

Alina Pruss, Agata Maciołek, Iwona Lasocka-Gomuła

## Wpływ aktywności biologicznej złóż węglowych na skuteczność usuwania związków organicznych z wody

Jakość ujmowanych wód oraz coraz większe wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi wymuszają stosowanie nowych, bardziej rozbudowanych, technologii oczyszczania, wśród których dominuje adsorpcja na granulowanym węglu aktywnym. Jest ona obecnie jednym z podstawowych procesów technologicznych stosowanych w stacjach oczyszczania wody [1–5]. Proces ten jest skuteczny w usuwaniu związków organicznych, także tych występujących w ilościach śladowych. Prowadzony jest najczęściej w biologicznie aktywnych węglowych złożach filtracyjnych, w których – obok procesu adsorpcji – istotne znaczenie mają procesy biochemiczne zachodzące przy udziale mikroorganizmów rozwijających się na powierzchni ziaren granulowanego węgla aktywnego [6–12].

Jakość wody odpływającej z biologicznie aktywnych filtrów sorpcyjnych zależy od rodzaju zastosowanego węgla aktywnego, jego właściwości adsorpcyjnych oraz od intensywności procesów biochemicznych zachodzących w złożu węgla. Istotny jest zarówno skład jakościowy, jak i ilościowy mikroorganizmów zasiedlających węgiel aktywny [13–15]. Możliwe są trzy schematy rozwoju błony biologicznej na powierzchni węgla aktywnego [16] – błona ciągła gruba, błona ciągła cienka i błona nieciągła. Badania wykazały, że przy typowych stężeniach substancji organicznych w oczyszczanych wodach najlepiej sprawdza się model cienkiej ciągłej błony [17–18].

Artykuł zawiera wyniki badań przeprowadzonych w skali technicznej w stacji oczyszczania wody w Gruszczyźnie, zaopatrującej w wodę Poznań i Swarzędz. Celem badań była ocena aktywności biologicznej pospiesznych filtrów sorpcyjnych z granulowanym węglem aktywnym oraz skuteczności usuwania związków organicznych z filtrowanej wody.

### Charakterystyka stacji oczyszczania wody w Gruszczyźnie

Stacja oczyszczania wody w Gruszczyźnie, po modernizacji w 2006 r., jest przygotowana do pracy z wydajnością 24 tys. m<sup>3</sup>/d. Jest ona zasilana wodą podziemną z utworów czwartorzędowych z dwóch ujęć głębinowych – Gruszczyń i Promienko. Ujęcia te charakteryzują się wodą o różnym

składzie chemicznym, a istotną różnicę stanowi zawartość substancji organicznych. Woda ujmowana ze studni ujęcia Promienko zawiera żelazo ogólne w ilości 2,1 gFe/m<sup>3</sup> i mangan w ilości 0,13 gMn/m<sup>3</sup>, a ponadto charakteryzuje się barwą 20 gPt/m<sup>3</sup>, mętnością 7 NTU, utlenialnością 0,7 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> oraz zawartością ogólnego węgla organicznego (OWO) 4 gC/m<sup>3</sup>. Woda ujmowana ze studni ujęcia Gruszczyń zawiera żelazo ogólne w ilości 3,7 gFe/m<sup>3</sup> i mangan w ilości 0,14 gMn/m<sup>3</sup>, a ponadto charakteryzuje się barwą 40 gPt/m<sup>3</sup>, mętnością 17 NTU, utlenialnością 1,4 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> oraz zawartością OWO 2,1 gC/m<sup>3</sup>. Do stacji oczyszczania w Gruszczyźnie kierowana jest woda zmieszana z obu ujęć, charakteryzująca się podwyższoną zawartością związków żelaza i manganu oraz substancji organicznych, a także zwiększoną intensywnością barwy i mętnością. Średnie roczne wartości wskaźników jakości wody w 2007 r. wynosiły: żelazo ogólne – 3,2 gFe/m<sup>3</sup>, mangan – 0,13 gMn/m<sup>3</sup>, barwa – 33 gPt/m<sup>3</sup>, mętność – 15 NTU, OWO – 3,2 gC/m<sup>3</sup>, utlenialność – 1,4 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, absorpcja w UV<sub>254nm</sub><sup>1m</sup> – 16 [19].

