



## **Efektywność usuwania związków organicznych podczas oczyszczania wody w procesie filtracji przez biologicznie aktywny filtr węglowy z identyfikacją mikroorganizmów**

*Dorota Holc<sup>\*</sup>, Alina Pruss<sup>\*\*</sup>,  
Michał Michałkiewicz<sup>\*\*</sup>, Zefiryn Cybulski<sup>\*\*\*</sup>*

*\*Envirotech – sp. z o.o., Poznań*

*\*\*Politechnika Poznańska*

*\*\*\*Wielkopolskie Centrum Onkologii  
Pracownia Mikrobiologii, Poznań*

### **1. Wstęp**

Obecnie jednym z głównych wyzwań technologii oczyszczania wody jest skuteczne eliminowanie zanieczyszczeń organicznych występujących w wodzie w formie koloidalnej lub rozpuszczonej. Szczególnie dużą wagę przykłada się do usuwania frakcji biodegradowalnej materii organicznej, która jest wszechobecna w ekosystemach wodnych. Frakcja ta obejmuje niejednorodną mieszaninę związków organicznych o różnych właściwościach fizyczno-chemicznych, m.in.: substancje humusowe i fulwowe, białka, aminokwasy, lipidy, polisacharydy i biopolimery (Huber i in. 2011, Gibert i in. 2013, Pruss 2015, Pruss & Pruss 2016).

W celu skutecznego obniżenia zawartości materii organicznej w wodzie podstawowymi procesami stosowanymi w technologii oczyszczania wód są: koagulacja, adsorpcja i/lub utlenianie chemiczne oraz filtracja (Sohn i in. 2007, Matilainen i in. 2010, Lawler i in. 2013, Bond i in. 2011). Często tradycyjne metody oczyszczania wody uzupełnia się o procesy zaawansowane takie jak biofiltracja czy techniki membranowe (White i in. 2012, Simpson 2008, Gibert i in. 2013, Seredyńska-Sobecka 2006,

Pruss i in. 2009, Kiedryńska L. 2004). Ze względu na obecność frakcji substancji organicznych o różnej masie cząsteczkowej i strukturze, skuteczność ich eliminacji z wody jest bardzo zróżnicowana (Hem & Efraimsson 2001, Huber i in. 2011). Szczegółowo opisano to w licznych publikacjach (Vasyukova i in. 2013, Gumińska 2013, Pruss i in. 2009, Teixeira & Miguel 2011, Bagthoth i in. 2011, Kłós 2013, Pruss & Pruss 2013, Abeynayaka i in. 2014, Pruss 2015a, Pruss 2015b, Pruss & Pruss 2016). Obecność związków organicznych może mieć negatywny wpływ na przebieg procesów oczyszczania wody. W przypadku procesu koagulacji substancje organiczne mogą wpływać na rozmiar i wytrzymałość powstających kłaczków, co z kolei rzutuje na efektywność procesu sedymentacji. Mogą także reagować z zastosowanymi reagentami chemicznymi powodując powstawanie szkodliwych produktów ubocznych (Rosińska & Rakocz 2013, Hur i in. 2006, Kim & Yu 2007). Podczas procesu adsorpcji związki organiczne przyczyniają się do szybszego wyczerpywania pojemności sorpcyjnej węgla aktywnego. W przypadku filtracji przez membrany mogą je zanieczyszczać i powodować kolmatację (Adamski & Szlachta 2011, Bodzek 2013, Matilainen i in. 2010). W związku z powyższym w celu eliminacji związków organicznych z wody coraz powszechniej stosowane są metody biologiczne. Rozkład zanieczyszczeń przez mikroorganizmy jest procesem niezwykle efektywnym. Drobnoustroje sprawdzają się przy rozkładzie substancji, które trudno usunąć konwencjonalnymi metodami. W szczególności dotyczy to szerokiej gamy związków organicznych, które zanieczyszczają wody naturalne (Olesiak & Stępniaik 2014).

