

Doroła HOLC*, **Alina PRUSS****,
Michał MICHAŁKIEWICZ**, **Zefiryn CYBULSKI****

*ENVIROTECH – SP. Z O.O.

INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA
**POLITECHNIKA POZNAŃSKA

PRACOWNIA MIKROBIOLOGII
***WIELKOPOLSKIE CENTRUM ONKOLOGII

PRZYSPIESZENIE WPRACOWANIA FILTRÓW WĘGLOWYCH - DOŚWIADCZENIA Z BADAŃ TECHNOLOGICZNYCH W SKALI PILOTOWEJ

ACCELERATION OF CARBON FILTERS ACTIVATION - EXPERIMENTS OF PILOT SCALE TECHNOLOGICAL INVESTIGATIONS

*Research was carried out a pilot scale on a physical model consisting of two columns filled with activated carbon WG-12. The height of the filter bed in both filters was 2,10 m and placed in water jackets. The water jacket was made with a pipe with the diameter of 140 mm, wherein water with the same temperature as filtered water, flows from top to bottom of jacket at all times. In the filter 1 biological activation of filter bed was carried out colonization of the filter bed by microorganisms contained in the water flowing to the filter. In the filter 2 activated carbon was biologically inoculated with backwash water taken from the carbon filters from existing Water Treatment Plant. To backwash added nutrients, aimed at ensuring appropriate concentration of biogenic compounds. Both filters operated under the same hydraulic conditions. Water samples were collected at the inlet and in the vertical profile of filter column. Following factors were analyzed in all samples: temperature, pH, dissolved oxygen, alkalinity, COD (KMnO₄), UV absorbance, TOC, total number of mesophilic and psychrophilic bacteria. In some water samples, bio-chemical diagnostics were performed using an automated system Vitek 2 Compact (bioMerieux), in order to identify microorganisms. The results showed differences in the achievement of microbial activity in the analyzed filters. There were identified in a vertical cross section of the filter 1 *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas stutzeri* oraz *Myroides* sp. and in a vertical cross section of the filter 2 *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter calcoaceticus*.*

Studies confirmed that the factors which have the greatest impact on the development of filter beds were: hydraulic conditions, the availability of substrate nutrients in the water, the water temperature and the presence and abundance of microorganisms in the water flowing to the filters. Studies also proved the possibility of faster development of biological activated carbon through the use of backwash water taken from the carbon filters from existing Water Treatment Plant.

Keywords: *biological activated carbon (BAF), pilot scale technological investigation, filtration, water treatment*

1. Wprowadzenie

Działanie biologicznie aktywnych filtrów węglowych opiera się na współdziałaniu dwóch procesów: adsorpcji i biodegradacji. Adsorpcja jest procesem dominującym w początkowej fazie eksploatacji filtru, natomiast później nad adsorpcją przeważa biodegradacja. Węgiel aktywny posiada strukturę porowatą, dlatego stanowi dobre podłoże do rozwoju mikroorganizmów. Warunkiem ich rozwoju na złożu filtracyjnym jest dopływ tlenu oraz zanieczyszczeń będących substancjami pokarmowymi. Są nimi obecne w dopływającej wodzie związki organiczne podatne na rozkład biologiczny. Błona biologiczna powstaje na zewnętrznej powierzchni ziaren złoża ze względu na dużą chropowatość, która ułatwia przytwierdzenie mikroorganizmów [10]. Wnętrza makroporów nie są odpowiednim miejscem do rozwoju drobnoustrojów ze względu na dużą gładkość ścian porów, a także ograniczony dostęp do substratów pokarmowych [9]. Hamująco na rozwój mikroorganizmów działa obecność w dopływającej wodzie substancji toksycznych takich jak: metale ciężkie, pestycydy, itp. Ze względu na kolmatację złoża biomasą oraz możliwość wystąpienia organizmów patogennych rozwój drobnoustrojów powinien być kontrolowany [6]. Niebezpieczne jest także zjawisko uwalniania endotoksyn przez większość bakterii Gramujemnych tworzących błonę biologiczną. Są one składnikiem kompleksów lipopolisacharydowych tworzących zewnętrzną część ściany komórkowej bakterii. Badania wykazały wzmożone wydzielanie endotoksyn już po kilku godzinach od przerwy w eksploatacji filtrów. Aby zapobiec nadmiernemu stężeniu tych substancji w odpływie z filtra należy regularnie płukać złoża filtracyjne oraz zapobiegać postojom filtrów [1, 13].

Mikroorganizmy zasiedlające złoża powodują nie tylko biodegradację adsorbatów, ale również bioregenerację węgla aktywnego. Dzięki temu procesy zachodzące w biologicznie aktywnych filtrach węglowych (BAFW) wielokrotnie odnawiają jego pojemność adsorpcyjną, zwiększając długość cyklu pomiędzy kolejnymi regeneracjami. Pozwala to na efektywniejsze wykorzystanie złoża oraz zmniejszenie kosztów eksploatacyjnych związanych z wymianą złoża węgla aktywnego. Pod pojęciem bioregeneracji kryje się usuwanie substancji wcześniej zaadsorbowanych na powierzchni węgla aktywnego. Rezultatem asymilacji tych substancji przez mikroorganizmy jest uzyskanie energii i składników pokarmowych niezbędnych do ich wzrostu [14, 2]. Duża efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych sprawia, że biofiltracja jest procesem coraz częściej stosowanym w oczyszczaniu wód [3, 8, 17, 18, 15].

Niekiedy poprzedza ona procesy, w których doprowadzana woda musi charakteryzować się dużą klarownością i małą zawartością związków organicznych [16]. Do takich procesów zalicza się ultrafiltracja (UF). Badania wykazały korzystny wpływ BAFW przed procesem ultrafiltracji. Zastosowanie biofiltracji przyczyniło się do zmniejszenia mętności wody oraz stężenia związków organicznych. Finalnie biofiltracja pozwoliła na wydłużenie czasu eksploatacji membran UF [11].

Wpracowanie złoża filtracyjnego odbywa się dzięki obecności w wodzie mikroorganizmów i polega na formowaniu na powierzchni ziaren filtracyjnych błony biologicznej. Proces ten trwa od kilku do kilkunastu tygodni i zależy od wielu czynników takich jak: temperatura wody, rodzaj i stężenie związków organicznych, stężenie tlenu oraz rodzaj i granulacja materiału filtracyjnego. Istotne są także pH dopływającej wody, rodzaj zanieczyszczeń oraz stężenie substancji toksycznych [10, 12, 5, 7]. Szybkość rozwoju błony biologicznej zależy także od ilości i rodzaju obecnych w wodzie bakterii i innych mikroorganizmów. Do rozkładu związków organicznych zaadsorbowanych na powierzchni złoża filtracyjnego wykorzystywane są bakterie heterotroficzne. Wśród nich dominują szczepy takie jak: *Pseudomonas* sp., *Rhodococcus* sp., *Acinetobacter* sp., *Amycolata* sp., *Arthrobacter* sp., *Mycoplasma* sp., *Xanthobacter* sp., czy *Bacillus* sp. [10, 4]. W naturalnych warunkach biofilm powstaje długo. Na jego wytworzenie potrzeba kilkanaście tygodni, ale czas ten może ulec skróceniu w przypadku zapewnienia korzystnych warunków dla rozwoju mikroorganizmów, np. zapewnienia dopływu odpowiedniej ilości substancji organicznych. Badania wykazały, że w wodach o niewielkiej ilości związków organicznych czas pracowania złoża był znacznie dłuższy [6]. Wraz z czasem pracy filtrów błona biologiczna staje się grubsza, a intensywność rozwoju mikroorganizmów rośnie. Dzieje się tak do momentu płukania złoża. Proces płukania powoduje częściowe wymycie błony biologicznej, dlatego tuż po płukaniu obserwuje się zmniejszenie aktywności mikrobiologicznej złoża filtracyjnego [12, 13].

W niniejszym referacie autorzy przedstawią swoje doświadczenia dotyczące możliwości przyspieszenia biologicznego pracowania filtra wypełnionego węglem aktywnym, uzyskane podczas badań technologicznych realizowanych w skali pilotowej.

