

Małgorzata KOMOROWSKA-KAUFMAN

*Instytut Inżynierii Środowiska
Politechnika Poznańska
Poznań*

USUWANIE ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH ZE ŚCIEKÓW W ZŁOŻU KWARCOWYM FILTRÓW POSPIESZNYCH

NUTRIENTS REMOVAL IN QUARTZ BED RAPID FILTER APPLIED FOR TERTIARY WASTEWATER TREATMENT

The paper presents the results of pilot scale research concerning the efficiency of the rapid filtration process applied for tertiary wastewater treatment. Their aim was to find conditions confirming the best results of carbon, nitrogen and phosphorus compounds removal in biologically activated quartz bed. It was stated that the main factor effecting nutrients removal process is the amount of readily biodegradable carbon in the filter influent. The effectiveness of total N, N-NO_x and P-PO₄ removal increased respectively with the increase of the COD/N, COD/NO_x and COD/P ratio. The effectiveness of these compounds removal in the same process conditions was always higher when external carbon source was added to the filter influent. The COD removal effectiveness mainly was depended on the influent COD concentration and the time from the beginning of the filtration cycle. The effectiveness of carbon, nitrogen and phosphorus compounds removal ranged broadly during the experiment according to the process conditions. Though very low concentrations of these compounds in the filter effluent allows considering the use of biological rapid filtration for the effective tertiary wastewater treatment.

1. Wprowadzenie

W związku z coraz bardziej zaostrzającymi się przepisami prawnymi zachodzi konieczność poszukiwania nowych metod oczyszczania ścieków. Coraz większą uwagę poświęca się usuwaniu związków biogenych i zminimalizowaniu ich negatywnego wpływu na wody odbiorników. W celu poprawienia jakości ścieków odprowadzanych do odbiorników i uzyskaniu wartości wskaźników zanieczyszczeń określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. (Dz.U. nr 137 poz.984), wiele oczyszczalni w Polsce będzie musiało usprawnić procesy technologiczne lub wprowadzić modyfikacje układu technologicznego. Jedną z możliwych modernizacji oczyszczalni jest jej rozbudowa polegająca na wprowadzeniu III^o oczyszczania ścieków (do oczyszczania ścieków) po tradycyjnym oczyszczaniu mechanicznym i biologicznym.

Trzeci stopień oczyszczania ścieków prowadzony może być na filtrach pospiesznych biologicznie aktywnych. W porównaniu z innymi alternatywnymi rozwiązaniami stosowanymi do doczyszczania ścieków np.: ultrafiltracją, procesami membranowymi, jonowymiennymi czy końcowym strącaniem chemicznym, jest to proces prosty w eksploatacji i ekonomiczny [1, 2].

Przy stworzeniu optymalnych warunków procesu w czasie filtracji na skutek zatrzymywania na ziarnach złoża, wraz z zawiesinami, mikroorganizmów tworzących powłokę zoogloalną, bierne materiały filtracyjne ulegają biologicznemu uaktywnieniu. Filtry nabierają wówczas cech złóż czynnych i mogą w nich, oprócz zjawisk fizyczno-chemicznych, zachodzić procesy biologiczne (nityfikacja, denityfikacja, defosfatacja) umożliwiające usuwanie zanieczyszczeń rozpuszczonych ze ścieków.

Najczęściej stosowanymi materiałami filtracyjnymi w filtrach do doczyszczania ścieków są: żwir, piasek kwarcowy czy inne wypełnienia ziarniste o różnym uziarnieniu, a także wypełnienia polistyrenowe [3,5]. Zazwyczaj są to złoża dwuwarstwowe, gdyż takie rozwiązanie zapewnia większą pojemność masową złoża przy jednoczesnym dobrym usuwaniu zawiesin. Spotyka się także złoża jednowarstwowe, z kierunkiem przepływu ścieków z góry do dołu i częściej z dołu do góry [3,5,7,11]. Uziarnienia górnych warstw złóż dwuwarstwowych najczęściej wynoszą $2,5 \div 3,5$ mm, a dolnych $0,6 \div 2,0$ mm. W przypadku złóż jednowarstwowych rozbieżność jest jeszcze większa, ziarna mają wymiar od 0,9 do 6,0 mm. Stosowane są też złoża o różnych współczynnikach równomierności uziarnienia. Wysokość złoża jest wyższa niż w filtrach służących jedynie do usuwania zawiesiny, aby umożliwić rozwój błony biologicznej i wystarczająco długi czas kontaktu ścieków ze złożem, najczęściej mieści się w zakresie od $1,0 \div 3,0$ m.

Prędkości filtracji wynoszą od 2,6 do 10 m/h, w skali technicznej najczęściej $5 \div 10$ m/h. Również zastosowanie większych prędkości filtracji (do 15 m/h) pozwala uzyskać wysokie efekty oczyszczenia ścieków [3].

Największym problemem eksploatacyjnym jest zapychanie się złoża, zarówno zawiesiną jak i powstającym w wyniku denityfikacji gazem. Wpływa to na długość cyklu filtracyjnego. Zazwyczaj nie przekracza ona 24 h, choć spotyka się także cykle trwające dłużej, nawet kilkadziesiąt dni w przypadku zastosowania złoża polistyrenowego i przepływu z dołu do góry [5] oraz 175 h przy przepływie z góry na dół w złożu ziarnistym [6].

