

Ferenc F. Abraham
Anna Vincze

DOŚWIADCZENIA EKSPLOATACYJNE UKŁADÓW TECHNOLOGICZNYCH UZDATNIANIA WODY Z PYLISTYM WĘGLEM AKTYWNYM

Węgiel aktywny dzięki swym zdolnościom sorbowania wielu zanieczyszczeń organicznych od dawna znajduje zastosowanie w technologii uzdatniania wody. Jednak metody praktycznego doboru najwłaściwszego rodzaju węgla oraz jego zastosowania nadal są przedmiotem badań. Na świecie wzrasta nieustannie liczba stacji wodociągowych, w których wykorzystuje się sorpcję na węglu aktywnym [1, 5].

Węgiel aktywny w formie pylistej dawkuje się w takim miejscu układu technologicznego, aby była jeszcze możliwość wydzielenia go z wody w dalszej fazie uzdatniania (przed filtrami). Większe zainteresowanie wzbudza zastosowanie węgla granulowanego. Umieszczone na końcu układu technologicznego filtry węglowe mają duży wpływ na jakość wody, a efekty ich działania są wyraźne.

Praca złoża węglowego i jego efektywność w dużej mierze zależą od parametrów procesu technologicznego poprzedzającego sorpcję. Dlatego też sorpcja, ze względów ekonomicznych, powinna być poprzedzana wysoko efektywnym oczyszczaniem wody (koagulacja, ozonowanie). Dzięki temu wydłuża się cykl pracy węgla aktywnego i spełnia on rolę elementu determinującego jakość odpływu.

Dla uzyskania takich warunków pracy nie pomija się nawet badań nad równoczesnym stosowaniem węgla pylistego [1, 2, 3]. Uzyskanie węgla granulowanego o wysokiej jakości jest ograniczone możliwościami dewizowymi kraju. Dostępny jest węgiel aktywny węgierskiej produkcji o nazwie Aquapur FP, a jego zastosowanie może być ekonomiczne pomimo gorszej jakości [2, 7]. Dawkowanie węgla pylistego może mieć charakter okresowy, przy obniżonej jakości wody surowej lub w sytuacjach awaryjnych.

Cel i zakres badań

Celem pracy było określenie wpływu sposobu dawkowania węgla pylistego oraz wyboru miejsca jego dawkowania w układzie technologicznym na efekt uzdatniania wody. Badaniem objęto dwa sposoby dawkowania węgla:

- klasyczny sposób ciągłego dawkowania węgla pylistego o stałej dawce,
- sposób okresowego dawkowania węgla polegający na jednorazowym impulsowym zastosowaniu dużej dawki węgla.

Węgiel aktywny przy jego ciągłym dawkowaniu doprowadzany był:

- do wody surowej, przed zbiornikiem pośrednim (I seria),
- do wody sklarowanej przed filtrem piaskowym (III seria),
- jak w pierwszej serii badań, lecz w układzie technologicznym bez klarownika (IV seria).

W przypadku dawkowania okresowego węgiel doprowadzono do zbiornika szybkiego mieszania, tj. do wody z koagulantem (II seria). We wszystkich seriach badawczych ostatnim urządzeniem układu technologicznego był filtr węglowy.

Metody analityczne

Do kontroli jakości wody stosowano metody analizy instrumentalnej. Mętność i barwę oznaczano fotometrycznie przy długości fali równej odpowiednio 670 nm oraz 380 nm. Absorbancję promieniowania UV mierzono fotometrem Spektromom 195 przy długości fali 240 nm. W poprzednich badaniach stwierdzono większą czułość przyrządu oraz lepszą korelację pomiędzy zawartością substancji organicznych, mierzonych utlenialnością wody oraz absorbancją światła przy tej długości fali, niż przy innych, często stosowanych długościach (250 i 254 nm) [1, 6]. Pomiaru te uzupełniono oznaczeniami ogólnego węgla organicznego (OWO). Inne oznaczenia wykonano według ogólnie przyjętych lub ujętych normą zasad.

Jakość wody surowej

W okresie prowadzenia badań stan wody Dunaju układał się w strefie stanów średnich. Na podstawie regularnie wykonywanych analiz można stwierdzić, że jakość wody była lepsza od jakości średniej z wielolecia. W tabeli 1 umieszczono wartości kilku ważniejszych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody surowej.

