją działalność naukowo-badawczą, poza stanowiącą osiągnięcie naukowe opisane w pkt. 4, można zgrupować w podanych poniżej działach tematycznych, mieszczących się w szeroko rozumianym obszarze ochrony i kształtowania środowiska wodnego.

1. Rozpoznanie procesów towarzyszących filtracji oraz kolmatacji i dekolmatacji gruntu.
2. Ocena składu i specyfiki odpływu ścieków z osadnika gnilnego oraz jego wpływu na funkcjonowanie reaktorów biologicznego oczyszczania oraz filtrów będących drugim stopniem oczyszczania lub odbiornikami ścieków.
3. Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz procesów i warunków bytowania biomasy utwardzonej w indywidualnych systemach do oczyszczania wody i ścieków.

4. Aspekty gospodarki wodno-ściekowej w zarządzaniu środowiskowym na szczeblu administracji samorządowej.

### **1. Rozpoznanie procesów towarzyszących filtracji oraz kolmatacji i dekolmatacji gruntu**

Badania w tym obszarze rozpocząłem jeszcze w trakcie trwania studiów doktoranckich. Już po uzyskaniu przeze mnie stopnia doktora przeprowadzono nowatorskie badania nad możliwością dekolmatacji filtra piaskowego inną metodą niż ta, która była tematem pracy doktorskiej. Celem badań było zweryfikowanie możliwości dekolmatacji filtra piaskowego dzięki wprowadzeniu dwóch gatunków dżdżownic: *Lumbricus terrestris* i *Eisenia fetida* (Z3, B1.3). Badania prowadzone były we współpracy z Wydziałem Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

Eksperyment trwał sześć miesięcy. W ciągu trzech miesięcy zasilania ściekami wydatek filtrów spadł o około dwa rzędy wielkości. Stagnacja ścieków na powierzchni filtrów świadczyła o zaawansowanej kolmatacji. Użycie dżdżownic spowodowało szybki wzrost natężenia odpływu. Maksymalne wartości odpływu ścieków obserwowano po dwóch tygodniach i były one wyższe od średniej wartości dla filtrów kontrolnych (gdzie nie wprowadzono dżdżownic) o jeden rząd wielkości. Efekt dekolmatacji przejawiał się zmniejszeniem akumulacji substancji organicznej w powierzchniowej warstwie filtra, co obserwowano wzrokowo. Wprowadzone dżdżownice przeżyły ponad cztery miesiące w typowych warunkach eksploatacyjnych. Po upływie niespełna czterech miesięcy podwyższone natężenia odpływu z filtrów badawczych było wciąż obserwowane.

Wyniki badań potwierdziły wcześniejsze założenia, że wprowadzenie *Lumbricus terrestris* spowoduje ujednorodnienie względem głębokości zawartość materii organicznej nagromadzonej w gruncie na skutek dopływu ścieków oraz poprawę porowatości filtra. Potwierdzono również założenie, dotyczące drugiego gatunku dżdżownic (*Eisenia fetida*) - że będą one rozkładać i w pewnym stopniu mineralizować nagromadzoną materię organiczną. Z tego względu zastosowanie jednocześnie dwóch gatunków było korzystniejsze niż użycie tylko jednego z nich.

Badania wykazały, że znaczący wzrost natężenia odpływu z filtrów, porównywalny z wartościami przed wystąpieniem kolmatacji, można obserwować tak długo, jak długo dżdżownice są aktywne (żywe). Istnieje również realna możliwość zapobiegania lub spowolnienia procesu kolmatacji poprzez profilaktyczne wprowadzanie dżdżownic jeszcze przed jej wystąpieniem. Badania wykazały możliwość zastosowania, przynajmniej w warunkach półtechnicznych, organizmów żywych (w tym przypadku dżdżownic) w celu dekolmatacji lub przeciwdziałania kolmatacji.