Ze względu na niewystarczającą do denityfikacji ilość węgla w ściekach biologicznie oczyszczonych należy stosować zewnętrzne źródło węgla (metanol, etanol, octany). Jego dawki są różne i wynoszą w przypadku metanolu $3,5 \div 10$ mgChZT/mgN_{us}, zazwyczaj $4,5 \div 5,0$ mgChZT/mgN_{us} [5]. Jonsson i in. [7] stwierdzili, że stosowana dawka octanu sodu ma największy wpływ na szybkość denityfikacji.

Efekty doczyszczania ścieków na filtrach zależą od wielu omówionych wyżej czynników, a także od jakości ścieków dopływających na filtry. Zależności te nie są dokładnie określone.

Średnie efektywności usuwania wynoszą dla poszczególnych wskaźników odpowiednio: ChZT – 30 do 40 %, BZT₅ – 50 do 70%, zawiesiny ogólnej – 65 do 90%, azotu ogólnego – 86%, fosforu ogólnego – 50 do 95 % przy użyciu koagulantów [3,4,9]. Wydają się one niewielkie, jednak jakość ścieków w odpływie z oczyszczalni z reaktarami biologicznymi i doczyszczającymi filtrami pospieszonymi może być bardzo dobra.

W zależności od warunków badań [2,3,4,5,8,10] osiągnano:

- ChZT < 20 ÷ 45 mgO₂/l,
- BZT₅ < 5 ÷ 6 mgO₂/l,
- azot amonowy < 1,0 mgN-NH₄/l,
- azot azotanowy < 2,5 ÷ 5,0 mgN-NO₃/l,

- zawiesina ogólna $< 1 \div 5$ mg/l, ▪ fosfor ogólny $< 0,1 \div 0,5$ mgP/l,
- azot ogólny $< 2 \div 10$ mgN/l, ▪ ortofosforany $< 0,05 \div 0,11$ mgP-PO₄/l.

Zastosowanie filtrów doczyszczających do usuwania zawieszin, fosforu i azotu jest zatem zasadne. Jednak wielofunkcyjność tych urządzeń powoduje skomplikowanie czynności operacyjnych. Wytyczne do stosowania doczyszczających filtrów pospiesznych nie są jednoznaczne i wymagają dalszych ulepszeń [7].

2. Cel i zakres badań

Celem badań było ustalenie czynników wpływających na efektywność usuwania związków biogenych – węgla, azotu i fosforu – w filtrach pospiesznych biologicznie aktywnych pracujących jako III^o oczyszczania ścieków.

Proces oczyszczania ścieków prowadzono równolegle na dwóch pilotowych kolumnach filtracyjnych wypełnionych złożem kwarcowym, aby zapewnić jednakową jakość ścieków rzeczywistych dopływających na stanowisko badawcze. Na jedną kolumnę filtracyjną doprowadzano ścieki z odpływu z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków (filtr 1), a do ścieków dopływających na drugą dodawano zewnętrzne źródło węgla w postaci roztworu octanu sodu (filtr 2). Badania podzielono na dwie serie, z których pierwsza obejmowała 10, a druga 8 cykli filtracyjnych.

W *pierwszej serii* badania prowadzono jedynie na jednej kolumnie filtracyjnej (filtr 1) i nie stosowano zewnętrznego źródła węgla. Zmieniano dwa główne parametry filtracji: prędkość filtracji w zakresie $2,8 \div 6,0$ m/h oraz długość cyklu filtracyjnego od 3 do 10 dni. Stwierdzono, że najlepsze efekty usuwania zanieczyszczeń biogenych ze ścieków osiągnięto dla prędkości 5,0 m/h i długości cyklu 3 dni (72h) [12]. Parametry te zastosowano w kolejnej serii badawczej.

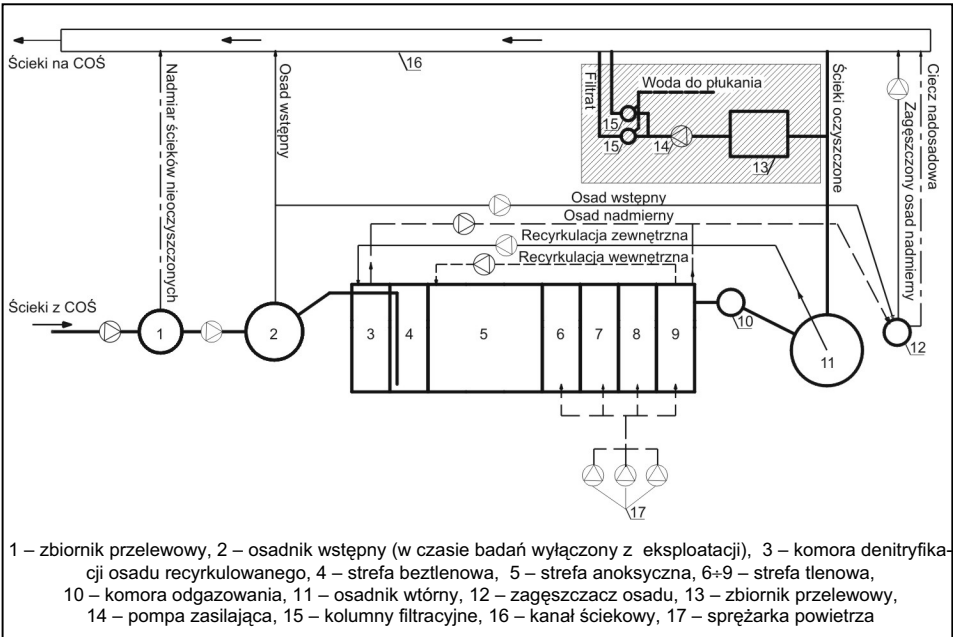
W *drugiej serii* badania wykonywano równolegle na obu kolumnach filtracyjnych przy stałej prędkości filtracji 5,0 m/h i stałej długości cyklu filtracyjnego równej 3 doby. Zmieniano dawkę węgla zewnętrznego dodawanego do ścieków dopływających na filtr 2 i badano wpływ tych zmian na efektywność usuwania związków biogenych w procesie filtracji.