## 2. Metodyka badań

Do badań wykorzystano instalację doświadczalną złożoną z jednej kolumny filtracyjnej umieszczonej w płaszczu wodnym. Kolumnę o średnicy wewnętrznej 100 mm i wysokości 3,0 m wypełniono złożem z formowanego węgla aktywnego WG-12. Wysokość złoża wynosiła 2,1 m. Płaszcz wodny stanowiła rura o średnicy wewnętrznej 140 mm, w której cały czas w kierunku od dołu ku górze przepływała woda o temperaturze równej temperaturze wody poddawanej procesowi filtracji. W kolumnie filtracyjnej w przekroju pionowym umieszczono pięć króćców umożliwiających pobór próbek wody oraz pięć króćców do poboru próbek złoża. Aby uniemożliwić rozwój glonów w złożu kolumnę zasłonię-

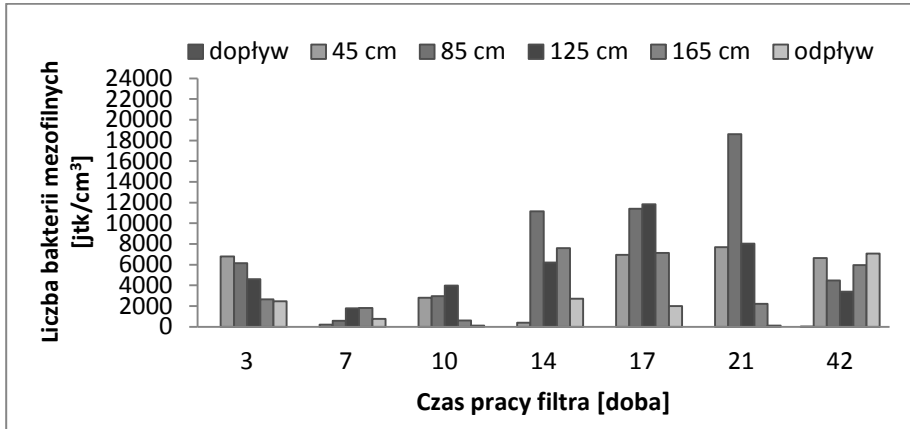
to czarną geowłókniną. Przed rozpoczęciem badań świeże złożo filtracyjne zostało zaszczerpione poprzez podawanie na nie popłuczyn z płukania filtrów węglowych eksploatowanych w skali technicznej na wytypowanej Stacji Uzdatniania Wody. Popłuczyny recykulowano przez okres 16 dni, monitorując stężenia substancji biogenych, w razie ich niedoboru dodawano pożywkę. Filtrowano pozbawioną chloru poznańską wodę wodociągową, która charakteryzowała się średnio temp. 18,5°C, pH=7,2, stężeniem tlenu rozpuszczonego 8,0 mgO<sub>2</sub>/L, zasadowością ogólną 170 mgCaCO<sub>3</sub>/L, utlenialnością (KMnO<sub>4</sub>) 3,5 mgO<sub>2</sub>/L, OWO 5,5 mgC/L. Proces filtracji prowadzono z prędkością 2,5 m/h, uzyskując czas kontaktu równy 50 minut. W trakcie badań odnotowano niewielki przyrost strat hydraulicznych. W analizowanym okresie badań złoża nie płukano.

