



Statyka biofiltracji wybranych układów lotnych związków organicznych i złożeń naturalnych

Klaudia Chmiel-Kurowska, Anna Gawlik, Michał Palica
Politechnika Śląska, Gliwice

1. Wstęp

Biofiltracja wyróżnia się wśród metod oczyszczania gazów z lotnych związków organicznych, występujących przy relatywnie niskich stężeniach (VOC's), bezodpadowością i niskimi kosztami jednostkowymi procesu ([1, 2]). Stąd od lat 80-tych XX wieku obserwuje się coraz większy obszar jej zastosowania i bardziej precyzyjny opis. Pierwszą propozycję modelu matematycznego biofiltracji podali w r. 1983 Ottengraf i van den Oever [3]. Przyjęli oni pełne pokrycie złoża biofilmem i bioreakcję 1-go lub 0-go rzędu, zależnie od wartości stężenia składnika czynnego w gazie. W uproszczeniu, przy rozwiniętej florze mikroorganizmów i niedomiarze takiego składnika (pożywienia dla flory), reakcja biofiltracji jest pierwszego rzędu. Natomiast przy dużym nadmiarze i takiej samej florze reakcja jest zerowego rzędu (czyli większy lub mniejszy nadmiar składnika czynnego nie wpływa wówczas na szybkość bioreakcji). Skuteczność biofiltracji zależy wtedy od warunków hydrodynamicznych przepływu gazu, warunków dyfuzyjnych, reakcyjnych, charakterystyki złoża i podatności zanieczyszczenia na biofiltrację (czyli od stosunku stężenia w fazie gazowej do stężenia równowagowego w fazie ciekłej [4]). Kolejne rozwijane modele zakładały niepełne pokrycie nośnika biofilmem i adsorpcję zanieczyszczenia na tych fragmentach

wypełnienia, które nie były pokryte filmem ([5]). W [3]÷[5] przyjęto przepływ tłokowy gazów przez złożę biofiltracyjne. Hodge i Devanny [6] nałożyli z kolei na przepływ tłokowy dyspersję wzdłużną [6], Deshusses, Hamer i Dunn ([7, 8]) stwierdzili, że przy dużym nadmiarze tlenu w gazach poddanych biofiltracji można zaniechać adsorpcję zanieczyszczeń i uwzględnić jedynie wnikanie masy odorantu do biofilmu. Zwarty opis takiego modelu, w którym ponadto uwzględniono zmianę współczynnika wnikania masy z gazu do biofilmu w czasie podali Kawalec-Pietrenko i Świsłowski [9]. Wreszcie w [10] podano modyfikację równania Monoda na człon reakcyjny bilansu masy przyjmując w nim reakcję n -tego rzędu. W pracy tej stwierdzono, że rozbudowane modele, ze względu na dużą liczbę występujących parametrów (określanych doświadczalnie), mają ograniczone znaczenie, natomiast proste modele, choć są najczęściej mniej dokładne, są bardziej zrozumiałe i wystarczające do opisu procesu.

Bilans masy wraz z warunkami brzegowymi i początkowymi podano w [10]. Warto tu wspomnieć, że jednym z warunków brzegowych jest założenie Danckwertsa [11], iż poza biofiltrem dyspersja wzdłużna nie występuje. Praktyczne wykorzystanie modelu wymaga określenia porowatości złoża, współczynnika podziału, współczynnika wnikania masy substancji czynnej do fazy stałej, znajomości współczynnika dyspersji wzdłużnej i przyjęcia kinetyki biodegradacji (zwykle dyspersja osiowa w niewielkim stopniu wpływa na efektywność procesu i człon ten w równaniu bilansowym można pominąć). W praktyce przyjmuje się, że liniowa prędkość przepływu zanieczyszczonych gazów przez złożę wynosi $0,02\div 0,08$ m/s, a czas przebywania kilkanaście-kilkadziesiąt sekund, co odpowiada wysokości czynnej złóż w granicach $1,0\div 1,5$ m.

2. Cel i zakres badań

Głównym celem omawianych tu badań było wyznaczenie obszarów, w których obowiązuje kinetyka biofiltracji zerowego rzędu i pierwszego rzędu dla wybranych układów VOC's – złożę biofiltracyjne (przy czym w pracy ograniczono się do statyki procesu) oraz porównanie wyników tych badań z odpowiednimi obliczeniami.