Analiza wyników badań przedstawiona w niniejszej pracy dotyczyła wpływu warunków prowadzenia procesu na uzyskiwane efektywności procesu filtracji pospiesznej, a w szczególności wpływu: czasu filtracji, temperatury ścieków oraz wskaźników ChZT/N i ChZT/P w ściekach dopływających na filtry.

3. Metodyka badań

Badania doświadczalne wykonywane były na stacji pilotowej Politechniki Poznańskiej przy Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Koziegłowach. Na stację ścieki dopływały z głównego ciągu technologicznego po oczyszczeniu mechanicznym na kratkach, piaskowniku i osadniku wstępnym. Przepływ ścieków przez stację pilotową w czasie w obu seriach badawczych wynosił ok. $4 \div 11$ l/min. Ciąg technologiczny stacji pilotowej (rys.1) obejmował: zbiornik przelewowy, osadnik wstępny (w czasie prowadzenia badań wyłączony z eksploatacji), wielostrefowy reaktor biologiczny Bardenpho, komorę

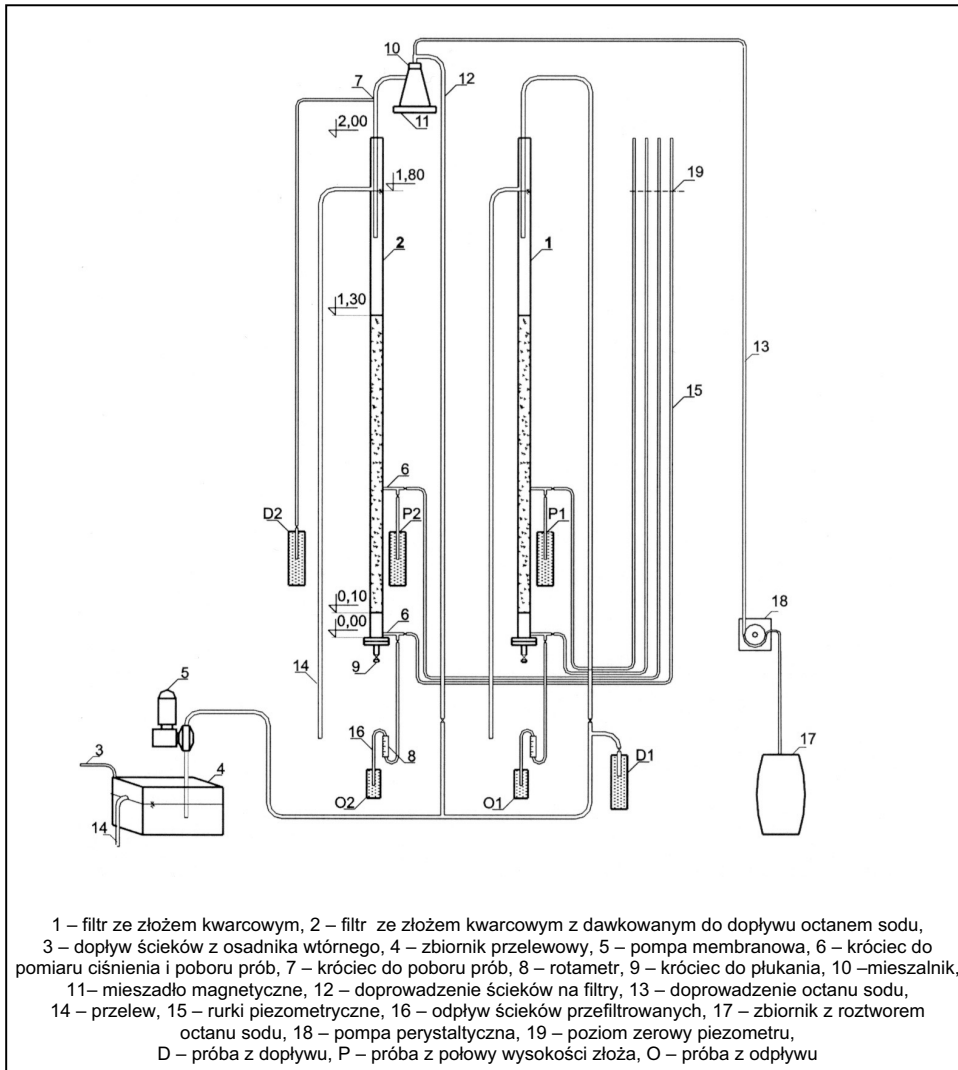
odgazowania oraz osadnik wtórny. Część ścieków po osadniku wtórnym odprowadzana była przelewem do kanalizacji, a druga część ścieków kierowana była na kolumny filtracyjne.