Próbki wody do badań pobierano na dopływie i odpływie oraz z przekroju pionowego filtra, z głębokości: 45 cm, 85 cm, 125 cm i 165 cm. W próbkach wody oznaczano: temperaturę, pH, stężenie tlenu rozpuszczonego, zasadowość, OWO, utlenialność oraz absorbancję UV<sub>254</sub>. Dodatkowo w sposób jałowy pobierano wodę i złożo do badań mikrobiologicznych. Określono ogólną liczbę bakterii mezofilnych i psychrofilnych, wykonując posiew wgłębny na podłożu agar odżywczy. Wynik oznaczenia podano jako tzw. jednostki tworzące kolonie (jtk) w 1 cm<sup>3</sup> wody, a w przypadku złoża w przeliczeniu na 1 gram suchej masy węgla aktywnego. Badania fizyczno-chemiczne oraz mikrobiologiczne wody wykonano zgodnie z Polskimi Normami. W celu zidentyfikowania mikroorganizmów w wybranych próbkach wody przeprowadzono diagnostykę biochemiczną z wykorzystaniem zautomatyzowanego systemu Vitek 2 Compact (bioMerieux).

### **3. Wyniki badań**

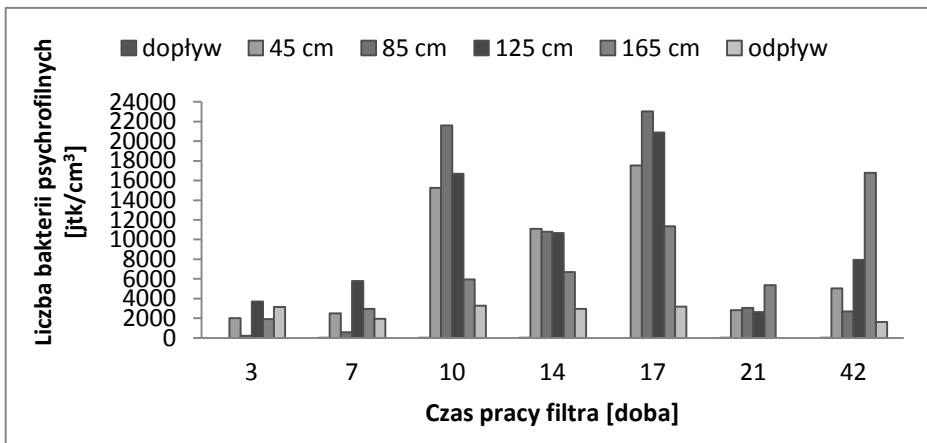
Efektywność usuwania związków organicznych określono przede wszystkim na podstawie: zmian utlenialności (ChZT<sub>KMnO<sub>4</sub></sub>), zawartości ogólnego węgla organicznego (OWO) oraz absorbancji UV. Przed rozpoczęciem badań złożo filtracyjne było biologicznie aktywne, o czym świadczył stosunek ubytku utlenialności do spadku stężenia tlenu rozpuszczonego (wskaźnik Eberharda-Madsena-Sontheimera/EMS) w wodzie podczas filtracji. Podczas badań wskaźnik osiągał wartości mniejsze od 1, co świadczyło o zachodzeniu procesów biodegradacji w złożu (Olesiak P., Stępiak L.

2014). Aktywność biologiczną złoża potwierdziły również badania mikrobiologiczne wykonane dla próbek wody i złoża (Rys.1 i 2).



**Rys. 1.** Liczebność bakterii mezofilnych w próbkach wody w przekroju filtra podczas filtracji

**Fig. 1.** The number of mesophilic bacteria in water samples in cross-section of the filter during filtration



**Rys. 2.** Liczebność bakterii psychrofilnych w próbkach wody w przekroju filtra podczas filtracji

**Fig. 2.** The number of psychrophilic bacteria in water samples in the cross-section of the filter during filtration

W wodzie dopływającej do kolumny filtracyjnej stwierdzono od 0 do 15 jtk/1 cm<sup>3</sup> bakterii psychrofilnych oraz nie wyhodowano żadnych bakterii mezofilnych. W wodzie pobranej z profilu filtra liczniej występowały bakterie psychrofilne. Zwiększenie liczebności bakterii w próbkach wody zaobserwowano od 10 doby pracy filtra. Prawdopodobnie w tym okresie nastąpiło intensywniejsze namnażanie drobnoustrojów. Potwierdzają to uzyskane wyniki stężenia tlenu rozpuszczonego, od 8 do 21 doby w próbkach wody pobranych z filtra odnotowano największy ubytek tlenu, co świadczyło o wzmożonych procesach biologicznych.