W badaniach (prowadzonych w latach 1998-2003 w Ośrodku Badaawczo-Rozwojowym „Barowent” w Katowicach, poddanym w r. 2003 likwidacji) wytypowano i przebadano następujące układy:

- keton metylo-etylowy (MEK) na złożu torfowym
- keton metylo-etylowy (MEK) na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej
- butanol na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej
- trietyloamina na złożu z torfu kwaśnego częściowo odkwaszonego
- butanol na złożu z torfu kwaśnego częściowo odkwaszonego
- trietyloamina na złożu ze zrębów drzewnych
- trietyloamina na złożu kompostowym.

Badanie skuteczności biofiltracji prowadzono na odcinku ustabilizowanej pracy złóż (po ich „wpracowaniu”, a więc po czasie 4÷8 tygodniowej ich eksploatacji) w kolumnie o średnicy wewnętrznej 0,175 [m] i wysokości czynnej złóż 0,45 (0,46) [m] lub 0,225 [m]. Zakres stężeń VOC's odpowiadał orientacyjnie $C_1 \approx 1 \div 100$ [mg/m³], natężenie przepływu gazu wynosiło $\dot{V} = 2 \div 10$ [m³/h].

Stężenia przed i za kolumną biofiltracyjną określano chromatograficznie. Gaz podawany na kolumnę był nawilżony do $\phi = 80\%$ (prowadzenie badań przy wyższym ϕ nastęrczało trudności eksploatacyjne związane z lokalnym wykraplaniem wilgoci), również złoża w każdym wypadku były wstępnie nawilżane. Pewne trudności związane z nawilżaniem złóż wystąpiły dla ziemi kompostowej. Podczas testu dla kory frakcjonowanej i zrębów drzewnych nie było żadnych przeciwwskazań, by złoża eksploatowane periodycznie co pewien czas nawilżać, bez niepożądanych skutków, np. powodujących zmianę ich przepuszczalności. Wszystkie badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych w temp. $20 \pm 2^\circ\text{C}$). Dane źródłowe dla poszczególnych układów znajduje się w pracach [12÷19] i na ich podstawie przygotowano i opracowano szereg artykułów, z których najważniejsze to prace [20÷30], opublikowane w latach 2002÷2008 (wcześniejszych prac, dotyczących zarówno dezodoryzacji jak i hydrauliki złóż w niniejszej publikacji nie cytowano).

3. Statyka procesu biofiltracji

Jak wcześniej wspomniano, szybkość asymilacji r_i substratu „i” przez mikroorganizmy znajdujące się w biofiltrze opisuje równanie Monoda w postaci:

$$r_i = \mu_{im} \frac{q_i}{K'_{im} + q_i} \quad (1)$$

gdzie:

K'_{im} – stała Monoda, $[\text{g}/\text{m}^3]$,

μ_{im} – maksymalna szybkość asymilacji, $[\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})]$,

q_i – stężenie substratu „i” w fazie stałej, $[\text{g}/\text{m}^3]$.

Bilans masowy w fazie gazowej zawiera człon niestacjonarny (akumulacyjny), dopływu i odpływu masy oraz człon reakcyjny, natomiast w fazie stałej zmiana stężenia w tej fazie zawiera człon niestacjonarny, adsorpcyjny i reakcyjny [10], [21]. Użytkowników biofiltrów interesuje zwykle skuteczność procesu definiowana jako:

$$\eta = (C_1 - C_2)/C_1 \quad (2)$$

gdzie:

C_1, C_2 – stężenia masowe odorantu na wlocie i wylocie z kolumny biofiltracyjnej, $[\text{g}/\text{m}^3]$.

Dla statyki procesu (ustabilizowanej pracy złoża) i reakcji zerowego rzędu zachodzi:

$$\eta = \frac{\mu_0 \tau}{C_1} \quad (3)$$

gdzie:

$$\tau = \frac{\varepsilon V}{\dot{V}} \quad (4)$$

Wielkość ta odpowiada czasowi przebywania. W teorii reaktorów chemicznych znana jest jako tzw. czas przestrzenny [11], przy czym:

V – objętość złoża, $[\text{m}^3]$,

\dot{V} – objętościowe natężenie przepływu gazu, $[\text{m}^3/\text{s}]$,

μ_0 – stała szybkości biofiltracji zerowego rzędu, $[\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})]$.

Dla statyki procesu i reakcji 1-go rzędu:

$$y = 1 - e^{-\mu_1 \tau} \quad (5)$$

μ_1 – stała szybkości biofiltracji pierwszego rzędu, [1/s].