Tabela 1

SKŁAD FIZYCZNO-CHEMICZNY WODY SUROWEJ Z DUNAJU
W OKRESIE 23.04. — 30.04.1987 R.

Wskaźnik	Jednostka	Zakres wartości
Temperatura	K	283,4—284,6
pH	—	7,55—7,90
Zasadowość	val/m ³	2,51—3,61
Mętność	g/m ³	25—35,5
Barwa	gPt/m ³	18—20
Zawiesiny	g/m ³	poniżej 10
Sucha pozostałość	g/m ³	254—320
Utlenialność	gO ₂ /m ³	2,0—3,25
Absorbancja UV	m ⁻¹	14,0—18,75
Przewodnictwo elektryczne	μS/cm	420—440
Azot amonowy	gN/m ³	0,30—0,48

Omówienie wyników badań

Ciągłe dawkowanie pylistego węgla aktywnego przed koagulacją

Suspensja węgla była dawkowana do wody surowej w ilości 15,0, 30,0 i 60,0 g/m³. Dawkowanie węgla trwało cztery godziny. Próbkę wody do oznaczeń pobierano w odstępach jednogodzinnych. Na podstawie badań stwierdzono, iż dawkowany węgiel pylisty miał istotny wpływ na efekty wszystkich jednostkowych procesów uzdatniania w badanym systemie technologicznym. W tabeli 2 przedstawiono efekty usuwania zanieczyszczeń wyrażone wskaźnikami absorbancji promieniowania UV w zależności od dawki węgla.

Tabela 2

	WYNIKI BADAŃ I SERII			
	Dawka węgla aktywnego, g/m ³			
	0	15	30	60
η_0	0	6,5	9,0	14,9
η_1	50,7	53,5	54,0	56,0
η_2	56,5	53,1	59,5	60,7
η_3	61,6	63,1	64,7	66,4
$\Delta\eta_1$	—	2,8	3,3	5,3
$\Delta\eta_2$	—	2,6	3,0	4,2
$\Delta\eta_3$	—	1,5	3,1	4,8
$\Sigma\Delta\eta$	—	6,9	9,4	14,3

Wartość η_0 określa efekty usuwania z wody zanieczyszczeń na samym pylistym węglu aktywnym, natomiast η_1 , η_2 i η_3 określają odpowiednio efektywność układu: węgiel aktywny + klarownik + filtr piaskowy oraz w całym badanym systemie razem z filtrem węglowym. Przyrost efektów usuwania zanieczyszczeń wskutek stosowania pylistego węgla na poszczególnych urządzeniach badanego systemu uzdatniania wody w stosunku do stanu przed stosowaniem węgla pylistego oznaczono symbolami $\Delta\eta_1$, $\Delta\eta_2$ i $\Delta\eta_3$.

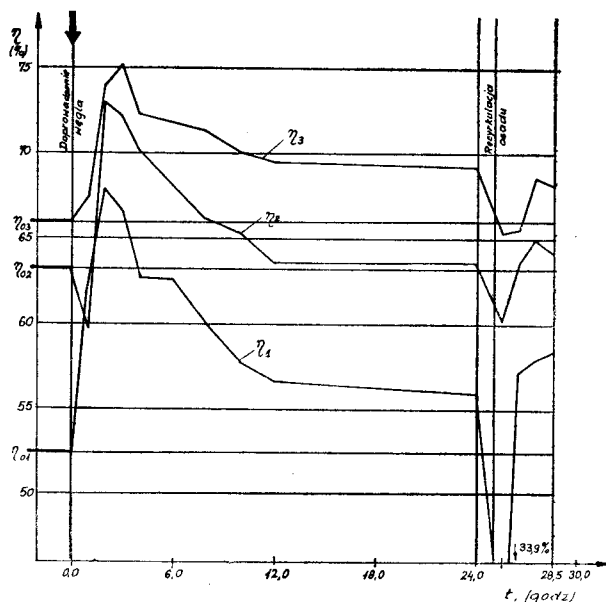
Z przytoczonych danych wynika, iż przyrost efektów usuwania zanieczyszczeń nie był proporcjonalny do wzrostu dawki węgla. W badanym układzie technologicznym dawka węgla pylistego równa nawet 60 g/m³ nie zastąpiła działania filtrów węglowych. W tym pierwszym przypadku efekty usuwania zanieczyszczeń wynosiły $\eta_2=60,7\%$, natomiast w drugim były równe $\eta_3=61,6\%$. Samo mieszanie wody surowej z węglem pylistym oraz półgodzinny czas kontaktu dawał niskie efekty usuwania zanieczyszczeń wahające się w przedziale $\eta_0=6,5-14,9\%$.