Bakterie najliczniej rozwijały się na głębokości 45 i 85 cm, a w miarę wzrostu głębokości ich liczba ulegała zmniejszeniu. W próbkach złoża najwięcej bakterii oznaczono na głębokości 45 cm i 85 cm (tab.1.). W głębszych warstwach złoża rozwój bakterii ograniczały: niskie stężenie tlenu oraz mniejsze stężenie związków organicznych.

**Tabela 1.** Wyniki analiz mikrobiologicznych próbek złoża

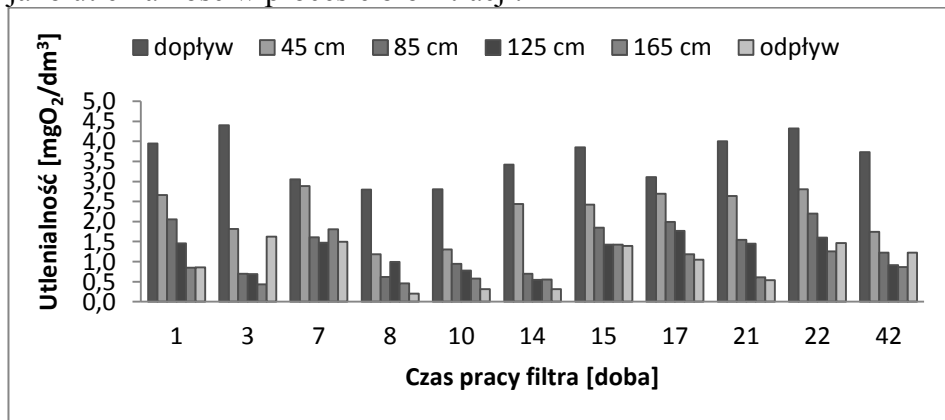
**Table 1.** The results of the microbiological analyses of the bed samples

Czas pracy filtra [doba]	Głębokość 45 cm		Głębokość 85 cm	
	bakterie mezofilne [jtk/1 g s.m.]	bakterie psychrofilne [jtk/1 g s.m.]	bakterie mezofilne [jtk/1 g s.m.]	bakterie psychrofilne [jtk/1 g s.m.]
7	194 704	1 077 882	205 917	413 018
14	2 829 932	5 061 224	2 500 343	1 850 583
21	2 518 519	6 437 710	662 180	2 261 104

Przeprowadzona diagnostyka biochemiczna potwierdziła obecność drobnoustrojów zdolnych do biodegradacji i tworzenia biofilmu. Zidentyfikowano takie bakterie jak *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter calcoaceticus*. Gatunek *Pseudomonas putida* to bakterie Gram-ujemne należące do rodzaju *Pseudomonas*. Żyją w środowisku glebowym oraz słodkowodnym na całym świecie. Odgrywają istotną rolę w biodegradacji związków węgla. Bakterie te potrafią rozłożyć wszelkiego rodzaju węglowodory aromatyczne i alifatyczne, jedynym ograniczeniem są dla nich teflon, styropian oraz związki organiczne zawierające jeden atom węgla. *Pseudomonas aeruginosa* - pałeczka ropy błękitnej, to Gram-ujemna bakteria w kształcie wydłużonym,