Rys.1. Schemat technologiczny stacji pilotowej przy Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Koziegłowach

Fig. 1. Layout of the pilot wastewater treatment plant

W skład stanowiska badawczego (rys.2) wchodziły: zbiornik przelewowy o wymiarach: $A \times B \times H = 57 \times 38 \times 28,5$ cm, membranowa pompa dozująca ścieki typu YE-T/K-D3 RS produkcji FAPO, pompa perystaltyczna typu Masterflex 7521-10 dozująca octan sodu, czyli zewnętrzne źródło węgla (tylko w 2 serii badań), mieszalnik wraz z mieszadłem magnetycznym (tylko w 2 serii badań), dwie kolumny filtracyjne o średnicy wewnętrznej 50 mm i wysokości kolumny filtracyjnej 2,0 m. Wypełnienie filtrów stanowiło złożo kwarcowe uziarnieniu $1,4 \div 2,0$ mm, $WR = 1,25$ i wysokości 1,20 m.



Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego

Fig. 2. Schematic diagram of experimental filtration system

W obu seriach badawczych ścieki przepływały przez złożę w kierunku od góry do dołu. Przewody doprowadzające ścieki zostały zanurzone pod zwierciadło ścieków, przez co wyeliminowano dodatkowe natlenianie ścieków dopływających na filtry. Kolumny filtracyjne wykonane były ze szkła organicznego i osłonięte przed dopływem światła. Na odpływie z kolumn filtracyjnych zamontowano rotametry przepływowe i zawory, co umożliwiło utrzymanie stałej wydajności filtrów w czasie cyklu filtracyjnego. Obie kolumny filtracyjne wyposażone były w rurki piezometryczne, umożliwiające kontrolę strat ciśnienia na głębokości złoża równej 60 i 120 cm. Filtry wyposażone były w króćce umożliwiające płukanie wsteczne. W serii 1 filtry płukano jedynie wodą wodociągową, w 2 serii pomiarowej zastosowano dodatkowo płukanie powietrzem.

Płukanie powietrzem prowadzono przy użyciu sprężarki typu MDR 2/11 firmy ECU Kondor.

Pracę filtrów w obu seriach badawczych oceniano na podstawie pomiaru następujących wskaźników chemicznych: ChZT, azotu azotynowego N-NO₂, azotu azotanowego N-NO₃, azotu amonowego N-NH₄, azotu organicznego Norg, azotu ogólnego Nog, fosforanów P-PO₄, fosforu organicznego Porg, fosforu ogólnego Pog i zawiesiny ogólnej. Ponadto mierzono: temperaturę ścieków, tlen rozpuszczony, pH, zasadowość i mętność ścieków. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z Polskimi Normami.

Oznaczenia wykonywano dla prób ścieków pobieranych w różnych punktach stanowiska badawczego: na dopływie, odpływie i w połowie wysokości złoża w wybranych godzinach cykli filtracyjnych (rys.2).

4. Omówienie wyników badań

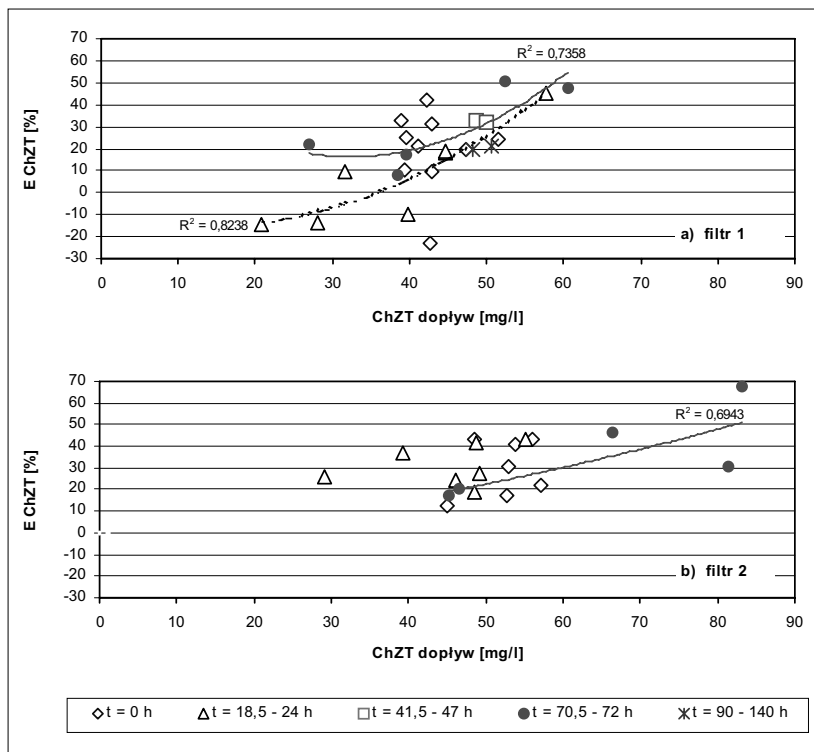
Analiza wyników obejmowała określenie zależności osiągniętych efektów oczyszczenia ścieków na złożach filtrów pospiesznych w zależności od warunków prowadzenia procesu. Poniżej przedstawiono wpływ wybranych czynników na efektywność usuwania związków węgla, azotu i fosforu

4.1. Czynniki wpływające na efektywność usuwania węgla

Analizując wpływ różnych czynników na efektywność usuwania węgla wyrażonego jako ChZT (nie przedstawiono w artykule), stwierdzono, że najistotniejszy wpływ ma długość cyklu filtracyjnego i jakość dopływających na kolumnę filtracyjną ścieków (rys.3).

