

Krzysztof Matuszewski, Ewa Bieńkowska, Włodzimierz Możaryn

Ocena pracy złóż węgla aktywnego w SUW „Podolszyce” w Płocku w latach 1994–1998

Nowe podejście do procesu uzdatniania wody na kolumnach węglowych, polegające na wspomaganiu procesu sorpcji ozonowaniem, nastąpiło we wczesnych latach siedemdziesiątych. Technologię oczyszczania wody, składającą się z sekwencji procesów ozonowania pośredniego i filtracji na granulowanym węglu aktywnym, zastosowano w skali technicznej na wodociągu *Rouen-laChapelle* we Francji i *Dohne w Muhlheim* w Niemczech. Idea tego procesu polegała na utlenieniu substancji organicznych zawartych w wodzie za pomocą ozonu do postaci biodegradowalnej, a następnie biodegradacji tej frakcji przez bakterie aerobowe, naturalnie zasiedlające złoża węgla aktywnego. Produkty tego procesu, w postaci dwutlenku węgla, wody i biomasy, usuwane są ze złoża węgla aktywnego podczas płukania filtru. W odróżnieniu od złóż węglowych, pracujących w trybie sorpcyjnym, złoża pracujące w trybie biologicznym zaczęto określać mianem biologicznie aktywnych złóż węglowych (*biologically activated carbon – BAC*), chociaż każde niedyżenfekowane złożo po wpracowaniu wykazuje aktywność biologiczną [1].

Wprowadzenie dodatkowego stopnia filtracji do układu oczyszczania wody, z użyciem drogiego materiału, jakim jest granulowany węgiel aktywny, jest bardzo kosztowne. Biorąc pod uwagę dodatkowo wysoki koszt regeneracji węgla, sięgający nierzadko 60% ceny węgla świeżego, zasadniczym pytaniem stawianym przez inwestora i użytkownika jest kwestia, w jak długim czasie utrzyma się zadowalająca efektywność filtracji na kolumnach węglowych. Inwestor i użytkownik podejmując decyzję o zastosowaniu filtracji na węglu aktywnym stają zatem przed złożonym zagadnieniem wyboru, którego natura ma charakter głównie ekonomiczny. W rezultacie uważa się często, że filtracja na węglach aktywnych jest metodą wyłącznie doczyszczania wody, starannie oczyszczanej w procesach poprzedzających sorpcję. Wśród dostawców węgla aktywnych prezentowane są dwa różne stanowiska w podejściu do filtracji na granulowanych węglach aktywowanych. Pierwsze, kładące nacisk na zdolności sorpcyjne materiału filtracyjnego i drugie, traktujące złożo węglowe jako swoisty bioreaktor.

Jak wskazują doświadczenia [3], dla silnie zanieczyszczonych wód powierzchniowych, oczyszczanych w klasycznej sekwencji koagulacja/separacja zawiesin/filtracja pospieszona, wyczerpanie się zdolności sorpcyjnych najlepszych gatunkowo granulowanych węgla aktywnych (eksploatowanych przy parametrach typowych dla filtrów pospieszonych) następuje w ciągu kilku miesięcy. Zastosowanie ozonowania wody

przed filtrami węglowymi wydłuża ten okres nierzadko dwukrotnie. Jest ono w tych warunkach niezbędne. Sorbenty węglowe mogą zatem zapewnić bardzo czystą wodę w stosunkowo krótkim, z punktu widzenia użytkownika, czasie.

Praca umiejętnie eksploatowanych złóż węglowych w trybie biologicznym jest długotrwała, w porównaniu do pracy złóż w trybie sorpcyjnym. Godząc się na nieco niższą, akceptowalną, efektywność, otrzymuje się w zamian niższe koszty eksploatacji. Dodatkowym elementem, który powinien być brany pod uwagę, jest różna szybkość obydwu procesów. Procesy biologiczne są na ogół wolniejsze od procesów sorpcyjnych, zatem czasy kontaktu wody ze złożem powinny być wydłużone.

Technologię biofiltracji ozonowanej wody na granulowanych złożach węglowych uruchomiono w skali technicznej w 1994 roku (47 tydzień) na Stacji Uzdatniania Wody „Podolszyce” w Płocku [2]. Należy nadmienić, że równocześnie z ozonowaniem pośrednim (przed filtracją) wprowadzono wstępne ozonowanie wody surowej (45 tydzień 1994 r.). Inwestycje poprzedziły zadowalające wyniki trzyletnich badań pilotowych.