Technologia oczyszczania wody obejmuje napowietrzanie otwarte, dwustopniową filtrację pospieszną oraz dwustopniową dezynfekcję wody. W hali napowietrzania wyposażonej w wentylację mechaniczną znajdują się 24 rurociągi z rozbryzgowymi dyszami napowietrzającymi. Napowietrzona woda kierowana jest następnie na pierwszy stopień filtracji pospiesznej (I<sup>o</sup>), który stanowi pięć filtrów otwartych ze złożem antracytowo-piaskowym, o łącznej powierzchni filtracji 108,75 m<sup>2</sup>, wyposażonych w nowoczesny drenaż wąskoszczelinowy. W tych filtrach prowadzony jest głównie proces odżelaziania – w warstwie antracytu i górnej warstwie piasku kwarcowego oraz odmanganiania – w dolnej warstwie piasku kwarcowego. Po filtracji I<sup>o</sup> woda kierowana jest do zbiornika pośredniego znajdującego się w budynku biologicznie aktywnych filtrów sorpcyjnych, skąd tłoczona jest na drugi stopień filtracji (II<sup>o</sup>) składający się z sześciu biologicznie aktywnych filtrów sorpcyjnych o łącznej powierzchni filtracji 137,76 m<sup>2</sup> i wysokości złoża 2,0 m. Komory filtrów sorpcyjnych zostały zasypane węglem aktywnym w grudniu 2006 r. [20]. Jako wypełnienie zastosowano formowany węgiel aktywny, którego charakterystyka jakościowa (wg producenta) była następująca:

- powierzchnia właściwa (BET, N<sub>2</sub>): 1100 m<sup>2</sup>/g,
- gęstość nasypowa (po płukaniu i wysuszeniu): 410 g/dm<sup>3</sup>,
- gęstość nasypowa: 455 g/dm<sup>3</sup>,
- liczba jodowa: 1100 mg/g,
- liczba metylenowa: 35 cm<sup>3</sup>,
- wytrzymałość mechaniczna (twardość): 97%,
- ścieralność: 0,3%,

Dr inż. A. Pruss: Politechnika Poznańska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Piotrowo 3a, 60-965 Poznań, [alina.pruss@put.poznan.pl](mailto:alina.pruss@put.poznan.pl)  
 Mgr inż. A. Maciołek, mgr inż. I. Lasocka-Gomuła: Aquanet SA, Zakład Wody, ul. Dolna Wilda 126, 61-492 Poznań  
[agata.maciolek@aquanet.pl](mailto:agata.maciolek@aquanet.pl), [iwona.lasocka-gomula@aquanet.pl](mailto:iwona.lasocka-gomula@aquanet.pl)

Tabela 1. Parametry filtrów sorpcyjnych oraz wskaźniki jakości wody  
Table 1. Parameters of GAC filters and water quality parameters

Parametr/wskaźnik, jednostka	Filtr 1		Filtr 2		Filtr 4	
	dopływ	odpływ	dopływ	odpływ	dopływ	odpływ
Czas pracy filtru od płukania złoża, d	0		3		5	
Natężenie przepływu wody, m <sup>3</sup> /h	90		121		130	
Powierzchnia filtru, m <sup>2</sup>	23		23		23	
Wysokość złoża, m	2,0		2,0		2,0	
Prędkość filtracji, m/h	3,9		5,3		5,7	
Czas kontaktu, min	31		23		21	
pH	7,48	7,46	7,52	7,56	7,52	7,50
Zasadowość ogólna, val/m <sup>3</sup>	5,8	6,1	5,7	5,6	5,7	5,4
Tlen rozpuszczony, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	2,8	–	3,5	–	3,5	–
Wolny dwutlenek węgla, gCO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	23,98	25,74	22,66	17,82	22,66	19,36
Utlenialność (10'), gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	1,1	0,7	1,30	1,00	1,30	0,90
Ogólny węgiel organiczny, gC/m <sup>3</sup>	3,09	2,88	3,19	2,60	3,19	2,61
Absorbancja w UV <sub>254nm</sub> <sup>1m</sup>	7,3	5,9	6,3	4,6	6,3	4,4
Ogólna liczba bakterii w temp. 22°C, jtk/cm <sup>3</sup>	0	1	2	4	2	2

- pH: zasadowe,
- współczynnik jednorodności: 1,2%,
- adsorpcja fenolu wg DIN 19603: 4%,
- zdolność do dechloracji wg DIN 19603: 4,5 cm.