2. Metodyka badań

Badania przeprowadzono w skali pilotowej. Model fizyczny składał się z dwóch kolumn filtracyjnych o średnicy wewnętrznej $\varnothing 100$ mm, wypełnionych węglem aktywnym WG-12 umieszczonym na 30 cm żwirowej warstwie podtrzymującej. Całkowita wysokość złoża filtracyjnego w obu filtrach wynosiła 2,10 m. Aby utrzymać stałą temperaturę na całej wysokości złoża każdą z kolumn umieszczono w płaszczu wodnym. Dodatkowo, w celu wyeliminowania rozwoju glonów, filtry przykryto czarną geowłókniną. Filtrowano pozbawianą chloru poznańską wodę wodociągową.

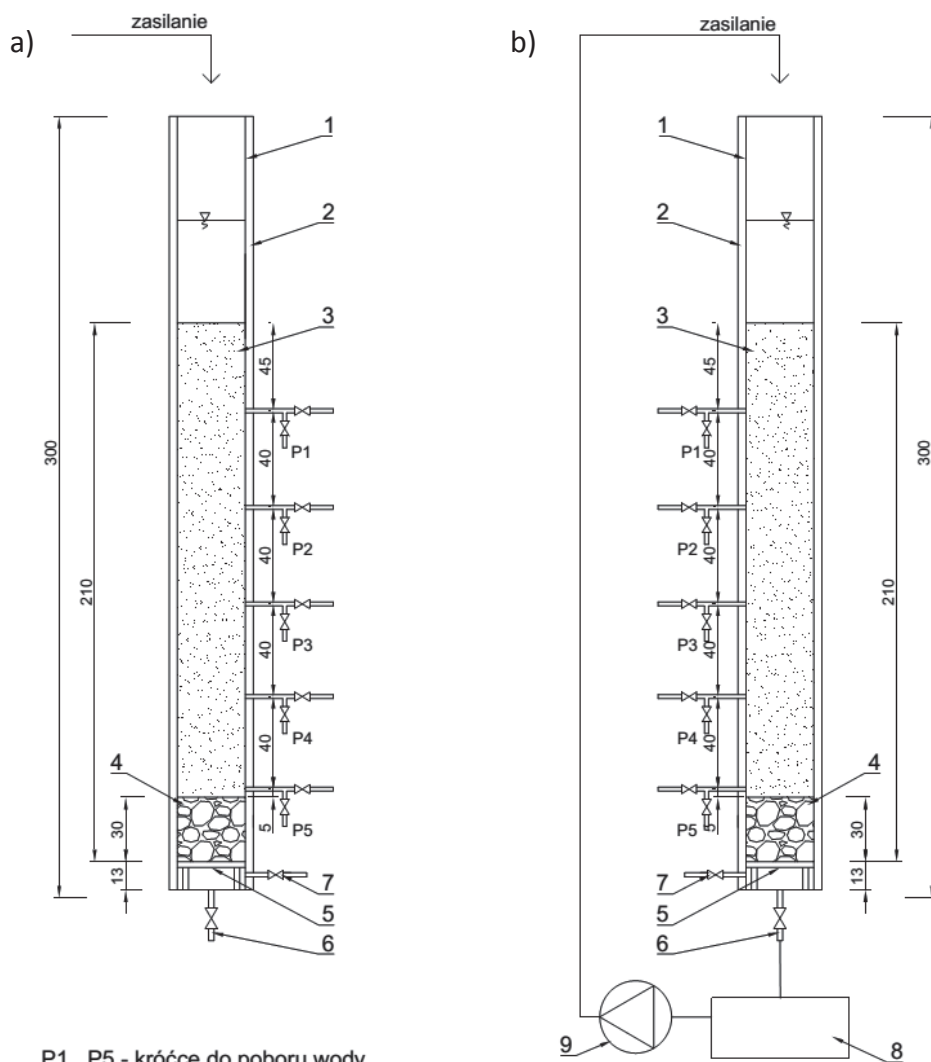
Dla każdej z kolumn zastosowano odmienny sposób biologicznego wpracowania złoża. W kolumnie 1 mikroorganizmy zasiedlające złożę filtracyjne pochodziły z wody zasilającej filtr, a więc z sieci wodociągowej.

Kolumna 2 została zaszczerpiona popłuczynami pochodzącymi z płukania filtrów węglowych eksploatowanych od stycznia 2015 r. na Stacji Uzdatniania Wody. Popłuczyny ze zbiornika były tłoczone na filtr za pomocą pompki membranowej, filtrat następnie trafiał do zbiornika popłuczyn, z którego był ponownie tłoczony na kolumnę filtracyjną. Aby zapewnić odpowiednie stężenia związków biogennych, w pierwszym dniu pracy układu do popłuczyn dodano pożywkę w postaci chlorku amonu i fosforanu potasu. W recyrkulowanych popłuczynach kontrolowano zawartość azotu i fosforu. Po dziewięciu dniach w popłuczynach stwierdzono niedobór azotu w stosunku do fosforu, dlatego ponownie zasílono je roztworem chlorku amonu. Recyrkulację popłuczyn prowadzono przez sześć dni.

Oba filtry eksploatowano przy zachowaniu tych samych warunków hydraulicznych. Natężenie wody dopływającej na filtry wynosiło 20 dm³/h, a czas kontaktu 50 minut. Ze względu na małe straty hydrauliczne, w trakcie badań nie prowadzono procesu płukania złoża.

Próbki wody do badań pobierano na dopływie, odpływie oraz z króćców rozmieszczonych w przekroju pionowym kolumn filtracyjnych. Głębokości złoża, z których pobierano próbki wody do badań wynosiły odpowiednio: 45 cm, 85 cm, 125 cm i =165 cm. We wszystkich próbkach oznaczano: temperaturę, pH, tlen rozpuszczony, zasadowość, OWO, utlenialność, absorbancję UV254nm, ogólną liczbę bakterii mezofilnych w 1 ml oraz ogólną liczbę bakterii psychrofilnych w 1 ml. Wszystkie oznaczenia wykonywano zgodnie z PN. W wybranych próbkach wody, w celu zidentyfikowania mikroorganizmów, prowadzono diagnostykę biochemiczną z wykorzystaniem zautomatyzowanego systemu Vitek 2 Compact (bioMérieux).

Schemat stanowiska badawczego oraz zdjęcia modelu w trakcie recyrkulacji popłuczyn i eksploatacji kolumn filtracyjnych zaprezentowano na Rys. 1-3.