Równanie (3) wynika z następującego rozumowania:

Zmiana strumienia masy składnika czynnego w gazie wzdłuż kolumny wynosi $(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x$ i wynika ona z zachodzącej reakcji zerowego rzędu w objętości $\varepsilon F dx$, gdzie F – przekrój poprzeczny kolumny, ε – porowatość złoża.

Ponieważ $dx < 0$, zatem bilans masowy takiej reakcji ma postać:

$$(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x = -\mu_0 \varepsilon F dx \quad (6)$$

$$\frac{dC_i}{dx} = \frac{-\mu_0 \varepsilon F}{\dot{V}} \quad (7)$$

Rozwiązaniem tego równania przy warunkach:

$x = 0$ $C_i = C_1$ oraz $x = x$ $C_i = C_2$ jest

$$C_1 - C_2 = \mu_0 \cdot \tau \quad (8)$$

Jeśli wprowadzić do tego równania obustronnie w mianowniku C_1 uzyskuje się równanie (3).

Rozwiązanie bilansu masowego dla reakcji pierwszego rzędu w postaci:

$$(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x = -\mu_1 C_i \varepsilon F dx \quad (9)$$

czyli

$$\frac{dC_i}{dx} = \frac{-\mu_1 C_i \varepsilon F}{\dot{V}} \quad (10)$$

daje

$$\ln \frac{C_2}{C_1} = \frac{-\mu_1 \varepsilon V}{\dot{V}} = -\mu_1 \tau \quad (11)$$

z którego w prosty sposób wyprowadza się równanie (5).

W pracach źródłowych [12]÷[19] korzystano m.in. z pojęcia czasu kontaktu, definiowanego jako:

$$\tau_k = V/\dot{V} \quad (12)$$

który jest związany z czasem przestrzennym τ

$$\tau = \varepsilon\tau_k \quad (13)$$

Ponieważ w biofiltracji operuje się często szybkością procesu biodegradacji wyrażoną jako:

$$\dot{V}_r = \frac{C_1 - C_2}{\tau_k} \quad (14)$$

i tzw. jednostkowym obciążeniem złoża

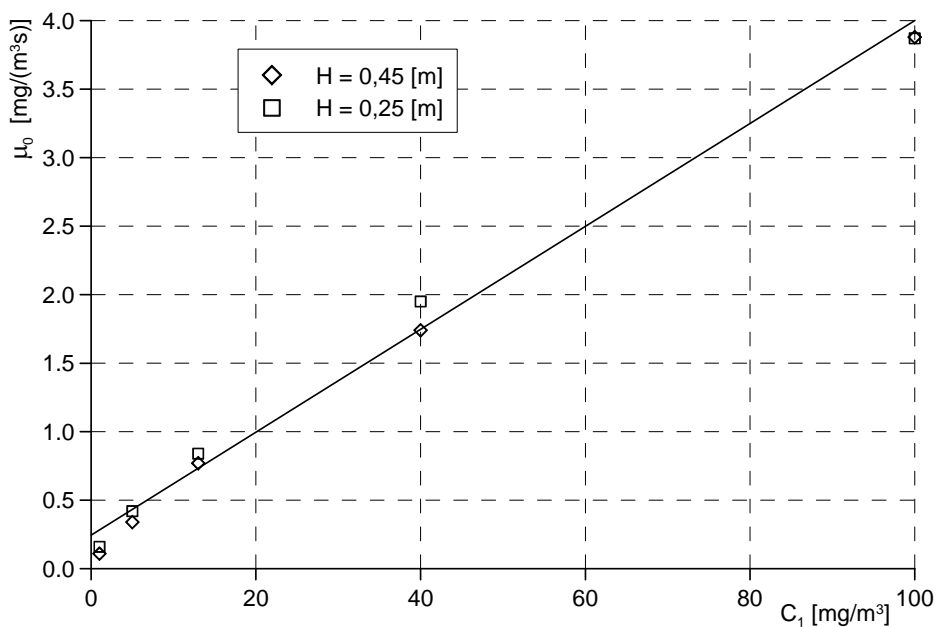
$$\dot{O} = C_1/\tau_k \quad (15)$$

których nie zawierają prace źródłowe [12]÷[19], w [31] przeliczono te dane zamieszczając dodatkowo w tabelach pomiarowo-obliczeniowych następujące wielkości: t , C_1 , C_2 , τ_k , \dot{V}_r , \dot{O} , η , $\Delta C = C_1 - C_2$, $1 - C_2/C_1$, $\ln(C_2/C_1)$, τ , μ_0 , μ_1 , gdzie t oznacza czas wykonania oznaczenia od momentu rozpoczęcia danej serii pomiarowej (w większości przypadków jedna seria obejmowała 12÷13 oznaczeń prowadzonych przez 5,5÷6 godzin, co 30 minut).