Komory filtrów sorpcyjnych wyposażone są w nowoczesny wąskoszczelinowy drenaż filtracyjny. Wszystkie złoża płukane są wodą i sprężonym powietrzem. Popłuczyny kierowane są do odstojników, a w celu przyspieszenia sedymentacji zawieszin z płukania filtrów I<sup>o</sup> do rurociągu popłuczyn dodawany jest polielektrolit. Osad zgromadzony w odstojnikach jest zagęszczany mechanicznie, a następnie wywożony do oczyszczalni ścieków, gdzie jest wykorzystywany do wiązania fosforu w komorach fermentacyjnych. Dezynfekcja wody prowadzona jest w układzie dwustopniowym – chlorem dawkowanym do zbiorników wody czystej zlokalizowanych na terenie stacji oraz dwutlenkiem chloru dawkowanym do rurociągu tłoczącego wodę do sieci.

## Metodyka badań

Do badań pobrano próbki węgla aktywnego ze złożów filtrów sorpcyjnych oraz próbki wody dopływającej i odpływającej z trzech filtrów (filtry 1, 2 i 4). Poboru próbek węgla dokonano przy użyciu próbnika o długości 2 m, nie wyłączając filtrów z ciągu technologicznego. Próbki węgla zostały pobrane z powierzchni złoża oraz z głębokości 0,5 m i 1,0 m w trzech miejscach filtru – na środku złoża oraz przy jego przeciwległych brzegach pomiędzy korytami popłuczyn. Próbki wody pobrano natomiast z kanału zbiorczego za filtrami I<sup>o</sup> (woda dopływająca do filtrów sorpcyjnych) oraz po każdym z filtrów sorpcyjnych.

Oznaczenie aktywności biologicznej próbek złoża węglowego przeprowadzono metodą testu aktywności esteraz (EA) z dwuocentanem fluoresceiny (test FDA). Test ten pozwala na skuteczną ocenę pracy błony biologicznej biorącej udział w biodegradacji substancji organicznych w biologicznie aktywnych złożach sorpcyjnych. Umożliwia on ocenę żywotności mikroorganizmów, a tym samym daje obraz skuteczności przemian, jakie dzięki nim zachodzą w złożu węgla aktywnego [20–22].

Tabela 2. Średnia aktywność biologiczna próbek węgla aktywnego z filtrów sorpcyjnych  
Table 2. Average biological activity of the GAC samples

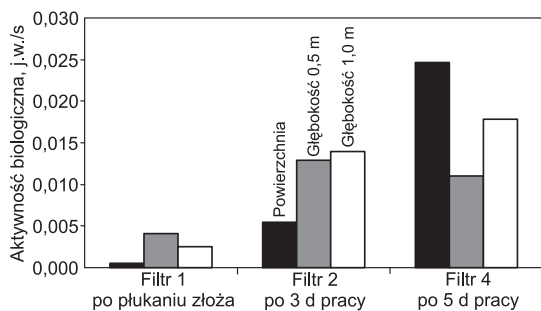
Głębokość złoża, m	Aktywność biologiczna, j.w./s		
	filtr 1 (po płukaniu)	filtr 2 (po 3 d)	filtr 4 (po 5 d)
0,0	0,0558·10 <sup>-2</sup>	0,5404·10 <sup>-2</sup>	2,4657·10 <sup>-2</sup>
0,5	0,4067·10 <sup>-2</sup>	1,2936·10 <sup>-2</sup>	1,0985·10 <sup>-2</sup>
1,0	0,2540·10 <sup>-2</sup>	1,3928·10 <sup>-2</sup>	1,7865·10 <sup>-2</sup>

W próbkach wody dopływającej i odpływającej z filtrów sorpcyjnych oznaczono zawartość tlenu rozpuszczonego, wolnego dwutlenku węgla i ogólny węgiel organiczny, a także pH, zasadowość ogólną, utlenialność, absorbancję w nadfiolecie ( $\lambda=254\text{nm}$ ) oraz ogólną liczbę bakterii w temperaturze 22°C. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z PN.