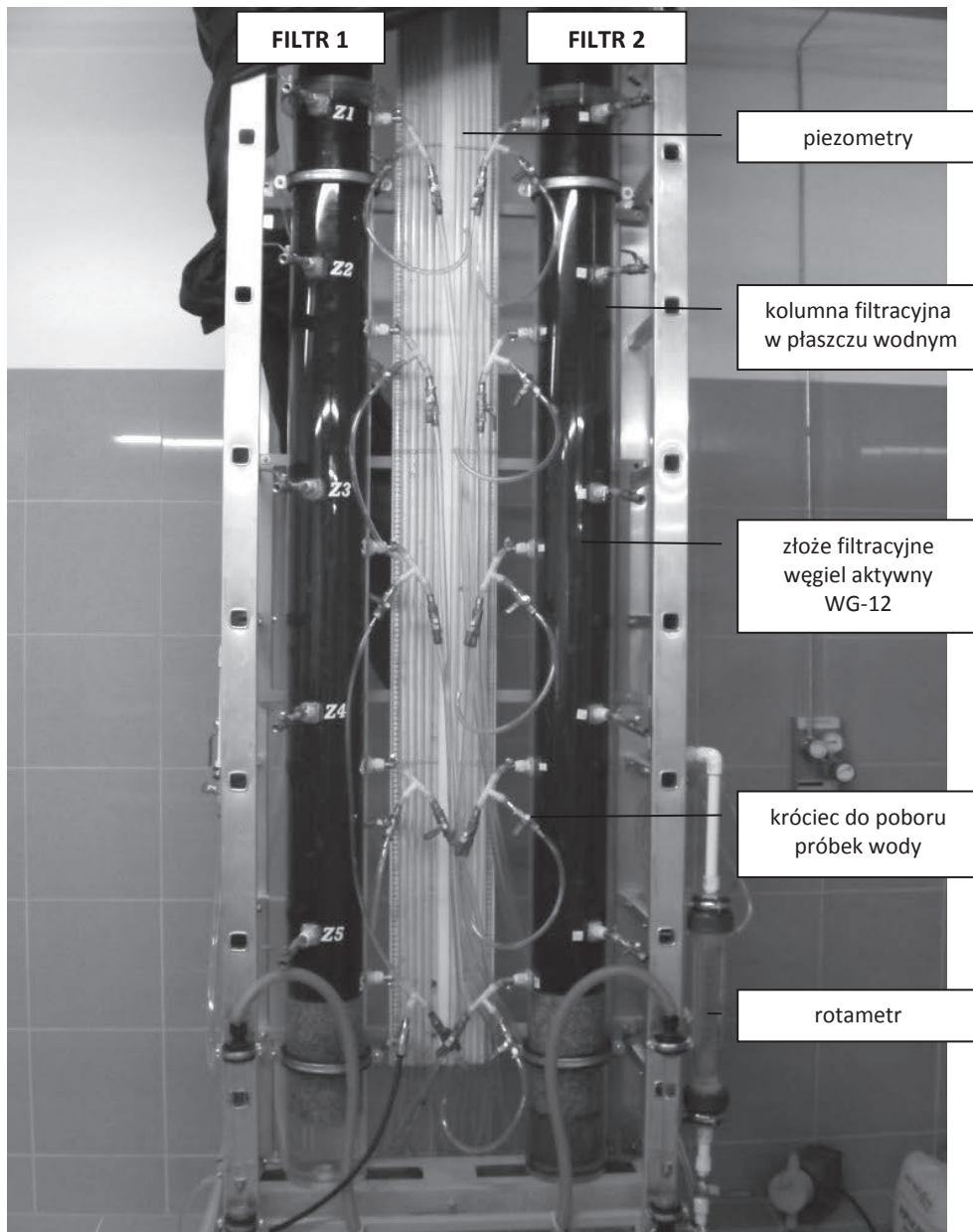


P1...P5 - króćce do poboru wody

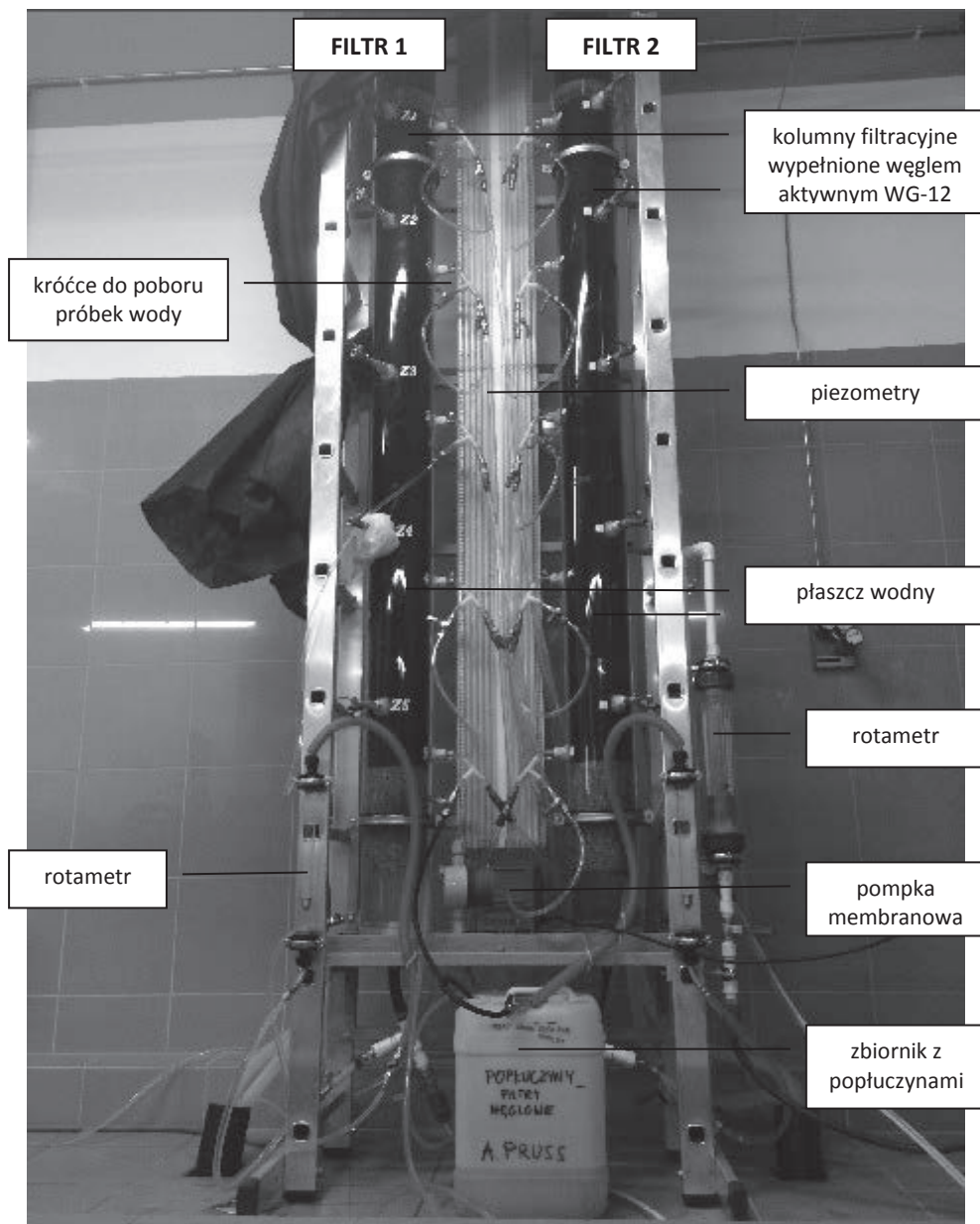
1. kolumna filtracyjna
2. płaszcz wodny
3. złożo filtracyjne węgiel aktywny WG-12
4. warstwa podtrzymująca
5. drenaż
6. spust/ woda do płukania
7. odpływ wody
8. zbiornik z popłuczynami
9. pompka membranowa

Rys. 1. a) Schemat stanowiska badawczego podczas eksploatacji. b) Schemat stanowiska badawczego podczas zaszczepiania popłuczynami filtra nr 2.

Fig. 1. a) Scheme of the pilot installation during operation. b) Scheme of the pilot installation during biologically "inoculated" with backwash water filter no 2.



Rys. 2. Zdjęcie stanowiska badawczego podczas eksploatacji obu filtrów
Fig. 2. Photo of the pilot installation during operation of the both filters.

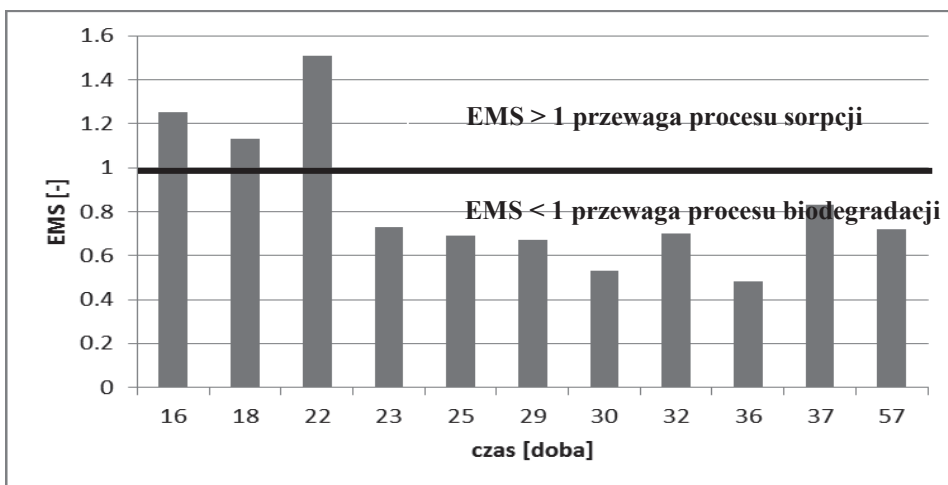


Rys. 3. Zdjęcie stanowiska badawczego podczas recyrkulacji popłuczyn
Fig. 3. Photo of the pilot installation during recirculation of the backwash water.