W ramach kolejnych badań wykazano, że w przypadku zasilania filtrów (zarówno gruntowych jak i włókninowych) ściekami odpływającymi z osadnika gnilnego występują zazwyczaj jednocześnie dwa procesy – tworzenia placka filtracyjnego i kolmatacji, przy

czym kolmatacja w piasku drobnym ogranicza się do kilku centymetrów, a we włókninie – najbardziej intensywnie – do głębokości 1-3 milimetrów. Zarówno w przypadku filtrów piaskowych, jak i włókninowych, zachodzi także filtracja plackowa, polegająca na zatrzymywaniu części cząstek stałych, zwłaszcza większych rozmiarów - nie tylko przez materiał filtracyjny, ale również - przez warstwę samego placka filtracyjnego (**Z3, B4.13; Z3, B4.16**).

Ważnym aspektem prowadzonych przeze mnie badań, dotyczących również teoretycznego ujęcia procesu kolmatacji – w formie badań modelowych, było zastosowanie krzywej logistycznej do opisu zawartości żywej materii w filtrze piaskowym (**Z3, B4.12**).

Badania nad chłonnością gruntu pozwoliły określić również stopień przydatności różnych testów do jej oznaczania. Wykazano, że w celu określenia chłonności gruntu drobnoziarnistego, np. piasku drobnego, oraz wyznaczenia na jej podstawie długoterminowej dawki ścieków dla ich rozsączania w gruncie, przydatne jest stosowanie testu z wykorzystaniem stałego poziomu zwierciadła wody (**Z3, B1.7**).

W ramach innych badań dotyczących filtracji w gruncie przeanalizowano kilka wariantów czasu filtracji i dopływu zanieczyszczeń do studni. Obliczono czasy dopływu do studni zanieczyszczeń pochodzących ze źródła w postaci przydomowej oczyszczalni ścieków (**Z3, B4.4**).

## **2. Ocena składu i specyfiki odpływu z osadnika gnilnego oraz jego wpływu na funkcjonowanie rektorów i filtrów biologicznego oczyszczania**

Celem części badań prowadzonych w ramach tego obszaru tematycznego było rozpoznanie cząstek stałych znajdujących się w odpływie z osadnika gnilnego w kontekście ich wpływu na reaktory biologiczne ze szczególnym uwzględnieniem filtrów gruntowych i włókninowych. Badania prowadzono z użyciem technik oznaczania suchej masy (metoda suszarkowo-wagowa), analizy obrazu mikroskopowego, metod określania parametrów hydraulicznych, głównie współczynnika filtracji oraz analiz organicznych substancji rozpuszczonych ( $ChZT_{Cr}$ ) z użyciem metody spektrofotometrycznej.

Stwierdzono występowanie charakterystycznych cząstek - o wydłużonym kształcie, często w formie włóknistej. Stwierdzono średnio 14 cząstek włóknistych – o wydłużonym kształcie oraz łącznej długości 1,0 cm na  $cm^3$  ścieków odpływających z osadnika gnilnego. Średnia długość cząstek była znacznie większa od średniego wymiaru porów piasku drobnego. W ramach tych badań wykazano, że warstwa cząstek włóknistych pochodzących z papieru toaletowego (jedno z najbardziej prawdopodobnych źródeł cząstek włóknistych w odpływie z osadnika gnilnego), nawet o niewielkiej masie, powoduje zmniejszenie przepuszczalności filtra piaskowego (piasek drobny). Zaobserwowano około siedmiokrotny spadek współczynnika filtracji materiału filtra, na którym placek filtracyjny odłożył się na warstwie cząstek włóknistych, w stosunku do filtra piaskowego, gdzie placek filtracyjny wytworzył się bezpośrednio na jego powierzchni.

Stwierdzono istotne znaczenie cząstek włóknistych dla formowania się placka filtracyjnego zarówno na powierzchni filtra piaskowego jak i włókninowego, mimo stosunkowo niskiego stężenia tych cząstek w ściekach dopływających z osadnika gnilnego (około 1% udziału w masie zawiesiny organicznej). Z drugiej strony cząstki włókniste (na przykład pochodzące z papieru toaletowego) mogą działać do pewnego stopnia korzystnie – zmniejszając stężenie związków organicznych w przefiltrowanych ściekach (oznaczanych jako  $ChZT_{Cr}$ ), co również wykazano w ramach przeprowadzonych badań (**Z3**, **B1.5**). Zaobserwowano zmniejszenie wartości  $ChZT_{Cr}$  dla ścieków przefiltrowanych przez placek filtracyjny z dodatkową warstwą cząstek włóknistych o 13-16% w porównaniu do ścieków przefiltrowanych przez placek filtracyjny bez tej warstwy. Opisane wyniki świadczyły o zarówno hydraulicznym, jak i jakościowym wpływie tych cząstek na działanie filtrów piaskowych.