która może być patogenna dla człowieka. Optymalne są dla niej warunki tlenowe, ale może również oddychać beztlenowo wykorzystując azotany lub inne akceptory elektronów. *Pseudomonas aeruginosa* może rozkładać szereg związków organicznych, w tym takich jak benzen. *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii* i *Acinetobacter calcoaceticus* to bakterie Gram-ujemne należące do rodzaju *Acinetobacter*. Gatunki te są ze sobą ściśle powiązane genotypowo oraz fenotypowo podobne. Są to bakterie bezwzględnie tlenowe, nieruchliwe, występują powszechnie w środowisku naturalnym, ale mogą być także względnie chorobotwórcze dla ludzi. Zarówno wśród *Acinetobacter sp.* jak i *Pseudomonas aeruginosa* mogą występować szczepy charakteryzujące się zwiększoną opornością na antybiotyki, szczególnie wśród chorych leczonych na oddziałach intensywnej opieki medycznej ([http://cid.oxfordjournals.org/content/43/Supplement\\_2/S43.short](http://cid.oxfordjournals.org/content/43/Supplement_2/S43.short)).

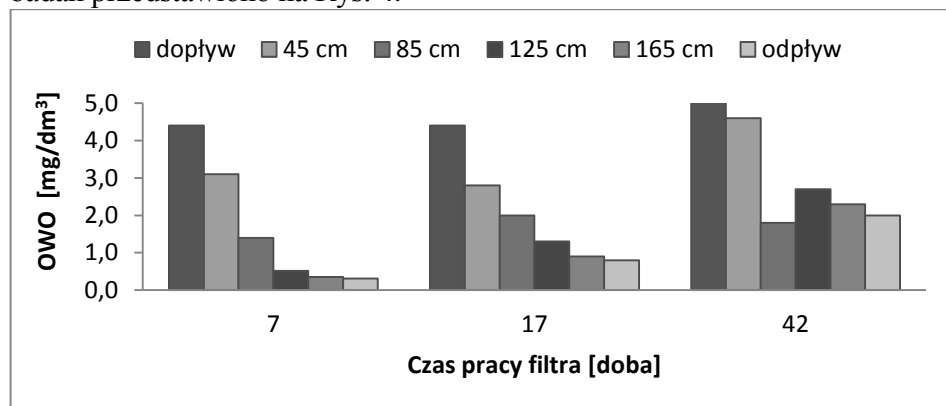
W analizowanym okresie badań utlenialność wody zasilającej filtr mieściła się w zakresie od  $2,8 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$  do  $4,4 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$  (Rys. 3.) W odpływie natomiast uzyskiwano wartości od  $0,2 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$  do  $1,6 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . Średnia wartość utlenialności w odpływie wynosiła  $1,0 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ , co odpowiada średniemu obniżeniu utlenialności wody na poziomie 74%. Uzyskana wartość wskazuje na bardzo wysoką efektywność usuwania z wody związków organicznych, oznaczanych pośrednio jako utlenialność w procesie biofiltracji.



**Rys. 3.** Zmiany utlenialności w wodzie podczas filtracji

**Fig. 3.** Changes in COD (KMnO<sub>4</sub>) in the water during filtration

Bezpośrednią miarą zawartości związków organicznych w wodzie jest ogólny węgiel organiczny OWO. Zmiany zawartości OWO podczas badań przedstawiono na Rys. 4.



**Rys. 4.** Zmiany zawartości OWO w wodzie podczas filtracji

**Fig. 4** Changes TOC in the water during filtration

Stężenie materii organicznej, oznaczanej jako OWO, w wodze zasila-  
jącej filtr wynosiła średnio  $4,77 \text{ mg/dm}^3$ . W procesie filtracji stężenie OWO  
w wodzie ulegało zmniejszeniu w miarę jej przepływu przez złożo. W 7 oraz  
17 dobie w odpływie uzyskano wartości poniżej  $1,0 \text{ mg/dm}^3$ . Efektywność  
usuwania związków organicznych malała w czasie. Mniejsza intensywność  
obniżenia OWO w 42 dobie cyklu filtracyjnego mogła wynikać z intensywnie  
rozwijającej się błony biologicznej, która „blokowała” zdolności sorpcyj-  
ne złoża i umożliwiała usunięcie z wody tylko frakcji biodegradowalnej.