Celem niniejszego artykułu była analiza wyników pracy filtrów węglowych w SUW „Podolszyce” w latach 1994–1998. Prezentowany jest w tej ocenie punkt widzenia użytkownika, który w rzeczywistości kupuje technologię, a nie konkretny produkt, tj. węgiel. Technologia powinna gwarantować akceptowalną efektywność usuwania zanieczyszczeń w maksymalnie długim czasie eksploatacji złoża węglowego.

Parametry filtrów węglowych

Nominalna wydajność SUW „Podolszyce” wynosi 42 tys. m³/d. Rzeczywista (średnia) produkcja wyniosła w latach 1994–1998 odpowiednio 20980, 22570, 22745, 22010 oraz 21910 m³/d. Ujmowana woda surowa była poddawana ozonowaniu, koagulacji, flokulacji, sedymentacji i filtracji pospiesznej. Ozonowanie pośrednie, poprzedzające filtrację na węglu, było prowadzone przy czasach kontaktu średnio od 10,6 min do 11,6 min (wartość nominalna 11,6 min). Dawki ozonu, utrzymywane automatycznie, zapewniały zawartość ozonu resztkowego w wodzie podawanej na filtry od 0,1 do 0,2 gO₃/m³. Dwa filtry węglowe, zasilane wodą od góry, wykonane zostały jako betonowe zbiorniki o przekroju kołowym. W tabeli 1 zestawiono ich najważniejsze parametry techniczno-technologiczne. Złożo filtracyjne stanowił granulowany węgiel aktywny, specjalnie przygotowywany do pracy w trybie biologicznym. W czasie pracy stacji, wyjąwszy konieczność doprecyzowania parametrów sekwencji płukania, nie zauważono żadnych trudności w eksploatacji filtrów.

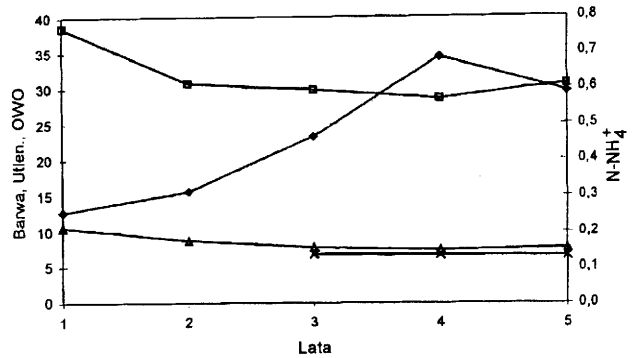
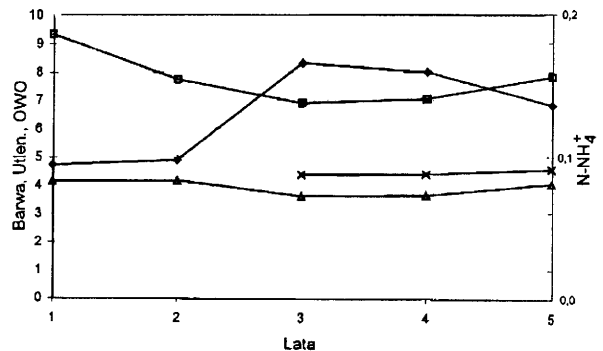
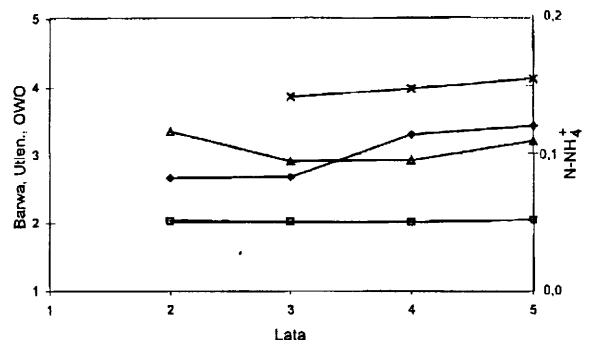
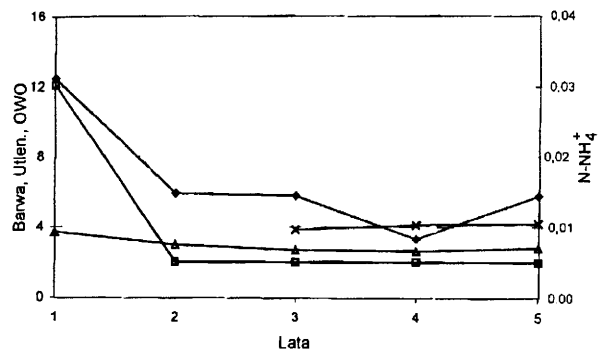
Tabela 1. Parametry techniczno-technologiczne filtrów węglowych w SUW „Podolszyce”