W warunkach wypełnienia w dużym stopniu osadnika gnilnego nagromadzonymi osadami, stężenie ciał stałych (zawiesin) w odpływie może znacznie wzrosnąć. Znaczna część lub nawet dominująca frakcja włóknistych cząstek stałych (zawiesiny ogólnej) w odpływie z osadnika gnilnego może pochodzić z papieru toaletowego. W ramach kolejnych badań (**Z3**, **B1.4**) wykazano, że przy bardzo wysokich, aczkolwiek możliwych w przypadku przepełnienia osadnika gnilnego osadem, stężeniach substancji organicznej (oznaczanej jako sucha pozostałość organiczna) w odpływie z osadnika, może dojść do kolmatacji filtra piaskowego już po niespełna dwóch miesiącach na skutek odkładania się placka filtracyjnego na powierzchni oraz kolmatacji powierzchniowej warstwy filtra piaskowego. Udział substancji organicznych zatrzymanych w placku filtracyjnym i w powierzchniowej warstwie filtra stanowił od 2 do 19% biomasy (dla filtracji w krótkim czasie – kilku godzin - i zatężonych ścieków).

Wyniki kolejnych badań nad składem odpływu z osadnika gnilnego i jego wpływem na następny element w systemie indywidualnego zagospodarowania ścieków bytowych (**Z3**, **B4.7**) wykazały oddziaływanie na przepuszczalność filtrów cząstek stosunkowo małych oraz mniejszych niż cząstki standardowo oznaczane jako zawiesina ogólna – koloidalnych i subkoloidalnych (1-10  $\mu\text{m}$ ).

Prowadzono również badania nad możliwością podczyszczania ścieków odpływających z osadnika gnilnego, które wykazały stosunkowo niski stosunek zakumulowanych ciał stałych (oznaczanych jako sucha pozostałość) do ładunku, który dopłynął wraz ze ściekami, aczkolwiek stwierdzono akumulację cząstek o wymiarach znacznie mniejszych niż średnica porów materiału filtrującego, która była związana z procesem filtracji plackowej (**Z3**, **B4.16**).

W ramach innych analiz wykazano możliwość zmniejszenia powierzchni rozsącania ścieków w gruncie o 37 do 62% na skutek zastosowania filtrów doczyszczających (**Z3**, **B4.14**).

W badaniach nad tworzeniem się prądów gęstościowych w osadniku gnilnym stwierdzono duże prawdopodobieństwo występowania uprzywilejowanej drogi przepływu

ścieków przez osadnik gnilny na skutek różnicy gęstości. W praktyce może to oznaczać znacznie krótszy czas retencji niż teoretycznie zakładany na podstawie natężenia przepływu i pojemności czynnej osadnika. Wobec powyższego tym większe znaczenie dla zachowania jak najniższego stężenia zawieszin w odpływie z osadnika gnilnego ma odpowiednie ukształtowanie części wlotowej i wylotowej, a także stosowanie filtrów doczyszczających (Z3, B4.8).