4. Wyniki badań i obliczeń

Fragment tabeli obliczeniowej zamieszczono w tabeli 1. Dane tej tabeli dotyczą złoża z frakcjonowanej kory sosnowej i ketonu metyloetylowego, stężenia wlotowego $C_1 = 40$ [mg/m³], wysokości czynnej złoża $H = 0,45$ m i objętościowego natężenia przepływu gazu $\dot{V} = 2$ [m³/h], (co odpowiada czasowi kontaktu $\tau_k = 19,5$ [s] i czasowi przestrzennemu $\tau \approx 14,4$ [s]). Podobne tabele dla tego układu przy $\dot{V} = 4, 6, 8, 10$ [m³/h] znajdują się w [31]. Nie wszystkie układy zostały przebadane równie szczegółowo, ale praktycznie dla każdego z nich można było skonstruować wykresy $\mu_0 = f(C_1)$ oraz $\mu_1 = f(C_1)$ i na ich podstawie stwierdzić, czy pierwsza lub druga funkcja jest w przybliżeniu liniowa. W przypadku MEK i złoża z kory sosnowej wykresy te mają przebiegi pokazane na rys. 1÷2, przy czym układ MEK – złoże z kory sosnowej daje najlepsze przebiegi takich odwzorowań, inne zanieczyszczenia i złoża mają nieco gorsze odwzorowania.

Keton etylo-metylowy na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej



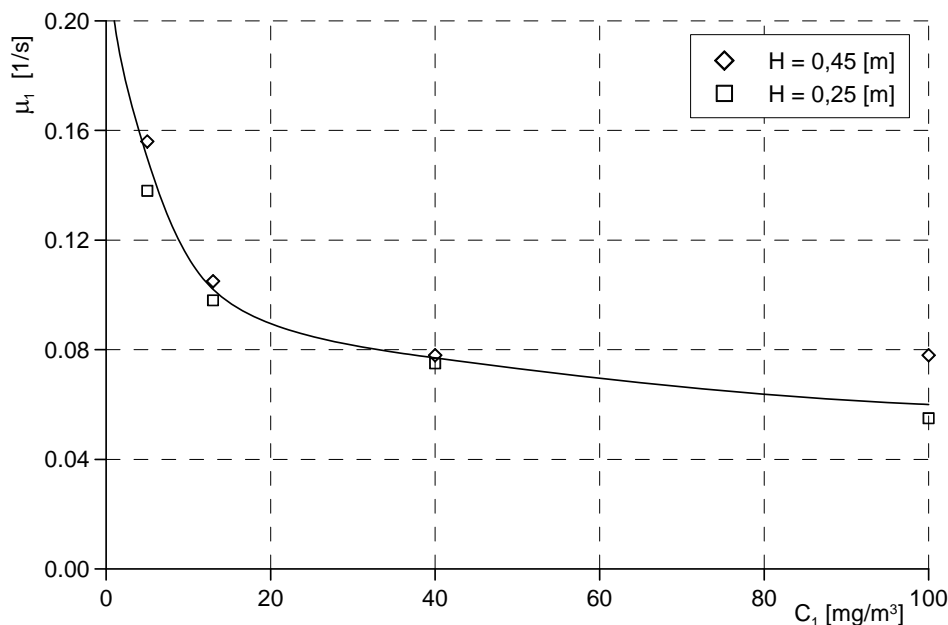
Rys. 1. Zależność stałej szybkości biofiltracji μ_0 , (przy założeniu kinetyki zerowego rzędu) od C_1 dla MEK w zakresie $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s]

Fig. 1. Biofiltration rate constant, μ_0 , as a function of C_1 for MEK in the range $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s] (for zero-order kinetics)

Tabela 1. Wyniki pomiarów i obliczeń dla układu Keton etylowo-metylowy – frakcjonowana kora sosnowa [14];
 $C_{1 \text{ teor.}} = 40 \text{ [mg/m}^3\text{]}, \tau_k = 19,48 \text{ [s]}, H = 0,45 \text{ [m]}, \dot{V} = 2 \text{ [m}^3\text{/h]}$