Liczba filtrów	2
Wydajność, m ³ /h	875
nominalna	
rzeczywista (śr.)	
1995	470
1996	474
1997	459
1998	457
Złoże	
wysokość, m	3
objętość, m ³	210
słup wody nad złożem, m	1,9
Drenaż	dno dyszowe 3404 dysze grzybkowe średnica 50 mm szczelina 0,2 mm bez podsypki
Powierzchnia czynna filtru, m ²	70
Prędkość filtracji, m/h	
nominalna	12
rzeczywista (śr.)	6,5+6,8
Czas kontaktu, min	
nominalny	14,4
rzeczywisty	26,6+27,6
Płukanie filtrów	
powietrzem	5 min
intensywność	30 m/h
powietrzem i wodą	9 min
woda	12 m/h
wodą	20 min
intensywność	24 m/h
Woda płuczająca	uzdatniona, niechlorowana
Częstość płukania, zależna od temperatury wody	
dla T < 14 °C	co 6 dób
dla T > 14 °C	co 4 doby

Ocena pracy filtrów węglowych

Oceny pracy filtrów węglowych dokonano z punktu widzenia użytkownika, gdyż on na bieżąco określa jakość uzdatnionej wody i na tej podstawie ocenia efektywność pracy poszczególnych procesów uzdatniania. W przypadku spadku jakości wody (efektywności oczyszczania) poniżej akceptowalnego poziomu, decyduje o konieczności wprowadzenia zmian, w tym wypadku regeneracji, względnie wymiany złożeń węglowych. Ze względu na to, że na pracę filtrów węglowych pośredni wpływ ma zarówno jakość wody surowej, jak i efektywność jej uzdatniania w procesach poprzedzających kolumny węglowe, zdecydowano się na ich włączenie do opisu. Prowadząc analizę uzyskanych rezultatów należy pamiętać o tym, że procesy biologiczne są powolne. Wpracowanie złożeń, czy też reakcja na gwałtownie zmieniające się warunki, są długotrwałe. Ponadto nawet niewielkie ilości inhibitorów procesów biologicznych są w stanie skutecznie je zahamować.

Na rysunkach 1–4 zobrazowano zmiany jakości wody, począwszy od wody surowej aż do uzdatnionej po dezynfekcji chlorem (zbiornik wody czystej). Do porównania wybrano przede wszystkim wskaźniki silnie skorelowane z zawartością substancji organicznych w wodzie (barwa, utlenialność, ogólny węgiel organiczny). Dodatkowo, ze względu na biologiczną

Rys. 1. Średnia jakość wody surowej w poszczególnych latach (kwadraty – barwa w gPt/m³, trójkąty – utlenialność w gO₂/m³, krzyżyki – OWO w gC/m³, romby – azot amonowy w gN/m³)Rys. 2. Średnia jakość wody po filtrach piaskowych w poszczególnych latach (kwadraty – barwa w gPt/m³, trójkąty – utlenialność w gO₂/m³, krzyżyki – OWO w gC/m³, romby – azot amonowy w gN/m³)Rys. 3. Średnia jakość wody po filtrach węglowych w poszczególnych latach (kwadraty – barwa w gPt/m³, trójkąty – utlenialność w gO₂/m³, krzyżyki – OWO w gC/m³, romby – azot amonowy w gN/m³)Rys. 4. Średnia jakość wody w zbiorniku wody czystej w poszczególnych latach (kwadraty – barwa w gPt/m³, trójkąty – utlenialność w gO₂/m³, krzyżyki – OWO w gC/m³, romby – azot amonowy w gN/m³)

aktywność złożeń węglowych, przeanalizowano zawartość azotu amonowego. Celowo pominięto takie wskaźniki, jak mętność, zawartość metali itp., ponieważ filtry węglowe sprowadzają ich wartości do bardzo niskiego poziomu.