### **3. Rozpoznanie skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz procesów i warunków bytowania biomasy utwardzonej w indywidualnych systemach do oczyszczania wody i ścieków**

Celem innych badań (Z3, B1.2) była ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń przez reaktor hybrydowy ze zmiennym napowietrzaniem przy różnych obciążeniach hydraulicznych i ładunkiem zanieczyszczeń organicznych. Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych z użyciem ścieków pochodzących z jednorodzinnego gospodarstwa domowego, podczyszczonych wcześniej w osadniku gnilnym. Zaobserwowano wysoką średnią efektywność usuwania związków organicznych i umiarkowaną skuteczność usuwania związków azotu - odpowiednio od 60 do 88% i 14 do 64%. Przy obciążeniach biomasy zanieczyszczeniami organicznymi ( $ChZT_{Cr}$ ) mniejszych niż  $1 \text{ g O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  usuwanie azotu ogólnego było znacząco wyższe w reaktorze przepływowym (38-64%) niż w reaktorze porcjowym (19-48%). Dla reaktora przepływowego stwierdzono najkorzystniejsze warunki dla usuwania węgla i azotu w postaci: trzynastogodzinnego czasu przetrzymania ścieków i stosunku czasu napowietrzania do braku napowietrzania, wynoszącego 15 minut do 15 minut. Z kolei dla reaktora sekwencyjnego jako najkorzystniejsze wykazano: średni czas retencji ścieków, wynoszący cztery godziny oraz taki sam, jak w przypadku reaktora porcjowego reżim napowietrzania i braku napowietrzania (15/15 min.). Zaobserwowano różne grupy organizmów, zarówno w kłaczkach osadu czynnego, jak i w błonie biologicznej (biomasie utwardzonej). Ich liczebność była zmienna w czasie. Liczebność mikroorganizmów nitkowatych była największa w reaktorach najbardziej obciążonych ładunkiem zanieczyszczeń. Wrotki były mniej liczne w kłaczkach osadu niż w błonie biologicznej ze względu na niższy wiek biomasy.

Prowadzono również badania nad składem ścieków odpływających z osadnika gnilnego pod kątem substancji rozpuszczonych. Wykazano zasadnicze różnice pomiędzy składem ścieków z gospodarstw domowych i małych jednostek osadniczych, podczyszczonych w osadnikach gnilnych, w porównaniu ze ściekami komunalnymi, zwłaszcza w zakresie rozpuszczalnej frakcji biodegradowalnej: udział na poziomie 60-75% w ściekach z małych jednostek i do 20% - w ściekach komunalnych. Badania wykazały, że indywidualne i małe oczyszczalnie ścieków, dzięki wysokiemu udziałowi organicznej frakcji łatwo rozkładalnej w ściekach przez nie oczyszczanych, uzyskują wysokie skuteczności, porównywalne ze zbiorczymi (komunalnymi) oczyszczalniami ścieków (Z3, B1.6).

#### 4. Aspekty gospodarki wodno-ściekowej w zarządzaniu środowiskowym na szczeblu administracji samorządowej

Jednym z interesujących mnie obszarów wiedzy jest ochrona i kształtowanie środowiska jako aspekt zarządzania na szczeblu administracji samorządowej. Celem badań i publikacji zawierającej ich wyniki (**Z3, B4.10**) było zweryfikowanie metody AHP (analytic hierarchy process) jako przydatnej do wyboru optymalnego systemu przydomowej oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem odprowadzania ścieków do gruntu. Jest to jeden z możliwych przykładów wykorzystania tej metody w procesie decyzyjnym, w warunkach kiedy pod uwagę należy wziąć wiele kryteriów, przy czym często część z nich jest niesparametryzowana. Metoda ta może być bardzo przydatna na szczeblu administracji samorządowej w przypadku wyboru wariantu systemu lub infrastruktury technicznej – wodno-ściekowej lub rozwiązań w ramach szeroko rozumianej inżynierii środowiska. Metoda jednak wymaga merytorycznego przygotowania, a w pewnych sytuacjach także praktycznego doświadczenia, tak więc wskazany jest udział ekspertów w procedurze tej metody lub uśrednianie wartości punktowych na podstawie ocen kilku osób.