Table 1. Methyl-ethyl ketone – fractionated pine tree bark system [14]; $C_{1 \text{ teor.}} = 40 \text{ [mg/m}^3\text{]}, \tau_k = 19,48 \text{ [s]},$
 $H = 0,45 \text{ [m]}, \dot{V} = 2 \text{ [m}^3\text{/h]}$

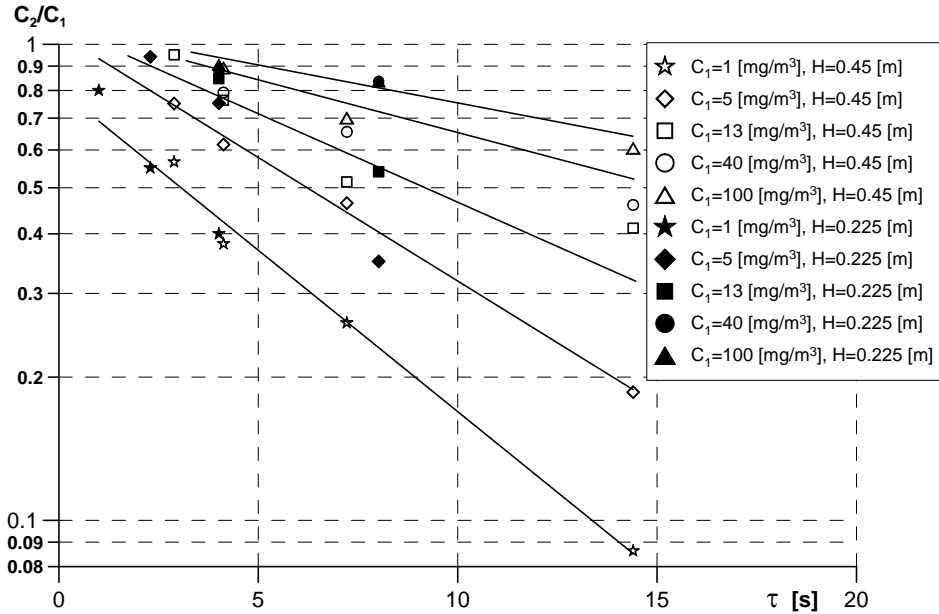
t [s]	C_1 [mg/m ³]	C_2 [mg/m ³]	τ_k [s]	V_r [mg/m ³]	\dot{O} [mg/(m ³ s)]	η [%]	$\Delta C = C_1 - C_2$	$1 - \frac{C_2}{C_1}$	$\ln \frac{C_2}{C_1}$	τ [s]	μ_0 [mg/(m ³ s)]	μ_1 [1/s]
0	38,365	0	19,48278	1,96917	1,96917	100,00000	0,03837	1,00000	-	14,44064	0,00174	-
900	40,171	0,0112	19,48278	2,06130	2,06187	99,97212	0,04016	0,99972	-8,18499	14,44064	0,00174	0,0779
1800	40,454	1,8731	19,48278	1,98026	2,07640	95,36980	0,03858	0,95370	-3,07257	14,44064	0,00174	0,0779
2700	39,904	6,4982	19,48278	1,71463	2,04817	83,71542	0,03341	0,83715	-1,81495	14,44064	0,00174	0,0779
3600	40,169	13,304	19,48278	1,37891	2,06177	66,87993	0,02687	0,66880	-1,10503	14,44064	0,00174	0,0779
4500	39,818	17,421	19,48278	1,14958	2,04375	56,24843	0,02240	0,56248	-0,82664	14,44064	0,00174	0,0779
5400	40,096	21,844	19,48278	0,93683	2,05802	45,52075	0,01825	0,45521	-0,60735	14,44064	0,00174	0,0779
6300	39,69	23,368	19,48278	0,83777	2,03718	41,12371	0,01632	0,41124	-0,52973	14,44064	0,00174	0,0779
7200	40,538	23,523	19,48278	0,87334	2,08071	41,97296	0,01702	0,41973	-0,54426	14,44064	0,00174	0,0779
8100	40,157	21,789	19,48278	0,94278	2,06115	45,74047	0,01837	0,45740	-0,61139	14,44064	0,00174	0,0779
9000	40,08	21,013	19,48278	0,97866	2,05720	47,57236	0,01907	0,47572	-0,64574	14,44064	0,00174	0,0779
9900	40,163	22,725	19,48278	0,89505	2,06146	43,41807	0,01744	0,43418	-0,56948	14,44064	0,00174	0,0779
10800	39,888	22,399	19,48278	0,89766	2,04735	43,84527	0,01749	0,43845	-0,57706	14,44064	0,00174	0,0779
11700	40,189	22,731	19,48278	0,89607	2,06280	43,43975	0,01746	0,43440	-0,56986	14,44064	0,00174	0,0779
12600	40,574	22,817	19,48278	0,91142	2,08256	43,76448	0,01776	0,43764	-0,57562	14,44064	0,00174	0,0779
13500	40,133	22,972	19,48278	0,88083	2,05992	42,76032	0,01716	0,42760	-0,55792	14,44064	0,00174	0,0779
14400	40,281	22,178	19,48278	0,92918	2,06752	44,94178	0,01810	0,44940	-0,59678	14,44064	0,00174	0,0779
15300	40,326	23,135	19,48278	0,88237	2,06983	42,63006	0,01719	0,42630	-0,55565	14,44064	0,00174	0,0779
16200	40,281	22,713	19,48278	0,90172	2,06752	43,61361	0,01757	0,43614	-0,57294	14,44064	0,00174	0,0779
17100	40,447	22,759	19,48278	0,90788	2,07604	43,73130	0,01769	0,43731	-0,57503	14,44064	0,00174	0,0779
18000	40,084	22,846	19,48278	0,88478	2,05741	43,00469	0,01724	0,43005	-0,56220	14,44064	0,00174	0,0779
18900	40,126	22,248	19,48278	0,91763	2,05956	44,55465	0,01788	0,44555	-0,58977	14,44064	0,00174	0,0779
19800	40,848	23,718	19,48278	0,87924	2,09662	41,93596	0,01713	0,41936	-0,54362	14,44064	0,00174	0,0779