Do oceny skuteczności usuwania związków organicznych  
wykorzystano również pomiar absorbancji  $UV_{254}$ . Średnia wartość  
absorbancji  $UV_{254}$  w wodzie dopływającej do filtra wynosiła  $0,0173 \text{ cm}^{-1}$ .  
W wyniku filtracji wody przez złożo biologicznie aktywne wartość  
absorbancji ulegała obniżeniu nawet do  $0,0000 \text{ cm}^{-1}$ , co potwierdza  
bardzo wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych.  
Absorbancja  $UV_{254}$  umożliwia oznaczenie frakcji RWO oraz związków  
organicznych o wysokiej zawartości pierścieni aromatycznych – prekursorów  
ubocznych produktów dezynfekcji oraz ubocznych produktów  
utleniania (Nowacka i in. 2012).

## 4. Wnioski

Badania wykazały stosunkowo krótki czas biologicznego wprowadzenia złoża filtracyjnego, na co niewątpliwie miało wpływ odpowiednie przygotowanie złoża oraz warunki prowadzenia procesu filtracji tj. długi czas kontaktu, optymalna temperatura i pH wody oraz dostateczna zawartość substancji organicznych stanowiących pożywkę dla bakterii.

Korzystny wpływ na rozwój błony biologicznej w złożu filtra dało wcześniejsze zaszczepienie złoża popłuczynami pochodzących z eksploatowanych w skali technicznej filtrów biologicznie aktywnych.

Węgiel aktywny WG-12 okazał się bardzo dobrym podłożem umożliwiającym rozwój mikroorganizmów w złożu. Aktywność mikrobiologiczną złoża potwierdziły uzyskane mniejsze od jedności wartości wskaźnika EMS oraz badania bakteriologiczne wody i złoża.

Filtracja wody przez biologicznie aktywne złożo węglowe obniżyła zawartość związków organicznych w wodzie. Badania wykazały zmniejszenie zawartości związków organicznych, wyrażone za pomocą zmian utlenialności (średnio o 74%), OWO (średnio o 80%) i absorpcji UV<sub>254</sub> (średnio o 81%). Obniżenie zawartości związków organicznych na różnych wysokościach złoża w kolumnie filtracyjnej korelowało z liczebnością bakterii mezofilnych i psychrofilnych rozwijających się w złożu.

Identyfikacja bakterii wykazała, że w analizowanym złożu obecne były następujące szczepy: *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter calcoaceticus*. Z uwagi na fakt, że *Pseudomonas putida* i *Pseudomonas aeruginosa* to bakterie odpowiedzialne m.in. za rozkład związków organicznych niewątpliwie przyczyniły się one do obniżenia zawartości biodegradowalnej frakcji materii organicznej obecnej w filtrowanej wodzie.