Badania w ramach międzyuczelnianego projektu badawczego pt. „Zakres inwentaryzacji przyrodniczej na potrzeby zarządzania środowiskowego i planowania przestrzennego w gminie” (**B9.6**) prowadzone były we współpracy z Akademią Ekonomiczną w Poznaniu. Efektem tych badań była monografia (**Z3, B4.2**). Jednym z nadrzędnych celów, który przyświecał tej publikacji było wskazanie kompromisowych rozwiązań pomiędzy uwarunkowaniami środowiskowymi (ekologicznymi) a ekonomiczno-technicznymi (w tym z zakresu infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej) w ramach zrównoważonego rozwoju. Badania doprowadziły między innymi do zaktualizowania stanu wiedzy na temat inwentaryzacji przyrodniczych przeprowadzonych w gminach Wielkopolski. W tym celu wykonano korespondencyjnie i telefonicznie ankietyzację urzędów gminnych. Zaproponowano wariantowe zakresy takiej inwentaryzacji.

Aspekty gospodarki wodno-ściekowej w zarządzaniu środowiskowym poruszały również inne badania (**Z3, B4.6**), dotyczące w szczególności małej retencji, jednak rozumianej szeroko – również jako np. elementy systemów zagospodarowania wód opadowych. Zadania z obszaru gospodarki wodnej w analizowanych programach ochrony środowiska gmin nadwarciańskich zdominowane były przez budowę oczyszczalni ścieków i sieci kanalizacyjnych – głównie ściekowych. Zagospodarowanie wód opadowych miało mały udział na poziomie celów i zadań. Mała retencja wodna nie stanowiła priorytetu w żadnym analizowanym programie ochrony środowiska. Tylko w jednym z nich – pojawiła się na poziomie celu - ale w kontekście ochrony przeciwpowodziowej. Problematyka małej retencji wodnej występowała dość licznie dopiero na poziomie zadań. Wskazano problem, przejawiający się także w innych dziedzinach, dominacji określonych obszarów priorytetowych aktywności samorządów (przez Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych) kosztem innych, równie ważnych dziedzin.



Jednym z istotnych obecnie problemów gospodarki wodno-ściekowej w kontekście zarządzania środowiskowego na szczeblu samorządowym jest zagospodarowanie osadów ściekowych. W ramach analizy dotyczącej osadów powstających w jednej ze zbiorczych (gminnych) oczyszczalni ścieków (**Z3, B4.15**) zaproponowano dwie podstawowe metody przetwarzania osadów: suszenie z wykorzystaniem energii słonecznej i kompostowanie. Dzięki opisanym rozwiązaniom można znacząco ograniczyć koszty związane z zagospodarowaniem osadów ściekowych, które ponosi przedsiębiorstwo i pośrednio również władze samorządowe (nakłady inwestycyjne), a nawet lokalna społeczność (koszty eksploatacji odzwierciedlone w opłacie za ścieki). Korzyści dotyczą głównie kosztów składowania i higienizacji osadów.

Do najważniejszych moich osiągnięć po uzyskaniu stopnia doktora w zakresie pozostałego dorobku naukowego można zaliczyć:

- 1) wykazanie możliwości zastosowania dżdżownic, przynajmniej w warunkach półtechnicznych, w celu dekolmatacji lub przeciwdziałania kolmatacji,
- 2) wykazanie, że w przypadku zasilania filtrów gruntowych i włókninowych ściekami podczyszczonymi w osadniku gnilnym, występują zazwyczaj jednocześnie dwa procesy – tworzenia placka filtracyjnego i kolmatacji wgłębnej, przy czym w przypadku obu rodzajów filtrów zachodzi także filtracja plackowa; dla przebiegu tych procesów istotne znaczenie mają cząstki włókniste biorące udział w formowaniu się placka filtracyjnego na powierzchni filtrów piaskowych i włókninowych,
- 3) rozpoznanie skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz warunków bytowania biomasy utwierdzonej w indywidualnych systemach do oczyszczania ścieków i wykazanie wysokiej efektywności oczyszczania w stosunku do związków organicznych przez większość z tych systemów; stwierdzono, że usuwanie związków azotu z wysoką skutecznością jest trudne w małych systemach o prostej konstrukcji i mało wymagających w zakresie obsługi,
- 4) zidentyfikowanie wybranych aspektów gospodarki wodno-ściekowej w zarządzaniu środowiskowym na szczeblu administracji samorządowej.