W większości przypadków efektywność usuwania ChZT mieściła się w przedziale od 10 do 50%, sporadycznie osiągano większe efekty, a czasem następowało wypłukiwanie węgla ze złoża (filtr 1). Efektywność usuwania ChZT zmieniała się w czasie cyklu filtracyjnego. W początkowych godzinach wzrastała na skutek rozwoju błony biologicznej i wzrostu zapotrzebowania mikroorganizmów na węgiel zarówno do budowy komórek jak i do procesu denitryfikacji. Po jakimś czasie, różnym w zależności od charakterystyki ścieków (stężenie zawiesin oraz związków biogennych umożliwiających rozwój biomasy, stosowanie zewnętrznego źródła węgla), efektywność zaczynała maleć. Spowodowane było to zarówno wypłukiwaniem błony biologicznej ze złoża, a przede wszystkim rozkładem zatrzymanej w złożu zawiesiny.

Duży rozrzut efektywności osiągniętych na początku cyklu filtracyjnego ($t = 0h$) na filtrze 1 pomimo podobnej zawartości ChZT w dopływie spowodowany był różną zawartością łatwo rozkładalnych związków węgla w ściekach, różną skutecznością płukania filtra (w czasie badań zmieniono system płukania), czy zmieniającym się okresem eksploatacji filtra (zauważono, że zaraz po uruchomieniu znaczne ilości ChZT były usuwane na drodze adsorpcji).



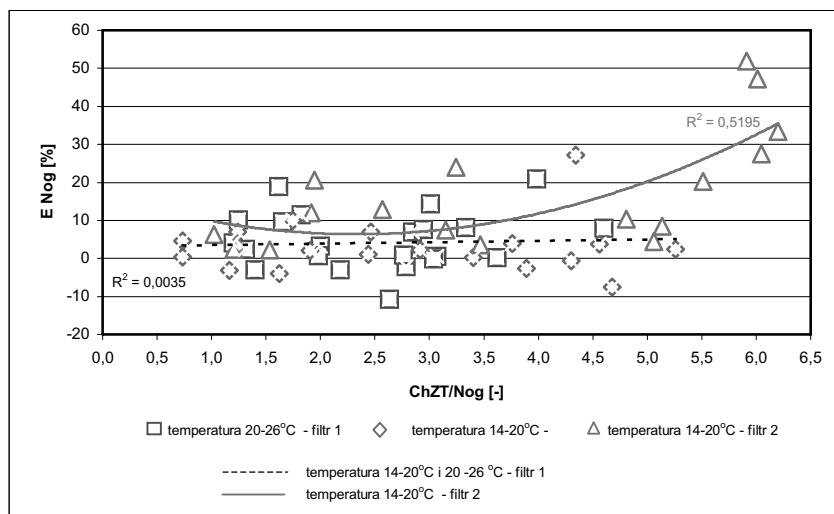
Rys. 3. Zależność efektywności usuwania ChZT od czasu trwania cyklu filtracyjnego i stężenia ChZT w dopływie przy prędkości filtracji $v_f = 5$ m/h

Fig. 3. The effect of the influent COD concentration and filtration time on the COD removal effectiveness, filtration velocity $v_f = 5$ m/h

Zgodnie z oczekiwaniami większe efektywności usuwania ChZT osiągnęto, gdy wartość tego wskaźnika w dopływie na filtry była wysoka. Gdy do ścieków dawковано octan sodu nie odnotowano pogorszenia jakości odpływu w stosunku do wartości dopływającej. Jednakże w zakresie wartości $40 \div 50$ mgO₂/l efektywność usuwania ChZT w filtrze 2 była największa po ok. 24 h, a następnie spadała. Dla tych samych wartości ChZT w dopływie w przypadku filtra 1 efektywność usuwania ChZT była wyższa po dłuższym czasie filtracji.

4.2. Wpływ stosunku węgla do azotu w ściekach na efektywność usuwania azotu

Analizę wpływu stosunku $ChZT/N_{og}$ w ściekach dopływających na filtry na efektywność usuwania azotu ogólnego na filtrze ze złożem kwarcowym wykonano dla stałej prędkości filtracji ścieków równej 5 m/h. Ponadto uwzględniono podział wyników ze względu na temperaturę ścieków w dwóch przedziałach $20 \div 26^\circ C$ i $14 \div 20^\circ C$.



Rys. 4. Wpływ stosunku $ChZT/N_{og}$ w ściekach dopływających na efektywność usuwania N_{og} w różnych zakresach temperatur, $v_f = 5$ m/h

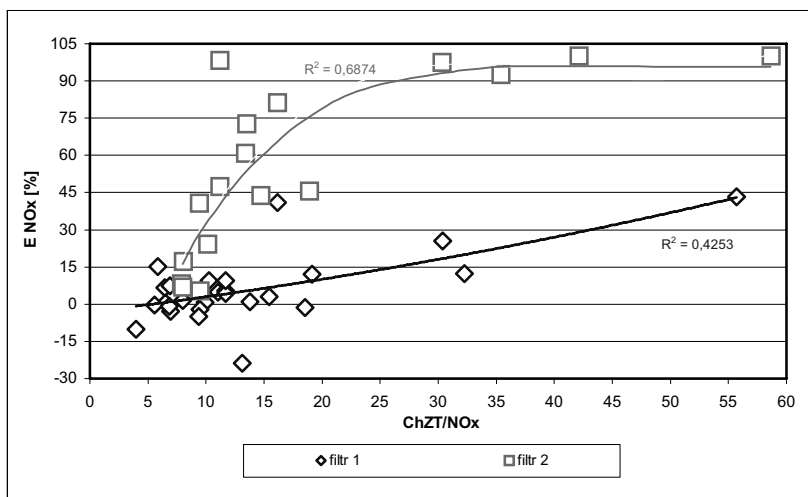
Fig. 4. The effect of COD/N ratio in influent wastewater on the total N removal effectiveness in different temperatures, $v_f = 5$ m/h