## Interpretacja wyników

Parametry pracy filtrów sorpcyjnych eksploatowanych w stacji oczyszczania wody w Gruszczynie oraz średnią jakość wody dopływającej i odpływającej z tych filtrów podano w tabeli 1, natomiast wyniki pomiaru aktywności mikrobiologicznej węgla zebrano w tabeli 2.

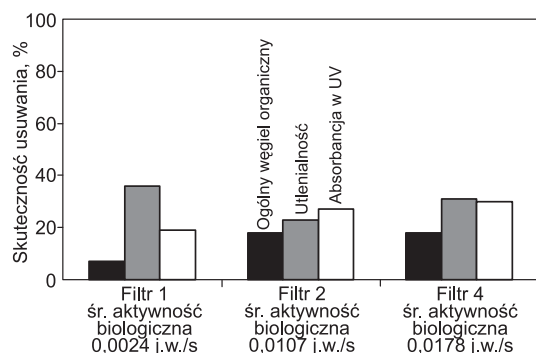
Uśredniając wyniki uzyskane w trzech punktach poboru próbek otrzymano średnie aktywności na trzech różnych głębokościach złoża, charakteryzujące poszczególne filtry (tab. 2). Rozkład średniej aktywności biomasy w przekroju złoża w poszczególnych filtrach przedstawiono na rysunku 1. Należy zwrócić uwagę, że próbki złoża zostały pobrane w różnym czasie pracy filtru liczoną od momentu płukania złoża. Aktywność mikrobiologiczna złoża filtru 1 była najmniejsza, gdyż próbki pobrano bezpośrednio po jego wypłukaniu. Mała aktywność warstwy powierzchniowej złoża potwierdza doniesienia literaturowe, że proces płukania powoduje wymycie części błony biologicznej [17,18]. Analizując aktywność mikrobiologiczną filtrów 2 i 4 zauważono tendencję do wzrostu aktywności mikrobiologicznej, szczególnie powierzchniowej warstwy złoża, wraz z czasem filtracji.



Rys. 1. Średnia aktywność biologiczna złóż filtrów sorpcyjnych na różnych głębokościach

Fig. 1. Average biological activity of the GAC beds measured at various depths of the adsorption columns

Skuteczność usuwania z wody substancji organicznych określono w oparciu o zmiany zawartości ogólnego węgla organicznego (OWO), utlenialności oraz absorbancji w nadfiolecie. Aktywność biomasy w zależności od skuteczności zmniejszenia wartości wskaźników jakości wody przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Wpływ aktywności biologicznej złoża węglowego na skuteczność usuwania substancji organicznych z wody (OWO, utlenialność, absorbancja w nadfiolecie)

Fig. 2. Effect of biological activity of the GAC bed on the extent of reduction in TOC, COD and UV absorbance

Najmniejsze usunięcie OWO wynoszące  $0,21 \text{ gC/m}^3$  (6,8%) zaobserwowano w filtrze 1, w którym odnotowano dość małą aktywność mikrobiologiczną, szczególnie powierzchniowej warstwy złoża. Zmniejszenie zawartości OWO w filtrach 2 i 4 było natomiast bardzo zbliżone i wynosiło odpowiednio  $0,59 \text{ gC/m}^3$  (18,5%) – w filtrze 2 i  $0,58 \text{ gC/m}^3$  (18,2%) – w filtrze 4. W filtrach 2 i 4 uzyskano zbliżoną skuteczność usuwania OWO, pomimo różnych średnich aktywności mikrobiologicznych złóż. Można przypuszczać, że miało to związek ze zmniejszeniem ilości substratów biodegradacji. Większe możliwości interpretacyjne mogłyby dać wyniki oznaczeń rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) oraz jego frakcji biodegradowalnej (BRWO), co umożliwiłoby określenie zawartości frakcji ulegającej biodegradacji w wodzie dopływającej i odpływającej z filtrów sorpcyjnych. Biorąc jednakże pod uwagę analizowane wskaźniki jakości wody, charakteryzujące obecność substancji organicznych, zaobserwowano dość istotne zmniejszenie utlenialności wody i absorbancji w nadfiolecie.

## Wnioski

◆ Badania aktywności biologicznej złóż węgla aktywnego w filtrach sorpcyjnych pracujących w stacji oczyszczania wody w Gruszczyźnie potwierdziły aktywność tych złóż, przy czym była ona uzależniona od czasu pracy filtru.