Rys. 2. Zależność stałej szybkości biofiltracji μ_1 , (przy założeniu kinetyki pierwszego rzędu) od C_1 dla MEK w zakresie $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s]

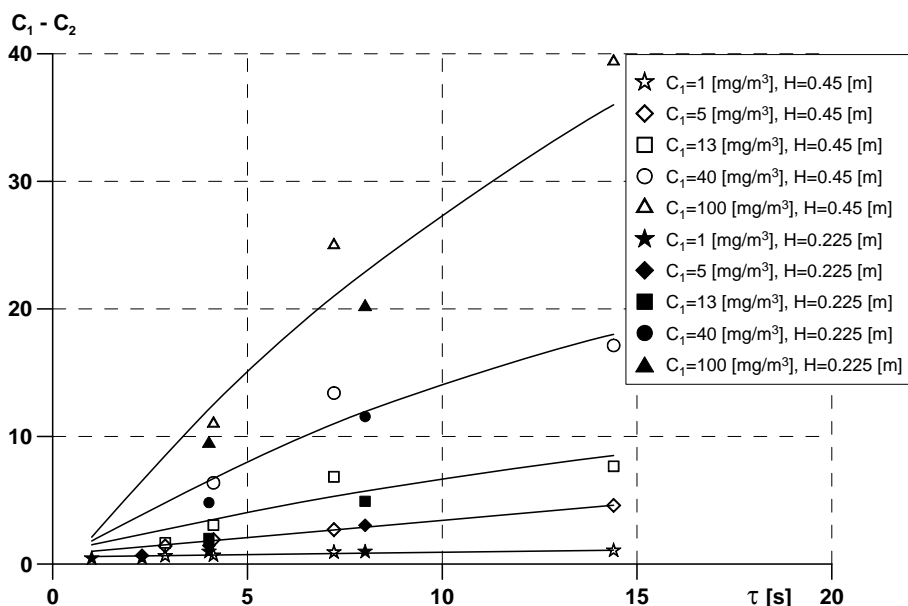
Fig. 2. Biofiltration rate constant, μ_1 , as a function of C_1 for MEK in the range $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s] (for first-order kinetics)