Stwierdzono, że istotny wpływ na efektywność usuwania azotu ogólnego ma dodawanie do ścieków zewnętrznego źródła węgla (rys.4). W całym analizowanym zakresie wartości $ChZT/N_{og}$ efektywność usuwania N_{og} na złożu kwarcowym, gdy do ścieków dawковано zewnętrzne źródło węgla (filtr 2) wynosiła od 2,20 ÷ 51,84% (średnia 16,6%). W przypadku, gdy do ścieków nie dawковано zewnętrznego źródła węgla (filtr 1), efektywność usuwania N_{og} zmienia się w zakresie -10,68 ÷ 27,17% (średnia 4,1%). Można zatem stwierdzić, że dodawanie zewnętrznego źródła węgla poprawiło efektywność usuwania azotu ogólnego z 4,1 do 16,6%.

Wartość stosunku $ChZT/N_{og}$ wpływała na efektywność usuwania azotu ogólnego jedynie w przypadku stosowania zewnętrznego źródła węgla. Było to szczególnie widoczne dla stosunku $ChZT/N_{og} > 5,5$. Powyżej tej wartości nastąpił gwałtowny wzrost efektywności usuwania azotu ogólnego, która wynosiła 20,22 ÷ 51,84% (średnia 36,0%). Przy mniejszym stosunku $ChZT/N_{og}$ efektywność usuwania azotu ogólnego była znacznie mniejsza, ale wyższa niż gdy nie dawowano węgla, i wynosiła 2,20 ÷ 23,92% (średnia 9,1%). Stosunek $ChZT/N_{og} > 5,5$ jest znacznie większy niż zalecany w literaturze,

według której wysokie efektywności usuwania N_{og} można uzyskać, gdy jest on wyższy niż 4,0.

Temperatura ścieków nie była czynnikiem wpływającym na efektywność usuwania azotu, gdyż w obu przedziałach była wysoka.



Rys.5. Wpływ stosunku ChZT/NO_x na efektywność usuwania sumy azotu azotanowego i azotynowego na filtrach, $v_f = 5$ m/h

Fig.5. The effect of COD/NO_x ratio in influent wastewater on the (NO₂+NO₃)-N removal effectiveness, $v_f = 5$ m/h

Zawartość węgla w ściekach ma zdecydowany wpływ na proces denitryfikacji, gdyż prowadzą go bakterie heterotroficzne. Potwierdza to analiza wpływu stosunku ChZT/NO_x (gdzie NO_x= NO₃+NO₂ mgN-NO_x/l) w ściekach oczyszczanych na efektywność redukcji sumy azotynów i azotanów (rys.5). Przeprowadzono ją na podstawie wyników badań z serii 1 i 2 oraz prędkości filtracji 5 m/h.

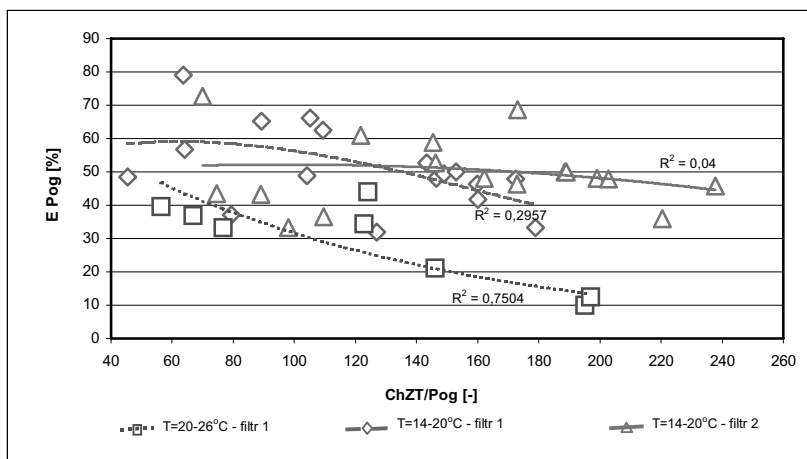
Wyraźnie widać że wzrostem wartości stosunku ChZT/NO_x wzrasta efektywność procesu. Jednakże, gdy źródłem węgla są jedynie ścieki (filtr 1), dla tych samych wartości stosunku osiągnięte efektywności usuwania NO_x są zdecydowanie niższe, co wynika z różnej przyswajalności związków organicznych w ściekach.

W przypadku braku zewnętrznego źródła węgla (filtr 1) efektywność usuwania NO_x wyznaczona linią trendu wzrasta od 0% do 42% ze wzrostem wartości ChZT/NO_x od 4 do 56. Efektywności denitryfikacji zmierzona w badaniach mieściła się w zakresie -23,7 ÷ 43,2 %. Gdy do ścieków dodawano octan sodu (filtr 2) efektywność usuwania NO_x wzrastała zdecydowanie szybciej i powyżej wartości ChZT/NO_x równej 30 stabilizowała się na poziomie ok. 100%.