◆ Płukanie złóż filtrów sorpcyjnych powodowało przejściowe zmniejszenie aktywności biologicznej węgla aktywnego, która zwiększała się wraz z upływem czasu trwania cyklu filtracyjnego.

◆ Skuteczność usuwania substancji organicznych z wody w złożach węgla aktywnego filtrów II<sup>o</sup> pracujących w stacji oczyszczania wody w Gruszczyźnie nie przekraczała 40%, co mogło mieć związek z brakiem procesu utleniania (ozonowania) przed filtrami sorpcyjnymi.

◆ Wskaźniki jakości wody odpływającej z filtrów sorpcyjnych spełniały wymagania dotyczące wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [23].

*Autorzy dziękują absolwentce Politechniki Poznańskiej Pani mgr inż. Marcie Sybis za pobór próbek złoża filtrów sorpcyjnych w stacji oczyszczania wody w Gruszczyźnie oraz pomiar aktywności biologicznej tych złóż, a także pracownikom laboratorium Aquanet SA za wykonanie analiz jakości wody na potrzeby niniejszego artykułu.*

## LITERATURA

1. L. RECZEK: Oznaczanie liczebności i aktywności enzymatycznej mikroorganizmów zasiedlających granulowane węgle aktywne stosowane w procesie uzdatniania wody. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Kraków 2000, ss. 509–518.
2. P.M. HUCK, B.M. COFFEY, A. AMIRTHARAJAH, E.J. BOUWER: Optimizing filtration in biological filters. AWWA Research Foundation and AWWA, 2000.
3. M. LESZCZYŃSKA, A. PRUSS: Współczesne standardy jakości wody do picia – stan wiedzy, kierunki zmian. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Zakopane 2006, t. I, ss. 245–259.
4. K. WILMAŃSKI: Usuwanie substancji organicznych z wód podziemnych na pylistym węglu aktywnym. *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 3, ss. 13–16.
5. A. WOLBORSKA, R. ZARZYCKI, J. CYRAN, H. GRABOWSKA, M. WYBÓR: Ocena biologicznej aktywności filtrów węglowych w uzdatnianiu wód powierzchniowych na przykładzie wodociągu „Sulejów-Łódź”. *Ochrona Środowiska* 2003, vol. 25, nr 4, ss. 27–32.
6. Z. SOZAŃSKA, S. BIŁOZOR: Biologicznie aktywne filtry węglowe w uzdatnianiu wody. Mat. konf. „Zagadnienie zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 1986, ss. 59–69.
7. M.M. SOZAŃSKI., Z. SOZAŃSKA, T. SOCZYŃSKI: Usuwanie mikrozanieczyszczeń w biologicznie aktywnych filtrach węglowych w warunkach podwyższonego zasolenia wody. *Ochrona Środowiska* 1993, vol. 15, nr 3, ss. 57–60.
8. L. KIEDRYŃSKA: Zasiedlanie granulowanych węgla aktywnych przez mikroorganizmy w procesie uzdatniania wody. *Ochrona Środowiska* 2004, vol. 26, nr 1, ss. 39–42.
9. M. LESZCZYŃSKA: Proces adsorpcji we współczesnych technologiach uzdatniania wody. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Zakopane 2006, t. I, ss. 607–620.
10. A. PRUSS: Badania wpływu zmian grubości błony biologicznej na ziarnach złoża filtracyjnego na zużycie tlenu podczas usuwania azotu amonowego z wody. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 1, ss. 35–39.
11. A. PRUSS: Wpływ przerw w eksploatacji filtrów węglowych na ich aktywność biologiczną. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 3, ss. 55–58.
12. P. GRUNWALD, M. PERCHUĆ: Usuwanie związków humusowych na biologicznie aktywnych filtrach węglowych. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 1996, t. III, ss. 185–199.
13. M. ŁEBKOWSKA, J. WĄSOWSKI, U. WOJSA-ŁUGOWSKA: Zastosowanie analizy mikrobiologicznej do oceny biologicznej aktywności węgla aktywnych. *Ochrona Środowiska* 1997, vol. 19, nr 3, ss. 43–46.