Kolejne wykresy – rys. 3, 4 dla tego samego układu pozwalają stwierdzić, kiedy kinetyka bioreakcji może być przyjmowana zgodnie z równaniem (3), a kiedy z (5). Dane na wykresach dotyczą ustabilizowanej pracy złoża, tzn. po czasie przebywania $t = 6$ [h], ale czas stabilizacji przyjęto tu arbitralnie i w niektórych przypadkach mógł on być większy od 6 [h]. Dla przykładowego i analizowanego tu układu MEK – kora sosnowa w szerokim zakresie τ obowiązuje reakcja pierwszego rzędu. Podobne obserwacje dotyczą pozostałych układów, ale przejście z reakcji pierwszego rzędu na reakcję zerowego rzędu ma tam miejsce przy niższych stężeniach C_1 . Potwierdzają one model Ottengrafa i van den Oevera [3] dla statyki procesu biofiltracji, przy czym granica przejścia z jednego obszaru w drugi winna być traktowana jako orientacyjna (nie można jej na podstawie danych pracy [31] określić precyzyjnie i jednoznacznie).



Rys. 3. Zależność stosunku (C_2/C_1) od czasu przebywania τ fazy gazowej w biofiltrze (przy przyjęciu kinetyki pierwszego rzędu) dla $H = 0,45$ [m] i $H = 0,225$ [m]

Fig. 3. C_2/C_1 ratio as a function of gas phase residence time, τ , in the biofilter – assuming first-order kinetics, for $H = 0,45$ [m] and $H = 0,225$ [m]



Rys. 4. Zależność $C_1 - C_2 = f(\tau)$ przy przyjęciu kinetyki zerowego rzędu dla $H = 0,45$ [m] i $H = 0,225$ [m]

Fig. 4. Dependence $C_1 - C_2 = f(\tau)$ under the assumption of zero-order kinetics for $H = 0,45$ [m] and $H = 0,225$ [m]

6. Wnioski

Dla biofiltracji MEK na złożu z torfu kwaśnego stwierdzono zgodnie z oczekiwaniami wzrost skuteczności biodegradacji wraz z rosnącym czasem kontaktu oraz reakcją pierwszego rzędu dla stężeń poniżej 20 [mg/m^3]. Powyżej tego stężenia reakcja przechodziła w kinetykę zerowego rzędu. Podobne spostrzeżenia dotyczą układu MEK – złożo z frakcjonowanej kory sosnowej, ale przejście z reakcji pierwszego rzędu w rząd zerowy zachodzi przy $C_1 > 100$ [mg/m^3]. Butanol degradowany na złożu z kory ma granicę przejścia kinetyk z pierwszorzędowej w reakcję zerowego rzędu przy stężeniu $C_1 \approx 10$ [mg/m^3].

Butanol i trietyloamina usuwane na złożu z torfu kwaśnego charakteryzuje znaczący rozrzut punktów pomiarowych, ale również tu obserwowano wysokie skuteczności biodegradacji tych związków przy niskich stężeniach i zdecydowanie niższe przy wysokich. Można oszacować, że przejście z jednego obszaru w drugi zachodzi przy stężeniach

$C_1 < 10$ [mg/m^3]. Natomiast trietyloamina usuwana na złożu ze zrębów drzewnych i na ziemi kompostowej charakteryzowała się przejściem obszarów przy $C_1 \approx 3$ [mg/m^3], przy czym znacząco lepsze rezultaty biofiltracji uzyskano dla ziemi kompostowej.

Dane analizowanych tu materiałów źródłowych [12]-[19] wykazują, że wszystkie badane odoranty w zakresie stężeń $C_1 \approx 1\div 100$ [mg/m^3] ulegały biodegradacji na użytych złożach organicznych, przy czym niektóre z nich łatwiej, inne trudniej. O właściwym doborze złoża winna decydować m.in. granica przejścia z obszaru kinetyki pierwszego rzędu w kinetykę zerowego rzędu. Stąd frakcjonowana kora sosnowa używana do usuwania MEK jest w pełni uzasadniona, znacznie bardziej, niż torf kwaśny, częściowo odkwaszony.

Na zakończenie należy stwierdzić, że dane pracy [31] nie wystarczają do modelowania procesu, ale dają dobrą orientację o jego przebiegu. Wydaje się, że dla pośrednich wartości stężeń i prędkości przepływu przez złoża biofiltracyjne należy dane pracy [31] interpolować.