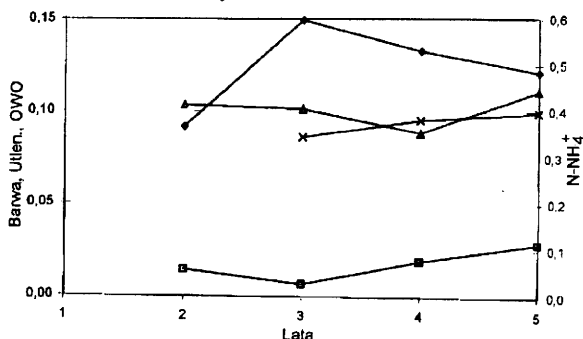
Na wykresach zamieszczono wartości średnie roczne z pięciu lat, tj. od 1994 r. do 1998 r. W roku 1994 do wyznaczenia wartości średnich użyto danych sprzed uruchomienia filtrów węglowych (pierwsze 46 tygodni roku). Jakość wody surowej (rys. 1.), mierzona barwą i utlenialnością, ulegała systematycznej poprawie w ciągu pierwszych trzech lat, a następnie ustabilizowała się (OWO badano systematycznie dopiero od 1996 roku). Zawartość azotu amonowego w tym samym czasie wzrosła prawie trzykrotnie, osiągając około $0,6 \text{ gN/m}^3$ w 1998 r.

Jakość wody po pospiesznych filtrach piaskowych (ozonowanej od 1995 r.), poddanej koagulacji i sedymentacji, pokazano na rysunku 2. Tendencje zmian wskaźników w zasadzie odpowiadają tendencji zmian wskaźników wody surowej. Jednakże substancje organiczne stawały się w rozpatrywanym okresie coraz trudniejsze do usunięcia. Widać to szczególnie na przykładzie utlenialności. Należy wziąć pod uwagę także znany fakt, że efektywność oczyszczania wody spada zwykle wraz ze wzrostem jej czystości (tj. łatwo osiągnąć wysoką efektywność oczyszczania dla wody powierzchniowej silnie zanieczyszczonej). Stwierdzono wysoką efektywność usuwania azotu amonowego, nawet przy prawie trzykrotnym wzroście jego zawartości w wodzie surowej. Działo się tak głównie za sprawą procesów nityfikacji, przebiegających na złożach piaskowych płukanych wodą niechlorowaną.

Sposób, w jaki ozonowanie pośrednie oraz filtracja na węglu aktywnym doczyszczają wodę pokazano na rysunku 3. W miarę upływu czasu wskaźniki jakości utrzymywały się na stałym, niskim poziomie. Pod koniec okresu badawczego zaznaczyła się jednakże lekka tendencja wzrostowa.

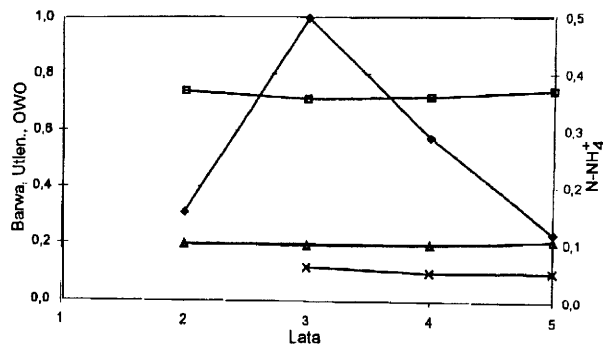
Jakość wody w zbiorniku wody czystej (po dezynfekcji chlorem), a więc tuż przed włączeniem jej do sieci, pokazano na rysunku 4. W odróżnieniu od poprzedniego rysunku można na nim porównać jakość wody przed modernizacją (rok 1) i po modernizacji (lata 2–5). Wprowadzone zmiany zaowocowały stabilnym niskim poziomem wskaźników zanieczyszczeń wody uzdatnionej.

Blizsze zmiany efektywności procesów doczyszczania wody pokazano na rysunkach 5 (wspólny efekt ozonowania wstępnego oraz filtracji na węglu) i 6 (efektywność samej filtracji węglowej). W miarę upływu czasu, wyjąwszy pogarszającą się efektywność usuwania azotu amonowego, sprawność usuwania zanieczyszczeń nie obniżała się.

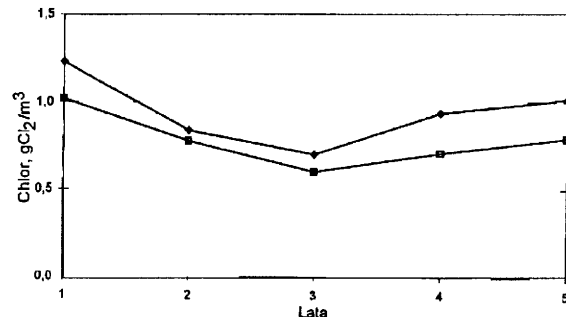


Rys. 5. Średni stopień obniżania wskaźników jakości wody na filtrze węglowym nr 1 w poszczególnych latach (kwadraty – barwa w gPt/m^3 , trójkąty – utlenialność w gO_2/m^3 , krzyżki – OWO w gC/m^3 , romby – azot amonowy w gN/m^3)