14. B. FALKUS, A. HANDZLIK, E. KAJDAS: Liczebność mikroorganizmów zasiedlających złoża filtrów węglowych w ZPW Dzieńkowice. *Ochrona Środowiska* 1999, vol. 21, nr 2, ss. 29–34.
15. D.P. WILCOX, E. CHANG, K.L. DICKSON, K.R. JOHANSSON: Microbial growth associated with granular activated carbon in a pilot water treatment facility. *Applied and Environmental Microbiology* 1983, Vol. 46, No. 8, pp. 406–416.
16. M. MOŁCZAN: Podstawy modelowania matematycznego procesu adsorpcji–biodegradacji w biologicznie aktywnych złożach granulowanych węgla aktywnych *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 3, ss. 9–14.
17. A. PRUSS, M. BŁAŻEJEWSKI: The influence of velocity gradient on removal of ammonia nitrogen from water. Proc. "Second National Congress of Environmental Engineering", London 2007, pp. 159–164.
18. A. PRUSS, M. BŁAŻEJEWSKI: Wpływ gradientu prędkości na grubość błony biologicznej na ziarnach złoża filtracyjnego i usuwanie z wody azotu amonowego. Mat. konf. „II Kongres Inżynierii Środowiska”, Lublin 2005, ss. 261–269.
19. A. MACIOŁEK, I. LASOCKA-GOMUŁA: Modernizacja SUW Gruszczyń przy zachowaniu ciągłości produkcji wody. Mat. konf. „Woda–Człowiek–Środowisko”, PZITS Oddział Wielkopolski, Licheń 2007, ss. 107–116.
20. I. LASOCKA-GOMUŁA, P. KANIA, A. MACIOŁEK: Stabilność chemiczna wody podziemnej ze stacji oczyszczania w Gruszczyń. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Gniezno 2008, t. 1, ss. 545–554.
21. E. KIJOWSKA, M. LESZCZYŃSKA, M.M. SOZAŃSKI: Metabolic activity test in investigation of biodegradation in biological filters. *Water Science and Technology: Water Supply* 2001, Vol. 1, No. 2, pp. 151–158.
23. E. KIJOWSKA, M. LESZCZYŃSKA, M.M. SOZAŃSKI: Test aktywności metabolicznej w badaniach biodegradacji materii organicznej w złożach biologicznych filtrów węglowych. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Kraków 2000, ss. 477–488.
24. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 29 marca 2007r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. DzU nr 61, poz. 417.

**Pruss, A., Maciołek, A., Lasocka-Gomuła, I. Effect of the Biological Activity of Carbon Filter Beds on Organic Matter Removal from Water. *Ochrona Środowiska* 2009, Vol. 31, No. 4, pp. 31–34.**

**Abstract:** A full-scale study was conducted at the Water Treatment Plant of Gruszczyń, which supplies water to the municipalities of Poznań and Swarzędz. The groundwater treated there is characterized by elevated concentrations of manganese, iron and organic compounds (TOC, permanganate COD, color, UV absorbance). The water treatment train applied includes: open aeration, filtration I<sup>o</sup> (anthracite-sand bed), filtration II<sup>o</sup> (granular active carbon bed; GAC bed) and disinfection. GAC samples collected at various depths of the adsorption columns, as well as samples of the influent to, and the effluent from, the adsorption columns were made subject to analysis. GAC samples were analyzed for esterase activity (EA) using the fluorescein diacetate (FDA) test. The samples of influent and effluent water

were analyzed for dissolved oxygen, free carbon dioxide, pH, total alkalinity, TOC, permanganate COD, UV absorbance ( $\lambda=254\text{nm}$ ) and total number of bacteria at 22 °C. The study has revealed that all the GAC beds in the adsorption columns operated by the Gruszczyń Water Treatment Plant were biologically active. The biological activity of the GAC beds was found to depend on the duration of the filter cycle after backwash. Backwash produced a periodic reduction in the biological activity of the GAC beds, which was followed by a gradual increase with the duration of the filter cycle. The efficiency of organic matter removal from the water in the GAC beds failed to exceed 40%, which seems to be attributable to the fact that the treatment train applied does not include ozonation as a prior step to filtration II<sup>o</sup> which involves GAC beds.

**Keywords:** Water treatment, filtration, sorption, active carbon, carbon filter, biological activity, biofilm.