## 6. Zestawienie całego dorobku naukowo-badawczego

Mój dotychczasowy (na dzień 23.07.2018) dorobek naukowy obejmuje łącznie 62 pozycji (Tab. 1 i 2), w tym 34 oryginalne prace twórcze: jedną monografię, jeden rozdział w monografii i 32 artykuły recenzowane, z czego 11 publikacji posiada współczynnik wpływu (*IF*). Spośród 34 oryginalnych prac naukowych 23 prace napisano w języku angielskim.

Oprócz oryginalnych prac opublikowanych w recenzowanych czasopismach naukowych lub monografiach jestem autorem lub współautorem 16 prac opublikowanych w materiałach konferencyjnych lub jako publikacje popularno-naukowe.

Łączna liczba punktów wg MNiSW dla mojego dorobku naukowego wynosi 407 (290 poza publikacjami wchodzącymi w skład osiągnięcia naukowego), sumaryczny *impact factor* wg listy JCR to 11,18, liczba cytowań publikacji wg WoS: 57 (35 - bez autocytowań), a Indeks Hirscha wg WoS: 4 (3 – z pominięciem autocytowań). Liczba cytowań wg bazy Google Scholar wynosi 164, a indeks Hirscha wg tej bazy - 7.

Tabela 1. Syntetyczne zestawienie całego dorobku naukowego

Rodzaj publikacji	Język	Przed doktoratem			Po doktoracie			Łącznie
		Indywidualne	Zbiorowe	Łącznie	Indywidualne	Zbiorowe	Łącznie	
<b>Oryginalne prace twórcze</b>								
W czasopismach z <i>Impact Factor</i>	A	0	0	0	0	11	11	11
Prace oryginalne opublikowane w czasopismach recenzowanych	A	0	0	0	0	11	11	11
	P	0	0	0	2	8	10	10
Rozdziały w monografiach	P	0	0	0	0	0	0	0
	A	0	0	0	0	1	1	1
Monografie	P	0	0	0	0	1	1	1
Publikacje łącznie		0	0	0	2	32	34	34
<b>Inne prace</b>								
Publikacje konferencyjne i popularno-naukowe	-	1	7	8	4	4	8	16
Abstrakty	-	0	0	0	0	4	4	4
Raporty	-	0	1	1	0	5	5	6
Ekspertyzy	-	0	0	0	0	2	2	2
Inne prace łącznie	-	1	8	9	4	15	19	28

Tabela 2. Zestawienie dorobku z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism wg MNiSW (źródła: 1), 2)) oraz IF za rok publikacji

Nazwa czasopisma	Liczba publikacji	Liczba punktów wg MNiSW za dany rok	Sumaryczna liczba punktów MNiSW	Sumaryczny IF za rok wydania
<b>Czasopisma z IF</b>				
Environmental Technology	4	20 <sup>2)</sup>	80	1,20; 1,20; 1,76; 1,76
Water	1	25 <sup>2)</sup>	25	1,43
Water Science and Technology	1	16 <sup>1)</sup>	16	0,71
Environment Protection Engineering	1	15 <sup>2)</sup>	15	0,42
Polish Journal of Environmental Studies	3	10, 13, 15 <sup>2)</sup>	38	0,95; 0,51; 0,87
Przemysł Chemiczny	1	15 <sup>2)</sup>	15	0,37
<b>Pozostałe czasopisma recenzowane</b>				
Rocznik Akademii Rolniczej w Poznaniu	1	1 <sup>1)</sup>	1	-
Nauka Przyroda Technologie	2	9 <sup>2)</sup>	18	-
Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus	7	1 x 5, 6 x 10 <sup>2)</sup>	65	-
Journal of Ecological Engineering	4	12 <sup>2)</sup>	48	-
Inżynieria i Ochrona Środowiska	1	9 <sup>2)</sup>	9	-
Inżynieria Ekologiczna	3	9 <sup>2)</sup>	27	-
Technologia Wody	1	5 <sup>2)</sup>	5	-
Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich	1	10 <sup>2)</sup>	10	-
Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie	1	10 <sup>2)</sup>	10	-
<b>Monografie/rozdziały w monografiach</b>				
Monografie w języku polskim	1	20	20	-
Rozdziały w monografiach w języku angielskim / polskim	1	5	5	-
<b>Łącznie</b>	<b>34</b>	<b>-</b>	<b>407</b>	<b>11,18</b>