Impulsowe dawkowanie pylistego węgla aktywnego przed koagulacją

Do klarownika o pojemności komory osadu zawieszono 4,8 m³ wprowadzono jednorazowo w sposób impulsowy 4,8 kg pylistego węgla aktywnego. Obciążenie hydrauliczne klarownika wynosiło 2,68 m³/m²h. Czas przetrzymania w strefie osadu zawieszono wynosił 0,34 h. Próbkę do oznaczeń pobierano z 4 punktów układu technologicznego, tj. z wody surowej i sklarowanej oraz z odpływów z filtru piasko-

wego i węglowego. Dla określenia efektów działania węgla pylistego próbki do analiz z tych punktów pobierano przed wprowadzeniem oraz po wprowadzeniu węgla do układu. Po poborze ostatnich próbek w 24 godzinie badań wykonano jednogodzinową recyrkulację osadu z komory zagęszczania osadu klarownika do zbiornika szybkiego mieszania. Ilość osadu recyrkulowanego wynosiła 3,0 m³. Na podstawie wykonanych pomiarów i obliczeń stopnia usuwania zanieczyszczeń sporządzono rysunek 1. Impulsowa dawka węgla pylistego powodująca średnie jego stężenie równe 1000 g/m³ w strefie osadu zawieszono miała istotny i zależny od czasu wpływ na jakość odpływu z klarownika. Wpływ ten w pierwszej fazie wzrastał osiągając maksimum po trzech godzinach. Stopień usuwania zanieczyszczeń wynosił wówczas 66,7%. Efekty były większe od efektów uzyskanych przed dawkowaniem węgla pylistego na całym układzie uzdatniania z filtrem węglowym łącznie. Po czasie 3 godzin efekty adsorpcji malały, ale po 24 godzinach jakość odpływu z klarownika była w dalszym ciągu lepsza niż przed dodaniem węgla. Podobnie w odpływie z filtru piaskowego oraz węglowego osiągnano w tym czasie lepsze efekty usuwania zanieczyszczeń. Największy efekt usuwania zanieczyszczeń wynoszący 75,1% stwierdzono po filtrze węglowym.

Recyrkulacja osadu zagęszczonego zawierającego węgiel pylisty po początkowym pogorszeniu efektów, powodowała dalszą poprawę jakości wody w odpływie z klarownika (rys. 1). Efekty te były jednak mniejsze niż po wprowadzeniu świeżego węgla pylistego. W toku badań pobierano takie próbki osadu z różnej głębokości komory osadu zawieszono. Wyniki pomiarów zawiera tabela 3.



Rys 1 Doświadczalna zależność $\eta=f(t)$ dla II serii badań ($D_{koag}=50 \text{ g Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}/\text{m}^3$, $D_{flok}=0,25 \text{ g}/\text{m}^3$ Purifloc-anionowy, $D_{w\text{ęgla}}=14,1 \text{ g}/\text{m}^3$ — impulsowo, $t=24 \text{ h}$, $T=285 \text{ K}$) $\eta_{01}=52,4\%$, $\max\Delta\eta_1=15,5\%$, $\text{sr}\Delta\eta_1=6,1\%$, $\eta_{02}=63,2\%$, $\max\Delta\eta_2=9,8\%$, $\text{sr}\Delta\eta_2=2,0\%$, $\eta_{03}=65,9\%$, $\max\Delta\eta_3=9,2\%$, $\text{sr}\Delta\eta_3=4,3\%$