3. Wyniki badań i ich interpretacja

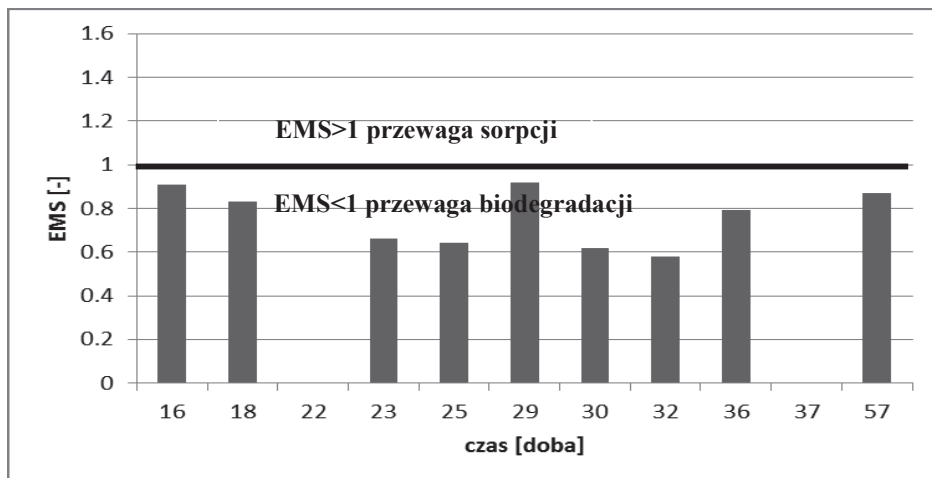
Analizowano wskaźniki i składniki jakości wody uzyskane podczas eksploatacji dwóch filtrów różniących się sposobem wpracowania złoża.

Filtr 1 wpracował się samoistnie, natomiast filtr 2 zaszczepiono popłuczynami z biologicznie aktywnych filtrów węglowych eksploatowanych w skali technicznej. Filtrowano pozbawioną chloru poznańską wodę wodociągową, która charakteryzowała się średnio temp. 18,5°C, pH=7,2, stężeniem tlenu rozpuszczonego 8,0 mgO₂/dm³, zasadowością ogólną 170 mgCaCO₃/dm³, utlenialnością (KMnO₄) 3,6 mgO₂/dm³, ŌWO 5,5 mgC/dm³. Do oceny rozwoju aktywności mikrobiologicznej filtrów oraz korelacji między procesami sorpcji i biodegradacji posłużono się wskaźnikiem Eberhardta, Madsena, Sontheimera (EMS). Wskaźnik ten opiera się na stosunku ubytku utlenialności (ΔChZT) do spadku stężenia tlenu rozpuszczonego (ΔO_2) w wodzie podczas filtracji. Wartości wskaźnika uzyskane w trakcie prowadzonych badań przedstawiono na Rys. 4 i 5.



Rys. 4. Zależność między procesami sorpcji i biodegradacji w złożu filtra 1

Fig. 4. The dependence between the processes of sorption and biodegradation in the bed filter 1.

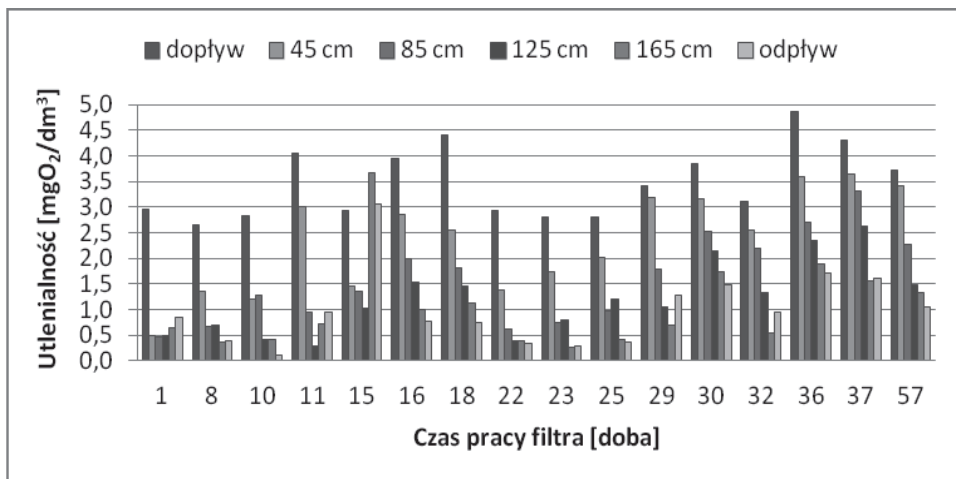


Rys. 5. Zależność między procesami sorpcji i biodegradacji w złożu filtra 2

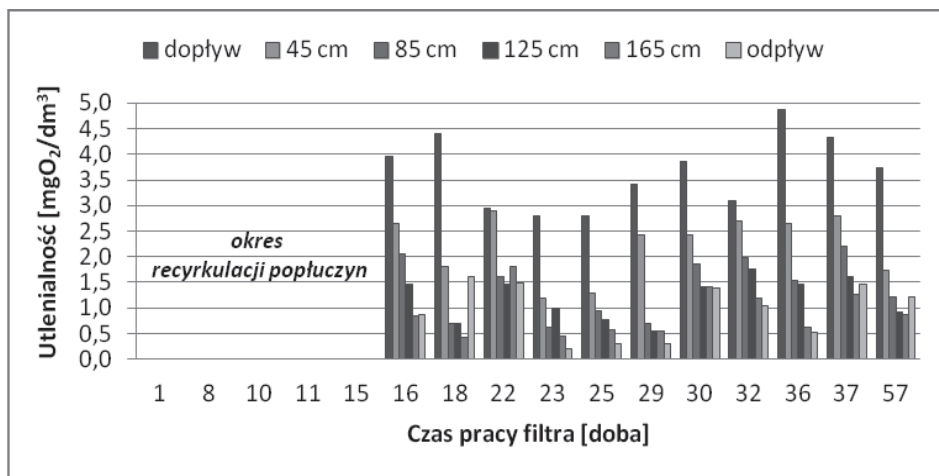
Fig. 5. The dependence between the processes of sorption and biodegradation in the bed filter 2.

Analiza wartości współczynnika EMS wskazuje na zachodzenie procesów biodegradacji ($EMS < 1$) od dwudziestej trzeciej doby pracy filtra 1 (rys. 4.) oraz praktycznie przez cały okres badań dla filtra 2 (rys. 5.). Dość krótki okres wpracowania złoża filtra 1 prawdopodobnie wynikał z bardzo dobrych warunków eksploatacji filtra, tj. niska prędkość przepływu wody 2,5 m/h, czas kontaktu 50 minut, stała temperatura wody. Dodatkowo dostępność biodegradowalnej frakcji materii organicznej stanowiło doskonałą pożywkę dla mikroorganizmów. Zaszczepienie filtra 2 popłuczynami znacznie przyspieszyło okres wpracowania złoża.

Na Rys. 6 i 7 przedstawiono zmiany utlenialności wody w przekroju pionowym filtra 1 oraz filtra 2 w trakcie ich eksploatacji. Woda doprowadzana na kolumny filtracyjne charakteryzowała się zmienną utlenialnością w całym okresie badań, średnia utlenialność wynosiła $3,6 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. Wraz ze wzrostem miąższości złoża utlenialność wody obniżała się. Obniżenie utlenialności przebiegało z bardzo dużą efektywnością w obu analizowanych filtrach. Większą skuteczność, wynoszącą 73%, odnotowano dla filtra 2 zaszczepionego popłuczynami, efektywność filtra 1 wynosiła 56%. Oba filtry najwyższą skuteczność osiągnęły w 23 dobie pracy układu. Incydentalne przypadki wzrostu utlenialności w próbkach pobranych z najgłębszych warstw odnotowane zarówno dla filtra 1, jak i dla filtra 2 mogły być spowodowane przedostaniem się do wody fragmentów błony biologicznej.

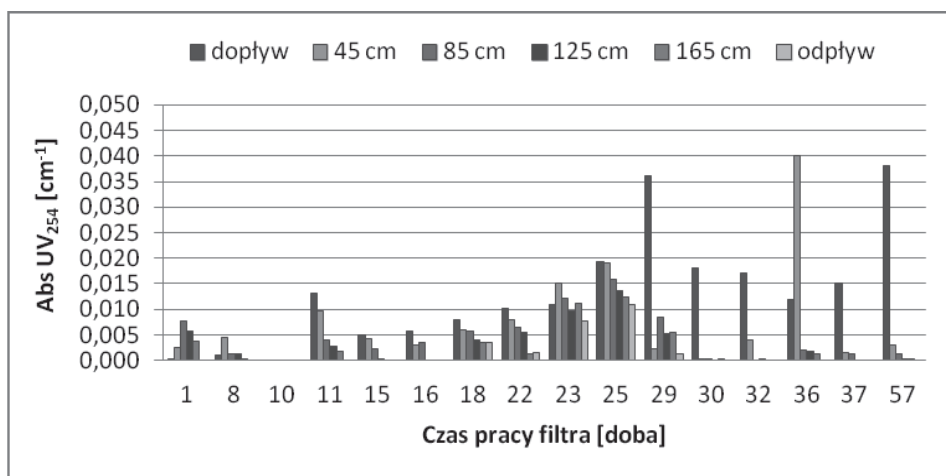


Rys. 6. Zmiana utlenialności w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 6. Change of COD (KMnO₄) in a vertical section of the filter 1 during its operation.