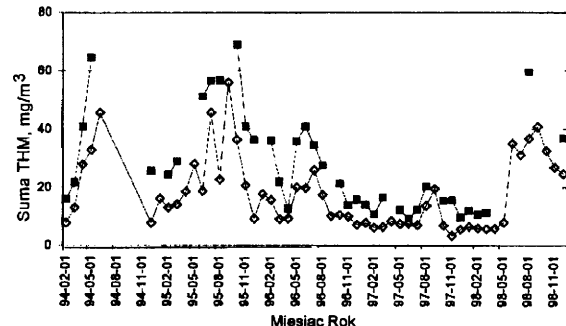
Ponieważ wykresy dotyczą wartości średnich rocznych, dlatego nawet najmniejsze tendencje zmian w czasie należy rozpatrywać bardzo uważnie. Zarysowujące się pogorszenie wartości wskaźników na rysunku 3 oraz spadek sprawności



Rys. 6. Średni stopień obniżania wartości wskaźników jakości wody po ozonowaniu pośrednim i filtracji na węglu (kwadraty – barwa w gPt/m^3 , trójkąty – utlenialność w gO_2/m^3 , krzyżki – OWO w gC/m^3 , romby – azot amonowy w gN/m^3)



Rys. 7. Średnia zawartość chloru w wodzie w zbiorniku wody czystej (romby – chlor całkowity w gCl_2/m^3 , kwadraty – chlor wolny w gCl_2/m^3)



Rys. 8. Suma trihalometanów w wodzie w zbiorniku wody czystej (romby) i w wybranej końcówce sieci miejskiej (kwadraty – ul. Medyczna)

usuwania azotu amonowego na filtry węglowe skłoniły do analizy czułego wskaźnika jakości pracy układu uzdatniania, jakim jest trudność utrzymania stabilności wody. Na rysunku 7 pokazano zawartość chloru całkowitego (proporcjonalnego do dezynfekcyjnej dawki chloru) i wolnego. Widać wyraźnie wzrost koniecznych dawek chloru w trzecim i czwartym roku eksploatacji filtrów węglowych. Dla użytkownika jest to niepokojący sygnał o spadku sprawności usuwania substancji decydujących o stabilności biologicznej wody. Dodatkowo na rysunku 8 pokazano wahania zawartości sumy trihalometanów w zbiorniku wody czystej oraz na jednej z końcówek sieci miejskiej. Niestety analiz nie prowadzono systematycznie, co osłabia poprawność wnioskowania. Na wykresie widoczny jest nagły, trudny do wyjaśnienia, wzrost poziomu THM w drugiej połowie 1998 r.

Podsumowanie

Przeprowadzona analiza efektywności czteroletniej pracy technicznych filtrów węglowych w SUW Podolszyce w Płocku wskazuje, że pierwsze słabe oznaki obniżenia sprawności biosorpcji zanieczyszczeń na węglu aktywnym pojawiły się

w trzecim roku i utrzymują w czwartym roku eksploatacji. W wypadku zaobserwowania niekorzystnej tendencji wzrostu dezynfekcyjnych dawek chloru w kolejnym roku (1999 r.) należy przeprowadzić regenerację, względnie wymienić złoża węgla aktywnego.

LITERATURA

1. Ozonation–biofiltration in drinking water treatment comes of age in North America. *Ozone News*, 1998, Vol.26, No. 4, pp. 10–12.

2. R. WASIAK, E. LATAWIEC, W. MOŻARYN, E. BIEŃKOWSKA, K. MATUSZEWSKI: Wyniki rozruchu filtrów z granulowanym węglem aktywnym (GAC) pracujących w trybie biologicznym w Stacji Uzdatniania Wody Płock. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, PZITS, Poznań 1996, t. 3, ss 209–218.

3. Wyniki badań filtracji na granulowanych węglach aktywnych, wykonanych w wodociągach warszawskich przez Zakład Nowych Technick Ochrony Środowiska ELIMP Sp. z o.o., Dyrekcję Budowy Wodociągu Północnego i Oczyszczalni Ścieków oraz MPWiK w m. st. Warszawie (prace nie publikowane).

Assessing the Efficiency of Full-Scale GAC Filter Beds Operated at the Podolszyce Waterworks of Płock

The study covered the period of 1994–1998, and efficiency estimates were established using varying water quality parameters of choice. The first symptoms of GAC deactivation (decrease in biosorption efficiency) were noticed in the third year of

operation. By the end of the four-year period, there appeared the necessity of either regenerating the GAC bed or replacing it with a fresh one.