4.3. Wpływ stosunku węgla do fosforu w ściekach na efektywność usuwania fosforu

Analizę wpływu stosunku $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ w ściekach dopływających na filtry na efektywność usuwania fosforu ogólnego i ortofosforanów na filtrze ze złożem kwarcowym wykonano dla stałej prędkości filtracji ścieków równej 5 m/h. Ponadto uwzględniono podział wyników ze względu na temperaturę ścieków w dwóch przedziałach $20 \div 26 \text{ }^\circ\text{C}$ i $14 \div 20 \text{ }^\circ\text{C}$. W analizie uwzględniono wyniki z serii 1 i 2.

Jak można zaobserwować na rys. 6 dla złoża kwarcowego wzrost stosunku $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ w ściekach dopływających na filtr ma znacznie większy wpływ na efektywność usuwania fosforu ze ścieków na filtrze 1 (bez dodatkowego źródła węgla) niż na filtrze 2 (z dodatkowym źródłem węgla). Dla filtra 1 niezależnie od temperatury ścieków efektywność usuwania P_{og} ze ścieków spada ze wzrostem wartości $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$, natomiast na filtrze 2 wpływ $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ jest właściwie niezauważalny. Świadczy to o tym, że w obecności dodatkowego źródła łatwoprzyswajalnego węgla proces usuwania fosforu jest stabilniejszy (mniejsze wahania efektywności).

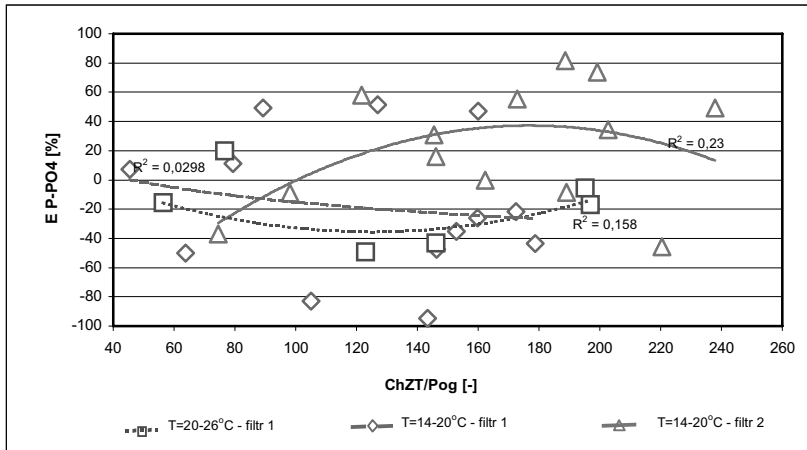


Rys. 6. Wpływ stosunku $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ w ściekach dopływających na efektywność usuwania P_{og} w różnych zakresach temperatur, $v_f = 5 \text{ m/h}$

Fig.6. The effect of COD/P ratio in influent wastewater on the total P removal effectiveness in different temperatures, $v_f = 5 \text{ m/h}$

Najwyższą efektywność usuwania fosforu ogólnego uzyskano dla niższych wartości $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ (<120) i niższych temperatur ścieków. Efektywność usuwania P_{og} w temperaturze $14 \div 20 \text{ }^\circ\text{C}$ na filtrze 2 mieściła się w przedziale $33,33 \div 72,63\%$ (średnia $49,6\%$), a na filtrze 1 wynosiła $32,00 \div 78,95\%$ (średnia $50,9\%$). Ze wzrostem temperatury dla tych samych wartości stosunku $\text{ChZT}/\text{P}_{\text{og}}$ efektywność usuwania fosforu ze ścieków bez dodatkowego źródła węgla była niższa i wynosiła $10,00 \div 44,12\%$ (średnia $29,0\%$).

Wpływ stosunku $ChZT/P_{og}$ na efektywności usuwania ortofosforanów ze ścieków był wyraźniejszy w przypadku dodawania do ścieków zewnętrznego źródła węgla – filtr 2 (rys.7.). Ze wzrostem tego stosunku efektywność procesu nieznacznie rosła, aczkolwiek rozrzut uzyskanych wartości był znaczny i mieścił się w zakresie $-45,71 \div 81,63\%$ (średnia 23,0%).



Rys. 7. Wpływ stosunku $ChZT/P_{og}$ w ściekach dopływających na efektywność usuwania ortofosforanów w różnych zakresach temperatur, $v_f = 5 \text{ m/h}$

Fig. 7. The effect of COD/P ratio in influent wastewater on the $PO_4 - P$ removal effectiveness in different temperatures, $v_f = 5 \text{ m/h}$

W przypadku filtra 1 (bez zewnętrznego źródła węgla) efektywność usuwania ortofosforanów była znacznie mniejsza. Temperatura nie miała w tym przypadku znaczącego wpływu: dla niższych temperatur efektywność usuwania $P-PO_4$ wynosiła $-94,74 \div 51,43\%$ (średnia $-18,1\%$), dla wyższych temperatur $-49,41 \div 19,74\%$ (średnia $-17,1\%$). Lepsze usuwanie ortofosforanów na filtrze z dodatkowym źródłem węgla spowodowane było większą asymilacją fosforanów do budowy komórek mikroorganizmów tworzących błonę biologiczną na złożu, która przy dostępności węgla szybciej się rozwija.

5. Podsumowanie

Badania były próbą określenia najbardziej optymalnych warunków pracy filtrów pospiesznych, dających najwyższe efektywności usuwania węgla, azotu i fosforu ze ścieków biologicznie oczyszczonych. Na podstawie analizy wyników badań stwierdzono, że:

- Skuteczność usuwania $ChZT$ na złożach mieściła się w szerokich granicach $-23 \div 67\%$ i zależała głównie od jego stężenia w ściekach dopływających i długości cyklu filtracyjnego. Pod koniec cyklu odnotowano częsty spadek efektywności usuwania węgla na skutek wymywania zanieczyszczeń z filtra.