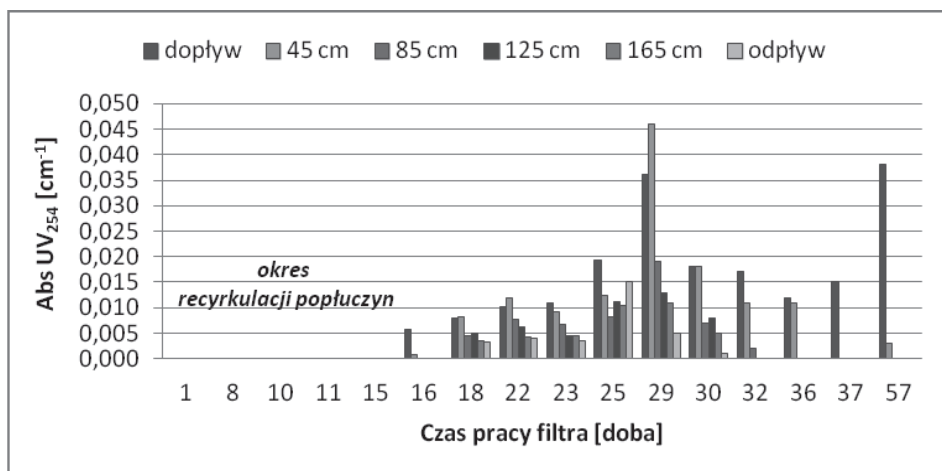


Rys. 7. Zmiana utlenialności w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 7. Change of COD (KMnO₄) in a vertical section of the filter 2 during its operation.

Zestawienie zmian wartości absorbancji UV254 w wodzie w anlizowanym okresie badań dla filtra 1 i 2 przedstawiono na Rys. 8 oraz 9. Absorbancja UV254 wody dopływającej na filtry ulegała znacznemu wahaniu od wartości 0 cm^{-1} w 10 dobie pracy filtra, do wartości $0,038 \text{ cm}^{-1}$ w 57 dobie. Podczas filtracji wody przez złożę z węgla aktywnego, absorbancja UV₂₅₄ w obu filtrach ulegała znacznemu obniżeniu, co dowodzi wysokiej skuteczności procesu. Od 1 do 29 dnia pracy filtra efektywność obniżenia związków organicznych oznaczanych jako UV₂₅₄ w złożu filtra 1 była zmienna. W tym samym okresie w przypadku filtra 2 daje się zauważyć rosnącą skuteczność procesu. W obu filtrach od 30 dnia pracy odnotowano znaczne obniżenie wartości absorbancji UV₂₅₄ w odpływie, od tego momentu efektywność sięga 100% w obu filtrach, w porównaniu do wartości odnotowanej w wodzie dopływającej.

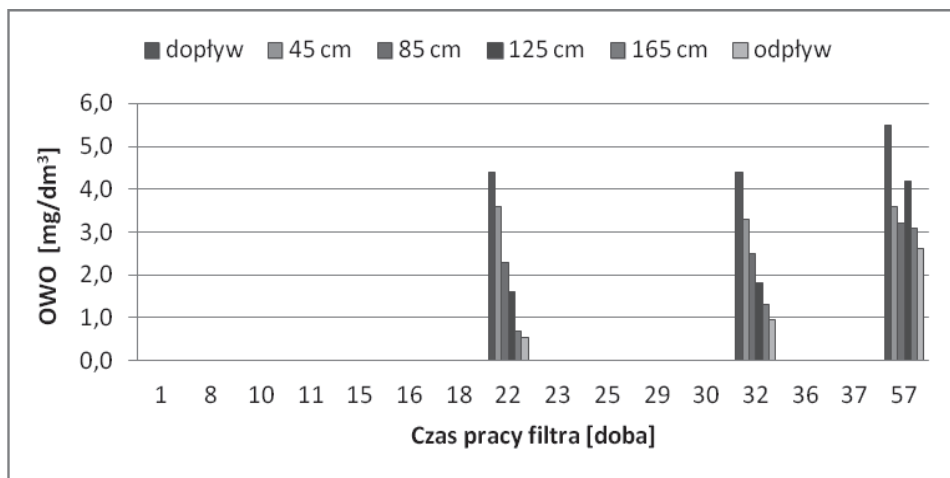


Rys. 8. Zmiana absorbancji UV254 w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji
Fig. 8. Change of UV254 absorbance in a vertical section of the filter 1 during its operation.

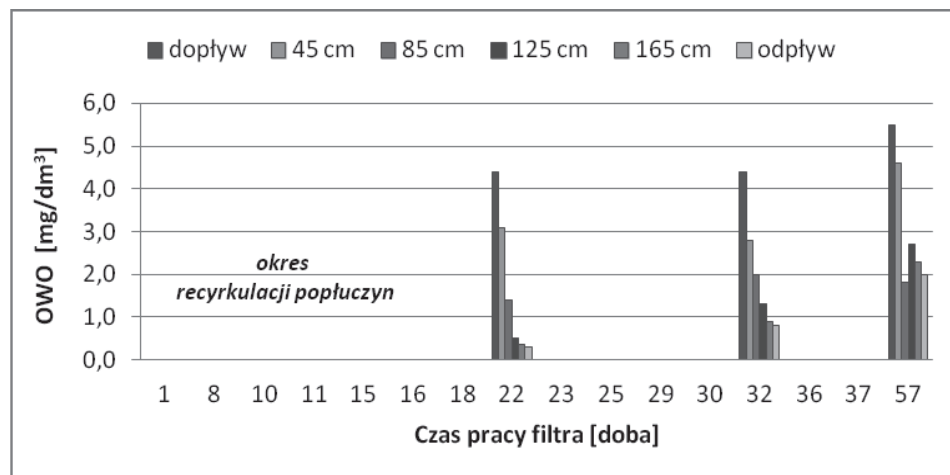


Rys. 9. Zmiana absorbancji UV254 w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
Fig. 9. Change of UV254 absorbance in a vertical section of the filter 2 during its operation.

Zmiany stężenia ogólnego węgla organicznego (OWO) w wodzie przedstawiono na Rys. 10 i 11. Stężenie OWO obniżało się wraz ze wzrostem miąższości złoża. Sposób wypracowania złoża niewątpliwie miał wpływ na skuteczność obniżania OWO na różnych głębokościach złoża. Filtr 2, który zaszczerpiono popłuczynami, w porównaniu do filtra 1 pracował skuteczniej. Szczególnie widoczne jest to w ostatnim dniu analizowanych wyników.

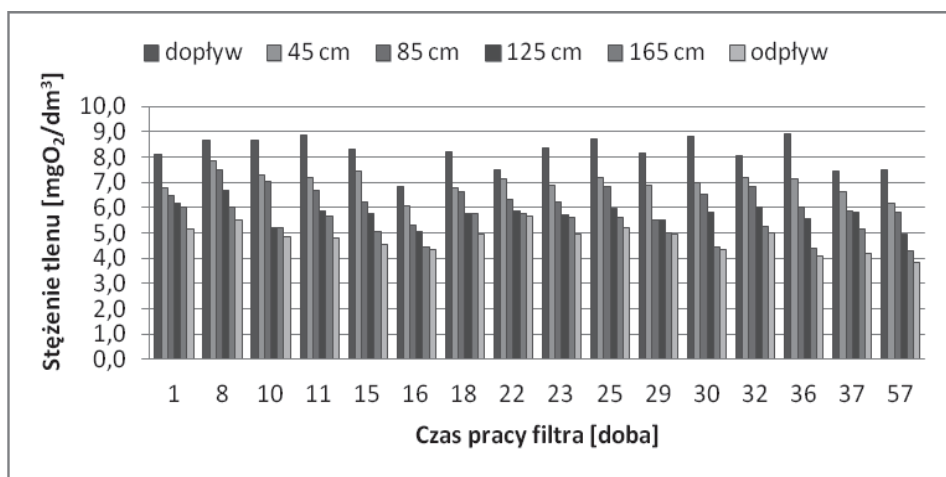


Rys. 10. Zmiana OWO w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji
Fig. 10. Change of TOC in a vertical section of the filter 1 during its operation.