<sup>1)</sup> [http://www.biblioteka.ukw.edu.pl/images/listy\\_mnisw/1999\\_2003\\_KBN.pdf](http://www.biblioteka.ukw.edu.pl/images/listy_mnisw/1999_2003_KBN.pdf)

<sup>2)</sup> <https://www.nauka.gov.pl/ujednolicony-wykaz-czasopism-naukowych/wykaz-czasopism-naukowych-zawierajacy-historie-czasopisma-z-publikowanych-wykazow-za-lata-2013-2016.html>

## 7. Osiągnięcia dydaktyczne i popularyzatorskie

Moja działalność dydaktyczna jest mocno powiązana z działalnością naukowo-badawczą. Od początku zatrudnienia prowadziłem zajęcia dydaktyczne, które tematycznie związane były z zagadnieniami dotyczącymi: roli utwierdzonej biomasy w oczyszczaniu ścieków, technologii oczyszczania ścieków, oczyszczania ścieków w gruncie oraz procesu kolmatacji.

Opracowałem i prowadziłem 13 przedmiotów w j. polskim i siedem w j. angielskim, głównie na kierunkach: Inżynieria Środowiska i Ochrona Środowiska. Poza macierzystym wydziałem prowadziłem również wykłady pt. Instalacje i oczyszczalnie ścieków – przydomowe oczyszczalnie ścieków na Wydziale Biologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu. W latach 2003 – 2018 byłem promotorem 23 prac magisterskich (**J.1.a zał. 4**) i 43 prac inżynierskich (**J.1.b zał. 4**).

## **8. Działalność organizacyjna**

### **8.1 Działalność w ramach Uczelni i Wydziału:**

- a. członek Wydziałowej Komisji Rekrutacyjnej do przeprowadzenia rekrutacji na kierunek Inżynieria Środowiska, 2004-2006 (sekretarz),
- b. członek Wydziałowej Komisji ds. Kadr Naukowych w latach 2008-2011,
- c. członek Rady Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska, 2013-2016,
- d. członek Zespołu ds. jakości kształcenia dla kierunku Inżynieria Środowiska - od 2016,
- e. członek Wydziałowej Komisji ds. Nauki - od 2016,
- f. członek Wydziałowej Komisji ds. nagród Rektora ze SFN dla nauczycieli akademickich - od 2016,
- g. członek Komisji Konkursowej do rozstrzygnięcia konkursu na stanowisko adiunkta w Katedrze Meteorologii, 2017.

### **8.2 Współpraca z innymi ośrodkami**

Moja współpraca z innymi instytucjami i ośrodkami badawczymi opiera się na badaniach prowadzonych w ramach projektów naukowych – międzyuczelnianych i finansowanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego. Wyniki tej współpracy zostały już opublikowane jako artykuły naukowe i przedstawione na kilku konferencjach. Ośrodki, z którymi prowadziłem lub prowadzę współpracę badawczą to:

- a. Akademia Ekonomiczna w Poznaniu, Wydział Zarządzania,
- b. Politechnika Lubelska, Wydział Podstaw Techniki,
- c. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Wydział Biologii, Wydziałowa Pracownia Mikroskopii Elektronowej i Konfokalnej,
- d. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Wydział Biologii, Zakład Mikrobiologii,
- e. Wielkopolska Szkoła Biznesu Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu.

### **8.3 Organizacja szkoleń i seminariów:**

- a. szkolenie pt. Programy ochrony środowiska jako podstawa działalności gmin w zakresie ochrony środowiska – problemy tworzenia i realizacji, Wielkopolska Szkoła Biznesu, 2003,
- b. cykl szkoleń: „EKOPOLIS - Podniesienie kwalifikacji pracowników urzędów gminnych w zakresie tworzenia programów ochrony środowiska i przygotowania projektów aktów prawa miejscowego z nimi związanych”; projekt partnerski współfinansowany przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego, 2009-2010.