## 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.



## Literatura

1. Abeynayaka A., Visvathan C., Khandarith S., Hashimoto T., Katayama H. Matsui Y., Werellagama D.R.I.B. (2014). Long-term studies on hybrid ceramic microfiltration for treatment of surface water containing high dissolved organic matter. *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 14, No2, pp. 246-254.
2. Adamski W., Szlachta M. (2011). Technologie eliminacji naturalnych substancji organicznych występujących w wodach. *Technologia wody*, Nr 1, str. 17-21.
3. Baghouth S.A., Sharma S.K., Guitard M., Heim V., Croue J.P. (2011). Removal of NOM-constituents as characterized by LC-OCD and F-EEM during drinking water treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, Vol. 60, No7, pp. 412-424.
4. Bodzek M. (2013). Przegląd możliwości wykorzystania technik membranowych w usuwaniu mikroorganizmów i zanieczyszczeń organicznych ze środowiska wodnego. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, Vol. 16, Nr 1, str. 5-37.
5. Bond T., Goslan E.H., Parsons S.A., Jefferson B. (2013). Treatment of disinfection by-product precursors. *Environ. Technol.*, Vol. 32, pp. 1-21.
6. Gibert O., Lefevre, B., Fernandez M., Bernat X., Paraira M., Calderer M., Martinez-Llado X. (2013). Characterising biofilm development on granular activated carbon used for drinking water production, *Water Research*, Nr 47, str. 1101-1110.
7. Gumińska J. (2013). Modification of conventional coagulation system by application of post - coagulation sludge recirculation. *Ochrona Środowiska*, Vol. 35, No3, pp.17-22.
8. Hem L.J., Efraimsen H. (2001). Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research*, Vol. 35, No4, pp.1106-1110.
9. Paterson D. L. (2006). The Epidemiological Profile of Infections with Multidrug-Resistant *Pseudomonas aeruginosa* and *Acinetobacter* Species. *Clinical Infectious Diseases*, Vol.43, pp.43-48.  
[http://cid.oxfordjournals.org/content/43/Supplement\\_2/S43.short](http://cid.oxfordjournals.org/content/43/Supplement_2/S43.short)
10. Huber S., Balz A., Abert M., Pronk W. (2011). Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography - organic carbon detection - organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research*, Vol. 45, pp. 879-885.

11. Hur J., Williams M. A., Schlautman M. A. (2006). Evaluating spectroscopic and chromatographic techniques to resolve dissolved organic matter via end member mixing analysis. *Chemosphere*, Nr 63, str. 387-402.
12. Kiedryńska L. (2004). Zasiadanie granulowanych węgli aktywnych przez mikroorganizmy w procesie uzdatniania wody. *Ochrona Środowiska*, Vol. 26, Nr 1, str. 39-42.
13. Kim H., Yu M. (2007). Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water. *Journal of Hazardous Materials*, Nr 143, str. 486-493.
14. Kłos M. (2013). Technological assumptions of coagulation and dissolved air troll system in water treatment process. *Ochrona Środowiska*, Vol. 35, No. 3, pp. 39-43.
15. Lawler D.S., Mikelonis A.M., Kim I., Lau B.L.T., Youn S. (2013). Silver nano particle removal from drinking water: flocculation/sedimentation or filtration? *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 13, No5, pp.1181-1187.
16. Matilainen A., Vepsäläinen M., Sillanpää M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, Vol. 159, pp. 189-197.
17. Nowacka A., Włodarczyk-Makuła M. (2012). Zmiany adsorbancji w nadfiolecie (UV<sub>254</sub>) w wodzie w procesach uzdatniania. *LAB Laboratoria, Aparatura, Badania*, R. 17, Nr 1, str. 28-31 (2012).
18. Olesiak P., Stępiak L. (2014). *Metody intensyfikacji procesu sorpcji w uzdatnianiu wod.*, Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Tom 4, pod red. Traczewskiej T. M., Kazimierzak B. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
19. Pruss A., Maciołek A., Lasocka-Gomuła I. (2009). Wpływ aktywności biologicznej złóż węglowych na skuteczność usuwania związków organicznych z wody. *Ochrona Środowiska*, Vol. 31, Nr 4, str. 31-34.
20. Pruss A., Pruss P. (2013). Usuwanie zanieczyszczeń organicznych z wody powierzchniowej o małej zasadowości. *Ochrona Środowiska*, Vol. 35, Nr 4, str. 47-50.
21. Pruss A. (2015a). Removal of Organic Matter from Surface Water During Coagulation with Sludge Flotation and Rapid Filtration – a Full Scale Technological Investigation. *Water Science and Technology*, Vol.71, No4, pp.645-652.
22. Pruss A. (2015b). Selection of the Surface Water Treatment Technology – a Full Scale Technological Investigation. *Water Science and Technology*, Vol.71, No.4, pp.638-644 (2015b).