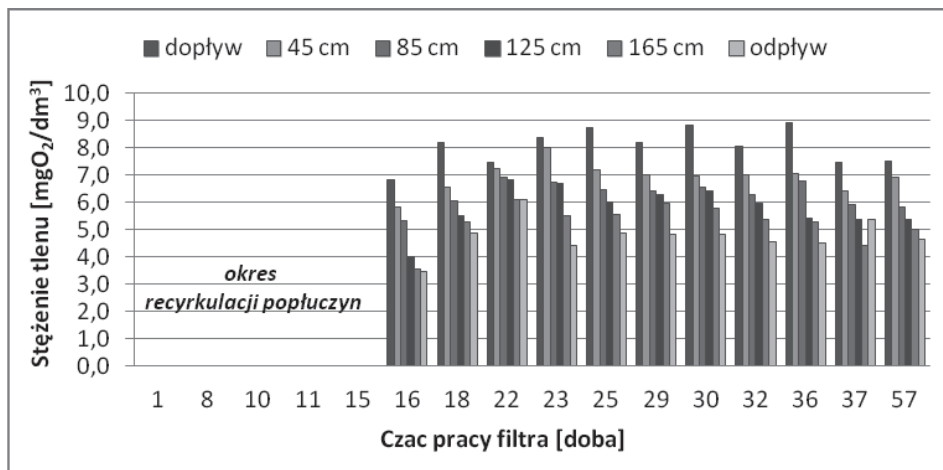
Rys. 11. Zmiana OWO w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
Fig. 11. Change of TOC in a vertical section of the filter 2 during its operation.

Na przebieg procesów biodegradacji w złożu, wskazuje ubytek tlenu rozpuszczonego w wodzie. Mikroorganizmy rozwijające się w złożu wykorzystywały tlen zawarty w wodzie do swoich procesów życiowych. Na Rys. 12 i 13 przedstawiono zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego odpowiednio w filtrze 1 i 2, w czasie ich eksploatacji. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie zasilającej filtry oscylowało między 7,0 a 9,0 mgO_2/dm^3 . Obniżenie stężenia tlenu w wyniku filtracji wody wynosiło od 1,80 mgO_2/dm^3 do 4,83 mgO_2/dm^3 dla filtra 1 oraz od 1,40 mgO_2/dm^3 do 4,40 mgO_2/dm^3 dla filtra 2. Średni ubytek zawartości tlenu jest porównywalny dla obu filtrów i wynosi ok. 42% dla filtra 1 oraz ok. 41% dla filtra 2. Największy ubytek tlenu w obu przypadkach odnotowano między 23 a 36 dobą pracy układu. Prawdopodobnie w tym okresie nastąpiło intensywne namnażanie się drobnoustrojów. W tym okresie odnotowano również najwyższe stężeniem tlenu rozpuszczonego w wodzie zasilającej. Analizując wartości stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie w przekroju pionowym filtrów, należy zauważyć, że dla filtra 1 i 2 największy ubytek tlenu występuje w górnych warstwach złoża (do głębokości 85 cm). Intensywniejszy rozwój mikroorganizmów w wyższych warstwach złoża jest częstym zjawiskiem opisywanym w literaturze [2, 5, 12, 15, 18].



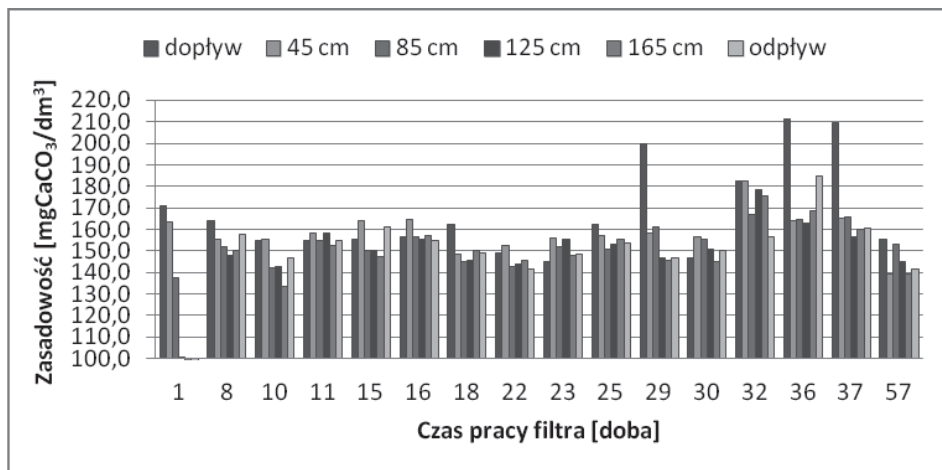
Rys. 12. Zmiana stężenia tlenu rozpuszczonego w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji

Fig. 12. Change of dissolved oxygen in a vertical section of the filter 1 during its operation.

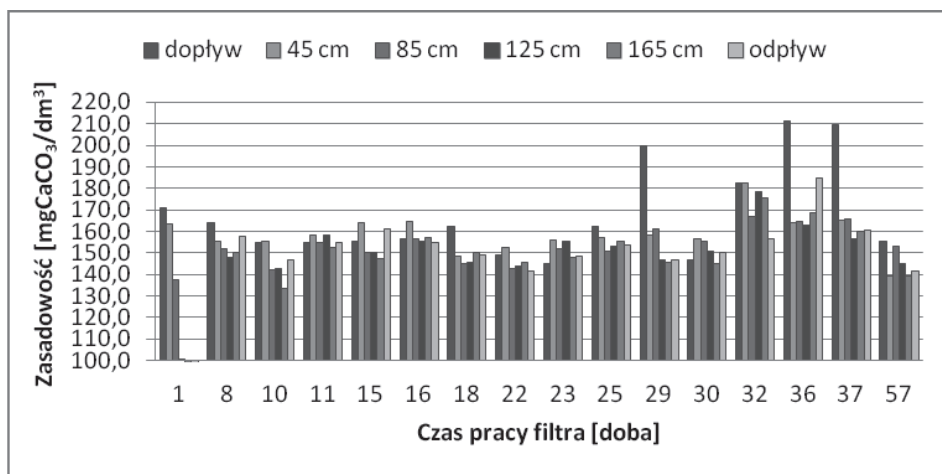


Rys. 13. Zmiana stężenia tlenu rozpuszczonego w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 13. Change of dissolved oxygen in a vertical section of the filter 2 during its operation.

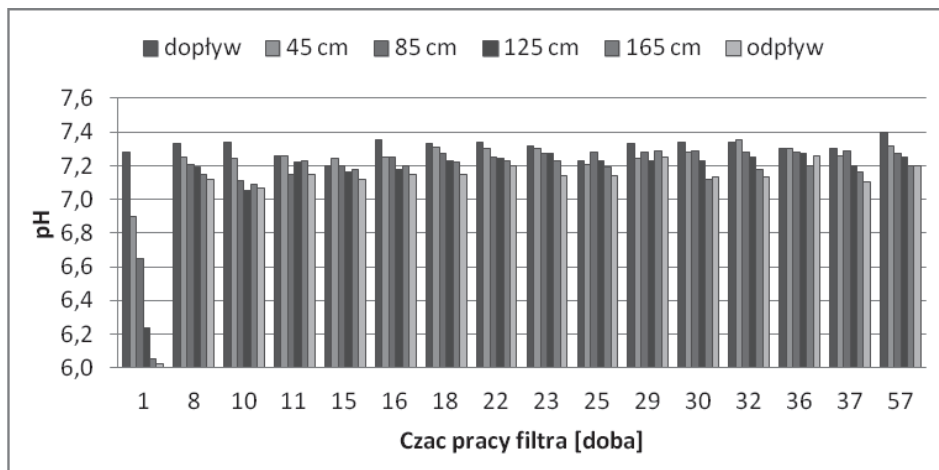
Na Rys. 14 i 15 przedstawiono zmiany zasadowości wody w czasie eksploatacji filtrów 1 i 2. Woda dopływająca na filtry charakteryzowała się wysoką zasadowością. Przez pierwsze dwadzieścia pięć dni pracy filtra 1 zasadowość na poszczególnych głębokościach złoża podlegała dość dużemu wahaniu. W uzyskanych wynikach w większości przypadków zauważalny jest spadek zasadowości do głębokości 125 cm, natomiast na głębokości 165 cm oraz w odpływie zasadowość wzrastała. Podobnie przedstawiają się wyniki podczas eksploatacji filtra 2. Spadek zasadowości świadczy o zwiększeniu stężenia dwutlenku węgla w wodzie, a tym samym o zachodzeniu procesów metabolicznych mikroorganizmów. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że w obu filtrach mikroorganizmy najintensywniej rozwijały się do głębokości 125 cm, co potwierdzają wyniki stężenia tlenu rozpuszczonego oraz badania mikrobiologiczne.