Tabela 3
OBJĘTOŚĆ PRÓBEK OSADU ZAWIESZONEGO PO GODZINNEJ
SEDYMENTACJI W LEJU IMHOFFA W RÓŻNYCH CZASACH
PRACY UKŁADU

Głębokość poboru próbek m	Objętość próbki, cm ³ /dm ³			
	Przed dodaniem węgla t=0 h	Po dodaniu węgla t=3,0 h	Przed recyrkulacją t=23,5 h	Po recyrkulacji t=25,5 h
0,06	30	6	75	110
0,96	150	155	135	120
1,56	150	160	140	120
2,18	150	165	140	130
		1,641*	0,775*	0,928*

*) sucha pozostałość osadu, g/dm³

Można stwierdzić, że właściwości sedymentacyjne osadu zawieszonoego nie pogorszyły się w wyniku doprowadzenia węgla.

Ciągłe dawkowanie pylistego węgla aktywnego przed filtrem pospiesznym

Suspensja węgla była dawkowana do wody sklarowanej w ilościach 15,0 i 25,0 g/m³. Badania prowadzono analogicznie jak w pierwszej serii badań. Obliczone dane z wyników doświadczeń umieszczono w tabeli 4.

Tabela 4
WYNIKI BADAŃ III SERII

	Dawka węgla aktywnego g/m ³		
	0	15	25
η_1	50,7	50,7	50,7
η_2	6,5	60,4	63,0
η_3	61,6	64,4	66,7
$\Delta\eta_2$	—	3,9	6,5
$\Delta\eta_3$	—	2,8	5,1
$\Sigma\Delta\eta$	—	6,7	11,6

Prędkość filtracji wynosiła 10 m/h w obu filtrach. Uziarnienie filtru piaskowego wynosiło 1—2 mm, zaś filtru węglowego 2—4 mm, wysokość obu warstw filtracyjnych wynosiła 1,4 m. Zaobserwowano wzrost usuwania zanieczyszczeń rozpuszczonych (określonych zmniejszeniem się absorbancji) w sumie o 6,70% przy dawce 15 g/m³ oraz o 11,60% przy dawce 25 g/m³. Efekty usuwania zanieczyszczeń były większe niż przy sposobie stosowania węgla w pierwszej serii, lecz mniejsze niż w drugiej serii badawczej. Stwierdzono skrócenie cyklu filtracji o około 40%, który przy dawce 25,0 g/m³ pylistego węgla aktywnego wynosił 13—14 godzin.

Ciągłe dawkowanie pylistego węgla aktywnego podczas koagulacji powierzchniowej

W badaniach tych przyjęto niewielką dawkę węgla pylistego wynoszącą 7,3 g/m³, tzn. równą połowie najmniejszej dawki węgla stosowanej w poprzednich seriach doświadczeń. Węgiel pylisty dawkowano przez pierwsze 4 godziny cyklu filtracji, który wynosił 8,5 godziny. Koagulant w ilości 27 g/m³ oraz flokulant w ilości 0,88 g/m³ dawkowano przez cały okres trwania cyklu filtracji. Prędkość filtracji wynosiła 10 m/h. Wyniki badań podano w tabeli 5.

Tabela 5
WPLYW DAWKI WĘGLA PYLISTEGO I CZASU FILTRACJI
NA WARTOŚĆ WSKAŹNIKÓW ZANIECZYSZCZEŃ I EFEKTÓW
OCZYSZCZANIA

Miejsce poboru próbek	Wskazniki	D = 7,3 g/m ³							
		D=0		D=7,3 g/m ³		D=0			
		t=0	1,0 h	2,0 h	3,0 h	4,0	5,0	6,5	8,5
woda surowa	a	3,625	3,250	3,500	3,625	3,125	3,625	3,375	3,750
	b	2,000	1,750	1,750	1,875	1,500	2,000	1,750	2,126
	c	14,500	14,625	15,125	14,550	13,375	14,375	14,125	14,250
po filtrze piaskowym	a	0,125	0,250	0,375	0,375	0,375	0,625	0,750	0,875
	b	0,006	0,125	0,125	0,125	0,125	0,375	0,375	0,625
	c	8,250	6,050	5,625	6,125	6,500	6,750	7,125	7,875
	η_2 , %	43,1	58,6	60,2	57,9	53,2	53,0	49,6	44,7
po filtrze węglowym	a	0,006	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125
	b	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
	c	5,950	5,200	4,325	4,875	4,450	4,875	4,950	5,375
	η_3 , %	59,0	64,4	69,4	66,5	67,9	66,1	65,0	62,3