23. Pruss A., Pruss P. (2016). Próba wykorzystania pyłowego węgla aktywnego oraz selektywnego anionitu do zwiększenia skuteczności usuwania związków organicznych z wody po procesie koagulacji. *Ochrona Środowiska, Vol. 38, Nr 1*, str. 25-28.
24. Rosińska A., Rakocz K. (2013). Rola biodegradowalnej materii organicznej w procesie dezynfekcji wody. *Inżynieria i Ochrona Środowiska, Vol. 16, Nr 4*, str. 511-521.
25. Seredyńska-Sobecka B., Tomaszewska M., Janus M., Morawski A. W. (2006). Biological activation of carbon filters. *Water Research, Nr 40*, str. 355-363.
26. Simpson D. R. (2008). Biofilm processes in biologically active carbon water purification, *Water Research, Nr 42*, str. 2839-2848.
27. Sohn J., Amy G., Yoon Y. (2007). Process-train profiles of NOM through a drinking water treatment plant. *Journal of the American Water Works Association, Vol. 99, Nr 6*, str.145-153.
28. Teixeira M.R., Miguel L.M. (2011). The impact of natural matter seasonal variations in drinking water quality. *Desalination Water Treatment, Vol. 36, No.1-3*, pp. 344-353 (2011).
29. Vasyukova E., Proft R. Jousten J., Slavik I., Uhl W. (2013). Removal of natural organic matter and trihalomethane formation potential in a full-scale drinking water treatment plant. *Water Science and Technology: Water Supply, Vol.13, No.4*, pp.1099-1108.
30. White C. P., DeBry R. W., Lytle D. A. (2012). Microbial Survey of a Full-Scale, Biologically Active Filter for Treatment of Drinking Water, *Applied and Environmental Microbiology, Vol. 78, Nr 17*, str. 6390-6394..

## **Effectiveness of organic compounds removing during water treatment by filtration through a biologically active carbon filter with the identification of microorganisms**

### **Abstract**

A study of effectiveness of organic compounds removing from the water was carried out in the pilot scale. Filter column with 100 mm diameter and 3 m height was filled with activated carbon WG-12 at the height of 2.1 m and placed in a water jacket. 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. Activated carbon was biologically "inoculated" with backwash water taken from the carbon filters from existing

Water Treatment Plant. 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 (KMnO<sub>4</sub>), UV<sub>254</sub> absorbance, TOC, total number of mesophilic and psychrophilic bacteria. In some water samples, biochemical diagnostics were performed using an automated system Vitek 2 Compact (bioMerieux), in order to identify microorganisms. Samples of bed were also collected in the vertical profile of the filter to determine the total number of mesophilic and psychrophilic bacteria. Studies showed relatively short time of biological activation of filter bed, which undoubtedly was an effect of the proper preparation of the bed and conditions of the process (contact time, the optimum temperature and pH, and sufficient content of organic substances which was the nutrients for bacteria). Activated carbon WG-12, which was used during the studies, was a very good base for the growth of microorganisms in the filter bed. Microbial activity of filter was confirmed by indicator EMS which amounted to <1 and bacteriological analysis of water and the bed. The content of organic compounds in the water during filtration through a biologically active carbon bed decreased along to depth of filter. The lowering of organic compounds amount at higher depths of the filter bed was correlated with the growing amount of mesophilic and psychrophilic bacteria in the bed. In a vertical cross section of the filter *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter nosocomialis*, *Acinetobacter pittii*, *Acinetobacter baumannii*, *Acinetobacter calcoaceticus* have been identified. Due to the fact that *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas aeruginosa* are the bacteria responsible for the decomposition of organic compounds, their presence undoubtedly contributed to the reduction of biodegradable fraction of organic matter present in the filtered water.

**Słowa kluczowe:**

filtry biologicznie aktywne, związki organiczne, identyfikacja mikroorganizmów, oczyszczanie wody, filtracja

**Keywords:**

biologically active filter (BAF), organic compounds, identification of microorganisms, water treatment, filtration