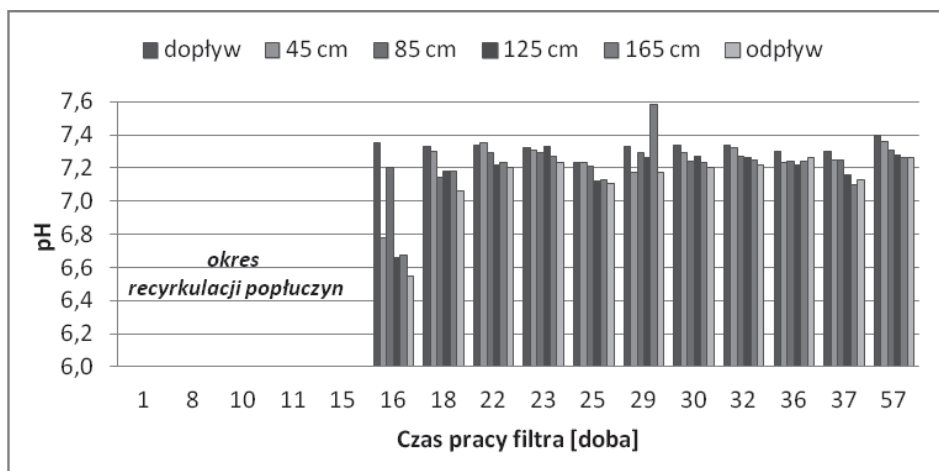
Rys. 14. Zmiana zasadowości w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 14. Change of alkalinity in a vertical section of the filter 1 during its operation.



Rys. 15. Zmiana zasadowości w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 15. Change of alkalinity in a vertical section of the filter 2 during its operation.



Rys. 16. Zmiana pH w przekroju filtra 1 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 16. Change of pH in a vertical section of the filter 1 during its operation.

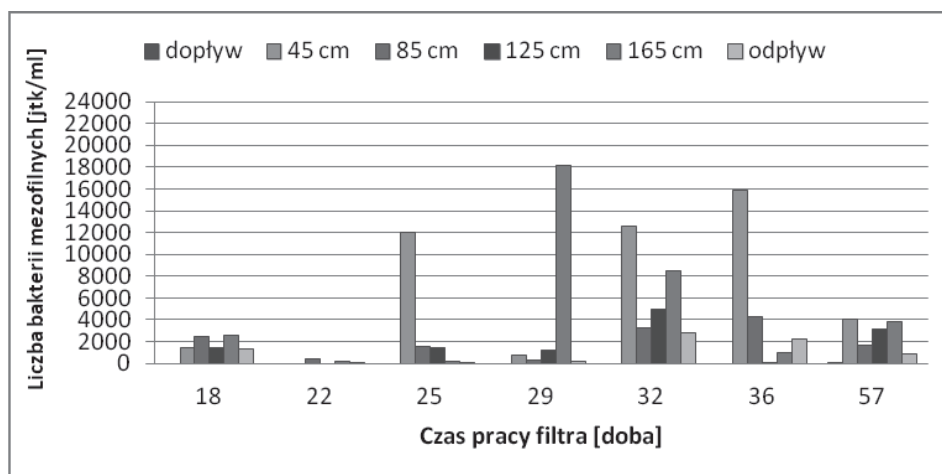


Rys. 17. Zmiana pH w przekroju filtra 2 w czasie jego eksploatacji
 Fig. 17. Change of pH in a vertical section of the filter 2 during its operation.

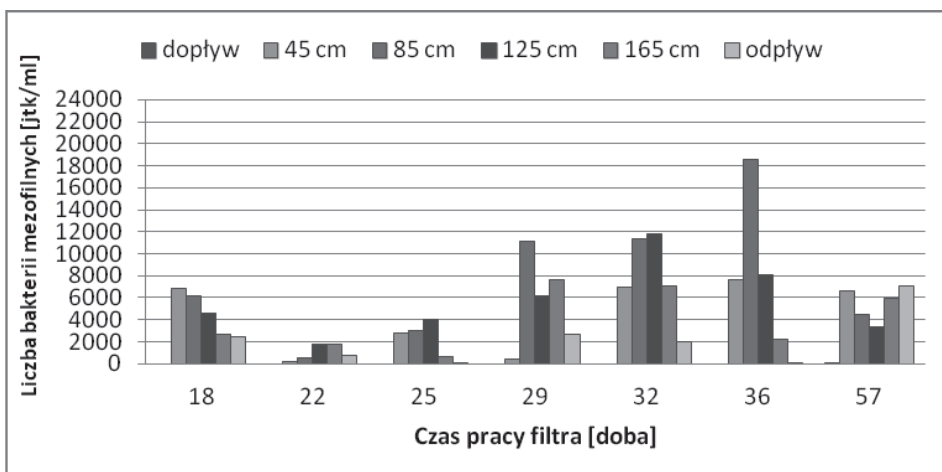
Przeprowadzone analizy mikrobiologiczne wykazały znaczne wahania liczebności bakterii mezofilnych i psychrofilnych (jtk/1ml) w próbkach wody pobranych w przekroju filtra 1 i 2 (Rys. 18-21). W filtrze 2 liczebność bakterii jest dużo większa niż w filtrze 1. Obecność bakterii w wodzie pobranej z filtrów, zwłaszcza bakterii psychrofilnych, wskazuje na aktywność mikrobiologiczną złoża oraz dopływ wraz z filtrowaną wodą biodegradowalnych substancji organicznych.

W obu filtrach bakterie psychrofilne najliczniej występowały w okresie od 25 do 32 doby pracy układu. W obu filtrach odnotowano większą liczebność bakterii w górnych warstwach złoża, do głębokości 125 cm. W miarę wzrostu głębokości ilość mikroorganizmów zmniejszała się.

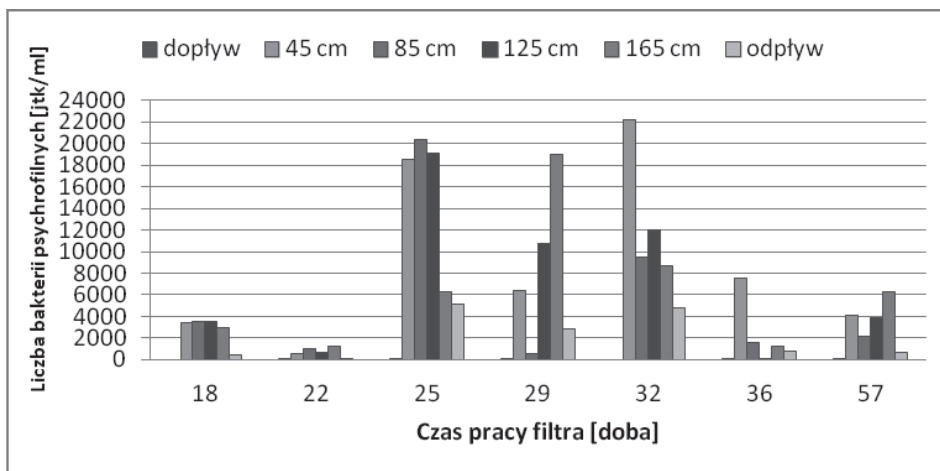
Identyfikacja mikroorganizmów wykazała obecność w złożu bakterii, które łatwo kolonizują różnorodne powierzchnie i tworzą biofilm oraz są zdolne do przeprowadzania biodegradacji. W złożu filtra 1 zostały zidentyfikowane bakterie z takich gatunków i rodzajów jak: *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas stutzeri*, *Myroides sp.* W złożu filtra 2 zidentyfikowano bakterie zdolne do przeprowadzania biodegradacji, jednak inne niż w filtrze 1. Zidentyfikowanymi bakteriami były: *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter calcoaceticus*.