a, (Barwa) absorbancja $\lambda = 380$ nm, m⁻¹

b, (Mętność) absorbancja $\lambda = 670$ nm, m⁻¹

c, Absorbancje UV $\lambda = 240$ nm, m⁻¹

Dawkowanie węgla powodowało wyraźny wzrost stopnia usuwania zanieczyszczeń, zarówno po filtrze pospiesznym piaskowym (η_2) jak i węglowym (η_3). Po zakończeniu dawkowania węgla wzrosła w odpływie z filtru piaskowego wartość barwy i mętności oraz zmniejszyło się usuwanie zanieczyszczeń rozpuszczonych (η_2 , η_3). Cykl pracy filtru skrócił się do 1/3 wartości z badań w serii I i II.

Ocena efektywności różnych sposobów stosowania adsorbentu

Efektywność badanych sposobów stosowania węgla pylistego określano wartością ilorazu sumarycznej ilości usuwanych zanieczyszczeń do masy użytego węgla. Sumowanie ilości usuwanych zanieczyszczeń dokonywano w poszczególnych przedziałach czasowych i na poszczególnych urządzeniach badanych systemów uzdatniania. Ilość usuwanych zanieczyszczeń określano na podstawie przyrostów efektów uzdatniania wody na poszczególnych urządzeniach wywołanych dawkowaniem węgla pylistego. Ogólny wynik tego sumowania obrazuje zależność:

$$m_1 = \sum_{i=1}^n [Q \cdot C_0 (\Delta\eta_1 + \Delta\eta_2 + \Delta\eta_3)]_i \Delta t_i \quad (1)$$

Jeżeli wartości Q i C₀ są stałe podczas badań, to:

$$m_1 = Q \cdot C_0 \sum_{i=1}^n (\Delta\eta_1 + \Delta\eta_2 + \Delta\eta_3)_i \Delta t_i \quad (2)$$

w którym:

m₁ — masa usuwanych zanieczyszczeń, (m³·JWZ — jednostka wskaźnika zanieczyszczenia),

Q — natężenie przepływu wody, m³/h,

C₀ — wartość wskaźnika zanieczyszczeń, JWZ,

$\Delta\eta_1$, $\Delta\eta_2$, $\Delta\eta_3$ — przyrosty usuwania zanieczyszczeń na skutek stosowania adsorbentu

Tabela 6

WARTOŚCI WSKAŹNIKA EFEKTYWNOŚCI ORAZ INNYCH WAŻNIEJSZYCH PARAMETRÓW BADAN					
Sposób i miejsce dawkowania adsorbentu	Dawka węgla kg/m ³	Początkowe stężenie c ₀ , m ³ /l	Średni sumaryczny efekt $\bar{\epsilon} \sum \Delta \eta$, %	Największy sumaryczny efekt max $\sum \Delta \eta$, %	Wskaźnik efektywności E, m ³ ·JWZ/kg
Ciągłe dawkowanie do wody surowej przed koagulantem	0,015	18,917	6,9	—	87,02
	0,030		9,4	—	59,27
	0,060		14,4	—	45,09
impulsowe wprowadzenie do zbiornika szybkiego mieszania	0,0141*	15,230	12,4	25,3	133,81
Ciągłe dawkowanie do wody sklarowanej przed filtrem piaskowym	0,015	17,125	6,7	13,0	76,49
	0,030		11,6	15,5	79,46
Ciągłe dawkowanie do wody surowej przez koagulantem w procesie koagulacji powierzchniowej (dawkowanie przez 4,8 godz., cykl filtracji 8,5 godz.)	0,0073	14,303	22,4	27,5	435,95
	0,0		15,9**	17,0	662,49**

* w obliczeniach nie uwzględniono recyrkulacji ($\sum \Delta t = 24$ h)

** obliczone na okres całego cyklu filtracji $t = 8,5$ godz.

tu, %/100 — odpowiednio w klarowniku, na filtrze piaskowym oraz węglowym.