- Maksymalna efektywność usuwania azotu ogólnego na złożu kwarcowym wyniosła 52%. Średnie efektywności usuwania N_{og} przy braku zewnętrznego źródła węgla wynosiły 4,1%, a przy jego stosowaniu 16,6%.
- W ściekach z zewnętrznym źródłem węgla otrzymano 100% redukcję tlenowych form azotu (NO_x) przy stosowaniu zewnętrznego źródła węgla i maksymalnie 43% przy jego braku.
- Efektywność usuwania fosforu ogólnego na złożu kwarcowym ze ścieków o temperaturze $14 \div 20^\circ C$ wynosiła średnio 50% przy zastosowaniu zewnętrznego źródła węgla i 51% przy jego braku. Przy braku zewnętrznego źródła węgla i wyższej temperaturze ścieków efektywność usuwania P_{og} była znacznie mniejsza i wynosiła jedynie 29%.
- Efektywność usuwania ortofosforanów szczególnie w przypadku stosowania zewnętrznego źródła węgla zmieniała się w szerokim zakresie i średnio wynosiła 23%. Przy braku zewnętrznego źródła węgla często następowało zwiększenie stężenia ortofosforanów w odpływie z filtrów średnio o 18% w temperaturze $14 \div 20^\circ C$ i o 17% w temperaturze $20 \div 26^\circ C$
- Najważniejszym czynnikiem wpływającym na efektywność usuwania związków azotu i fosforu była ilość łatwoprzyswajalnego węgla określana w stosunku do ilości azotu ($ChZT/N_{og}$) i fosforu ($ChZT/P_{og}$) w dopływających na złożo ściekach. Efektywność usuwania azotu ogólnego i ortofosforanów zwiększała się wraz z jego wzrostem. Najwyższe efektywności usuwania N_{og} osiągnięto dla $ChZT/N_{og} > 5,5$ i wynosiła ona średnio 36%. Ze wzrostem stosunku $ChZT/NO_x$ zawsze wzrastała efektywność denitryfikacji. W przypadku ścieków z zewnętrznym źródłem węgla efektywność ta stabilizowała się na poziomie ok.100% powyżej wartości $ChZT/NO_x$ równej 30.

Możliwość uzyskania dużej efektywności usuwania zanieczyszczeń pozwala rozważyć zastosowanie filtrów pospiesznych jako trzeciego stopnia oczyszczania ścieków po oczyszczeniu biologicznym

Bibliografia

- [1] Boller M.A., Kavanaugh M.C. (1995): Particle characteristic and headloss increase in granular media filtration. *Wat. Res.* 29 (4) 1139 - 1149
- [2] Eichinger J. (1994): Upgrading of the Munch waste water treatment plants for denitrification in effluent filters. *Wat. Sci. Tech.* 29 (12) 217 - 225
- [3] Fred T., Kiiskinen S. (2005): Advanced nitrogen removal experiences and operation results of full scale post-denitrification filters. *Proceedings of the IWA Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams*, Kraków, Poland, 19 - 21 september 2005, pp. 165 - 172
- [4] Hamonda M.F., Al-Ghusain I., Al-Mutairi N.Z. (2004): Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. *Desalination* 164 (3) 203 - 211
- [5] Hidaka T., Tsuno H., Kishimoto N. (2003): Advanced treatment of sewage by pre-coagulation and biological filtration process. *Wat. Res.* 37 (17) 4259 - 4269

- [6] Jonsson L. (1998): Experiences of nitrogen and phosphorus removal in deep-bed filters at Henriksdal Sewage Works in Stockholm. *Wat. Sci. Tech.* 37 (9) 193 - 200
- [7] Jonsson L., Płaza E., Hultman B. (1997): Experiences of nitrogen and phosphorus removal in deep-bed filters in the Stockholm area. *Wat. Sci. Tech.* 36 (1) 183 - 190
- [8] Joobagy A., Tardy G.M., Literathy B. (2003): Enhanced nitrogen removal in the combined activated sludge-biofilter system of the Southpest Wastewater Treatment Plant. *Proceedings of the 9th IWA Specialized Conference Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, Praha, Czech Republic, 1 - 4 September 2003, pp. 3 - 10
- [9] Kłoss-Trebaczkiewicz H., Roman M., Wysokińska E. (1990): Wytyczne technologiczne stosowania filtrów do doczyszczania ścieków. *Podstawy gospodarki wodno-ściekowej w miastach i osiedlach*. Zeszyt 3. Wytyczne technologiczne wysokoefektywnych metod oczyszczania ścieków, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 83-112
- [10] Koch G., Siegrist H. (1997): Denitrification with methanol in tertiary filtration. *Wat. Res.* 31 (12) 3029 - 3038
- [11] Koivunen J., Siitonen A., Heinonen-Tanski H. (2003): Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Wat. Res.* 37 (3) 690 - 698
- [12] Komorowska - Kaufman M., Kurkiewicz K., Mroskowiak A. (2006): Wpływ prędkości i czasu filtracji na efekty doczyszczania ścieków na filtrach kwarcowych. *Mat. VII Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej: Zaopatrzenie w wodę i jakość wód*. Zakopane, Polska, 18 - 21 czerwiec 2006, tom II, s. 225 - 242