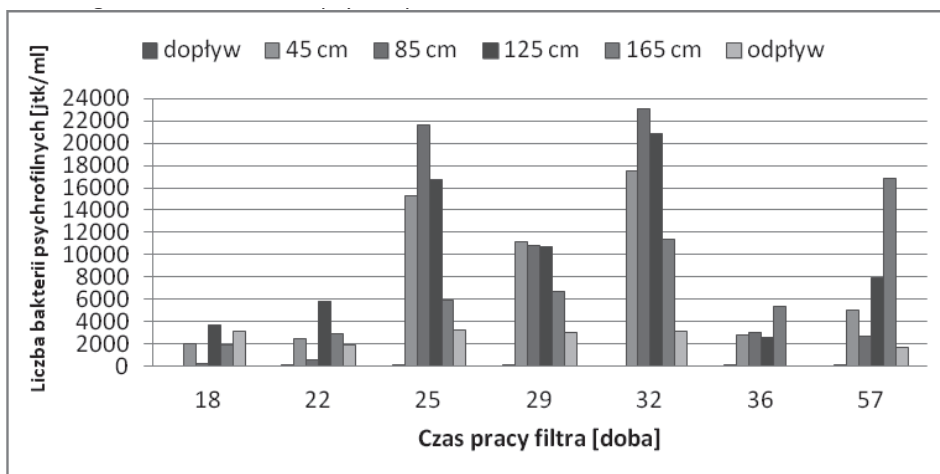
Rys. 18. Liczebność bakterii mezofilnych w przekroju pionowym filtra 1
Fig. 18. The number of mesophilic bacteria in a vertical section of the filter 1



Rys. 19. Liczebność bakterii mezofilnych w przekroju pionowym filtra 2
Fig. 19. The number of mesophilic bacteria in a vertical section of the filter 2



Rys. 20. Liczebność bakterii mezofilnych w przekroju pionowym filtra 2
 Fig. 20. The number of mesophilic bacteria in a vertical section of the filter 2



Rys. 21. Liczebność bakterii psychrofilnych w przekroju pionowym filtra 2
 Fig. 21. The number of psychrophilic bacteria in a vertical section of the filter 2

4. Wnioski

Badania wykazały możliwość przyspieszenia biologicznego wpracowania złoża filtracyjnego.

Węgiel aktywny WG-12 okazał się bardzo dobrym podłożem do rozwoju mikroorganizmów. Odpowiednie warunki eksploatacji złożów filtracyjnych tj. optymalna temperatura, długi czas kontaktu, dopływ substratów pokarmowych oraz brak chloru w wodzie zasilającej filtry umożliwiły biologiczne wpracowanie złożów filtracyjnych.

O rozwoju mikroorganizmów w złożach obu filtrów świadczył spadek stężenia tlenu rozpuszczonego oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla (spadek zasadowości wody). Zmiany tych wskaźników w połączeniu z obniżeniem zawartości substancji organicznych wskazywały na zachodzące procesy metaboliczne organizmów heterotroficznych, które do wytworzenia energii zużywały tlen i substraty pokarmowe, a których produktem ubocznym metabolizmu był dwutlenek węgla.

Obecność mikroorganizmów w obu filtrach została potwierdzona w badaniach bakteriologicznych. W filtrze 1 zidentyfikowano następujące szczepy bakterii: *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas stutzeri* oraz *Myroides sp.* W filtrze 2 oznaczono następujące szczepy bakterii heterotroficznych: *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa* oraz *Acinetobacter baumannii*. Wszystkie zidentyfikowane mikroorganizmy należą do bakterii Gramujemnych, które łatwo kolonizują różnorodne powierzchnie tworząc biofilm.

Proces wpracowania złoża filtra 2 nastąpił znacznie szybciej niż filtra 1. Niewątpliwie wpływ na to miały stworzone warunki, które umożliwiły zasiedlenie i rozwój mikroorganizmów w złożu węgla aktywnego. Mikroorganizmy znajdujące się w popłuczynach zasiedliły całe złożo filtracyjne, a zawarte w pożywce substancje biogenne umożliwiły ich szybki, masowy rozwój.

Sposób wpracowania złożów przyczynił się do odmiennego składu gatunkowego mikroorganizmów budujących błonę biologiczną.

Podziękowania

Autorzy chcieliby podziękować Paniom Dominice Berlak oraz Agacie Szymaś, absolwentkom Politechniki Poznańskiej, za pomoc w wykonywaniu wybranych analiz fizyczno-chemicznych wody przeprowadzonych w trakcie realizacji badań.

Bibliografia

- 1) Anderson W.B., Mayfield C.I., George Dixon D., Huck P.M.: Endotoxin in drinking water: occurrence, inactivation, and potential risk to human health. Water Quality Technology Conference Proceedings, WQTC Quebec City (2005).
- 2) Boon N., Pycke B. F. G., Marzorati M., Hammes F., Nutrient gradients in a granular activated carbon biofilter drives bacterial community organization and dynamics, Water Research 2011, nr 45, s. 6355-6361.
- 3) Gibert O., Lefevre B., Fernandez M., Bernat X., Paraira M., Calderer M., Martinez-Llado X., Characterising biofilm development on granular activated carbon used for drinking water production, Water Research 2013, nr 47, s. 1101-1110.
- 4) Holc D., Pruss A., Michalkiewicz M., Cybulski Z., Efektywność usuwania związków organicznych podczas oczyszczania wody w procesie filtracji przez biologicznie aktywny filtr węglowy z identyfikacją mikroorganizmów. Rocznik Ochrona Środowiska 2016 - praca przesłana do recenzji
- 5) Kaarela O. E., Harkki H. A., Palmroth M. R. T., Tuhkanen T. A., Bacterial diversity and active biomass in full-scale granular activated carbon filters operated at low water temperatures, Environmental Technology 2015, vol. 36, nr 6, s. 681-692.
- 6) Kiedryńska L., Zasiadlanie granulowanych węgla aktywnych przez mikroorganizmy w procesie uzdatniania wody, Ochrona Środowiska 2004, vol. 26, nr 1, s. 39-42.
- 7) Kołwzan B., Analiza zjawiska biofilmu - warunki jego powstawania i funkcjonowania, Ochrona Środowiska 2011, vol. 33, nr 4, s. 3-14.
- 8) Magic-Knezev A., Van der Kooij D., Optimisation and significance of ATP analysis for measuring active biomass in granular activated carbon filters used in water treatment, Water Research 2004, nr 38, s. 3971-3979.
- 9) Mołczan M., Podstawy modelowania matematycznego procesu adsorpcji-biodegradacji w biologicznie aktywnych złożach granulowanych węgla aktywnych, Ochrona Środowiska 3 (2006), pp. 9-14.
- 10) Olesiak P., Stępiak L., Metody intensyfikacji procesu sorpcji w uzdatnianiu wody, Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Tom 4, praca zbiorowa pod red. Traczewskiej T. M., Kazimierczak B., Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014.
- 11) Peldszus S., Halle C., Ruiz H., Jin X., Van Dyke M., Amy G., Uhi W., Theodoulou M., Mosqueda-Jimenez D.B., Huck P.M.: Biofiltration pretreatment for UF membranes: Experiences from a pilot scale drinking water treatment study. Water Quality Technology Conference and Exposition, Seattle, 2009, pp. 996-1004.
- 12) Pruss A., Maciołek A., Lasocka-Gomuła I., Wpływ aktywności biologicznej złożów węglowych na skuteczność usuwania związków organicznych z wody, Ochrona Środowiska 2009, vol. 31, nr 4, s. 31-34.
- 13) Pruss A., Wpływ przerw w eksploatacji filtrów węglowych na ich aktywność biologiczną. Ochrona Środowiska 3 (2007), pp. 55-58.
- 14) Sereżyńska-Sobecka B., Tomaszewska M., Janus M., Morawski A.W., Biological activation of carbon filters. Water research 40 (2006), pp. 355-363.
- 15) Simpson D., Biofilm processes in biologically active carbon water purification. Water research 42 (2008), pp.2839-2848.

- 16) Sozański M.M., Huck P.M., Biological filtration for membrane pre-treatment and other applications: towards the development of a practically-oriented performance parameter. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA* 57.4 (2008), pp. 203-224.
- 17) White C. P., DeBry R. W., Lytle D. A., Microbial Survey of a Full-Scale, Biologically Active Filter for Treatment of Drinking Water, *Applied and Environmental Microbiology* 2012, vol. 78, nr 17, s. 6390-6394.
- 18) Zhu I. X., Getting T, Bruce D., Review of biologically active filters in drinking water applications, *AWWA* 2010, 102:12, s. 67-77.