Masa użytego adsorbentu (kg) wynosi:

$$m_2 = Q \cdot D \cdot t \quad (3)$$

w którym:

D — dawka adsorbentu, kg/m³,

t — czas trwania dawkowania, h.

Masa usuwanych zanieczyszczeń przypadających na jednostkę masy adsorbentu (m³·JWZ/kg) wynosi zatem:

$$E = \frac{m_1}{m_2} = \frac{C_0}{D \cdot t} \sum_{i=1}^n (\Delta \eta_1 + \Delta \eta_2 + \Delta \eta_3)_i \Delta t_i \quad (4)$$

Na podstawie zależności (4) wyznaczono wartości wskaźnika efektywności (E) dla różnych sposobów i miejsc dawkowania adsorbentu. Wyniki obliczeń umieszczono w tabeli 6.

Wnioski

1. Impulsowy sposób dawkowania węgla do osadu zawieszonego przez mieszacz szybki powodował znaczną poprawę efektów uzdatniania, osiąganych zarówno na klarowniku jak i na filtrze pospiesznym oraz węglowym. Osiągnięto w tym przypadku lepsze wykorzystanie węgla i większe efekty uzdatniania niż w innych seriach badań koagulacji objętościowej. Dalszą możliwość zwiększenia efektywności procesu daje zastosowanie recyrkulacji osadu z wbudowanym w strukturze kłaczek węglem pylistym.

2. Przy dawkowaniu ciągłym pylistego węgla aktywnego do wody sklarowanej przed filtrem piaskowym stwierdzono efekty proporcjo-

nalne do dawki adsorbentu, lecz efektywność wykorzystania węgla była mniejsza. Cykle filtracji przy tym sposobie dawkowania węgla były krótsze oraz stwierdzono istnienie niebezpieczeństwa przedostania się pyłu węgla do filtratu.

3. Najlepszą efektywność wykorzystania węgla pylistego osiągnięto przy jego stosowaniu w koagulacji powierzchniowej z dawkami nie przekraczającymi 50% dawek z serii koagulacji objętościowej. Cykl filtracji skrócił się w tym przypadku do 1/3 wartości, w porównaniu do koagulacji objętościowej oraz filtracji. Przy tej metodzie również stwierdzono niebezpieczeństwo przedostawania się pyłu węgla do filtratu. Jednak wysoka efektywność i ekonomiczność tego procesu zachęca do rozważenia możliwości jego stosowania chociażby okresowo.

LITERATURA

- Praca zbiorowa: Węgiel aktywny — Problemy badawcze i wdrożeniowe w gospodarce wodnej. Materiały na I i II Sympozjum. Zakopane 1980. Kraków 1983.
- I. TAKÁCS, I. LICSKÓ: Az aktívzén-por újszerű alkalmazása a felszíni vizek tisztításában. MHT X Szeminárium 1984. Szarvas p. 176—183.
- H. KITTNER, L. SEYFFERT: Az aktívzén-por alkalmazása az ivóvíztisztításban. Hidrológiai Közlöny 1985. 3 p. 151—157.
- Z. KÖRÖS: Az ivóvíz aktívzénés és ózonos kezelése. Hidrológiai Közlöny 1979. 4. p. 176—183.
- A. L. KOWAL: Technologia wody. Arkady, Warszawa 1977.
- F. F. ABRAHAM: Intensyfikacja procesu sedymentacji w klarownikach, Mat. X Konf. „Zagad. Zaop. w wodę Miast i Wsi”, PZITS, Poznań 1986.
- Katalog węgla aktywnych. Müszéntenmelő Vállalat, Budapest 1981.

F. F. Abraham, A. Vincze

ON THE OPERATION OF WATER TREATMENT SYSTEMS USING POWDERED ACTIVATED CARBON (PAC)

The adsorption process was conducted on a pilot scale and involved PAC. PAC was dosed continuously

or impulsively before or after coagulation in clarifiers. The best effects were achieved with impulse dosing prior to the coagulation process. Consideration was given to the advantages of recirculating precipitated sludge which included PAC as a component. PAC was also found to be highly effective when applied to the surface coagulation process.