Literatura

1. Szklarczyk M.: Wyd. Uniw. Warm.-Mazursk., Olsztyn, 2001.
2. Szklarczyk M., Czermazowicz M., Adamiak W.: *Biotech.*, 1, 36, 109, 1997.
3. Ottengraf S.P.P., van den Oever A.H.C.: *Biotechnol. Bioeng.*, 25, 3089, 1983.
4. Shareefdeen Z., Baltzis B.C., Bartha R.: *Biotechnol. Bioeng.*, 41, 512, 1993.
5. Shareefdeen Z., Baltzis B.C.: *Chem. Eng. Sci.*, 49, 244, 4347, 1996.
6. Hodge D.S., Devinsky J.S.: *J. Environ. Eng. Div.*, 121, 21, 1995.
7. Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J.: *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1048, 1995.
8. Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J.: *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1059, 1995.
9. Kawalec-Pietrenko B., Świsłowski M.: *Inż. Ap. Chem.*, 1, 12, 2003.
10. Chmiel K., Jarzębski A.B., Palica M.: *Przem. Chem.*, 6, 442, 2005.
11. Burghardt A., Bartelmus G.: *Inżynieria reaktorów chemicznych. Cz. II*. PWN, Warszawa 2001.
12. Chmiel K.: *Dynamika i statyka biofiltracji butanolu na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej*. Praca doktorska, Politechnika Śląska, Gliwice, 2003.
13. Konieczny M.: *Wpływ koncentracji butanolu na skuteczność biofiltracji na złożu torfowym*. Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.

14. **Jamrozik I., Dymiński B.:** *Badania biofiltracji MEK na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.
15. **Bochenek A.:** *Wpływ czasu kontaktu MEK na skuteczność biofiltracji na złożu torfowym.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2003.
16. **Dwojecka I.:** *Dezodoryzacja wybranych odorów przy użyciu złóż odpadowych przemysłu drzewnego.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 1997.
17. **Chmiel K.:** *Biodegradacja trietyloaminy przy użyciu złoża z torfu kwaśnego.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 1998.
18. **Jasiak K., Grądek E.:** *Badania biofiltracji butanolu na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2000.
19. **Szoltysik B.:** *Wpływ czasu kontaktu na skuteczność biofiltracji butanolu na złożu torfowym.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.
20. **Chmiel-Kurowska K., Palica M., Kurowski Ł., Thullie J.:** *Biofiltration of VOC's in the natural bed- modeling verification.* 18th European Symposium on Computer Aided process Engineering- ESCAPE 18, Lyon (France), June 2008.
21. **Chmiel K., Palica M.:** *Modelowanie procesu biofiltracji, Cz. I i II.* Rocznik Ochrony Środowiska, 7, 143, 156, 2005.
22. **Palica M., Chmiel K.:** *Chemicz.* 6, 303, 2005.
23. **Chmiel K., Konieczny A., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Chem. Eng. Sci.*, 60, 2845, 2005.
24. **Chmiel K., Palica M.:** *Przem. Chem.*, 8, 83, 2004.
25. **Chmiel K., Piotrowski K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 25, 3/1, 783, 2004.
26. **Chmiel K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 25, 3/1, 777, 2004.
27. **Chmiel K., Konieczny A., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 2, 473, 2004.
28. **Chmiel K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 4, 677, 2003.
29. **Chmiel K., Piotrowski K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Periodic Operation of Biofilters: Simulation and Experimental Results.* 4th European Congress of Chemical Engineering, Granada (Spain), September 2003.
30. **Palica M., Chmiel K.:** *The Research Over Buthanol- Biodegradation of the Bed of Preselected Pine Tree Bark in the Ange of Unsteady- State Working Conditions.* 15th International Congress of Chemical and Process Engineering, 87, 40, Praha (Czech Republik), 2002.
31. **Gawlik A.:** *Biofiltracja lotnych związków organicznych.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice 2009.

Biofiltration Statics of Selected Volatile Organic Compounds on Natural Beds

Abstract

In the work the biofiltration research results of the selected systems were analysed:

- methyl ethyl ketone (MEK) natural peat bed,
- methyl ethyl ketone (MEK) fractionated pine tree bark,
- butanol fractionated pine tree bark,
- butanol partly deacidified peat,
- triethylamine partly deacidified peat,
- triethylamine wooden pieces,
- triethylamine compost bed.

Biofiltration tests were carried out at 8-hour cycles for stabilized work, after 4 to 8 weeks of exploitation in a column 0.175 m in inner diameter and active bed heights of 0.45 and 0.225 m. A range of contaminant concentration was 1-100 mg/m³ while gas flow rates – 2-10 m³/hr. Concentrations in the inlet and outlet of the column were determined chromatographically, gas entering the column was wetted to 80%, and it had temperature of about 20°C.

On basis of experimental data, gas spatial residence time in the column, pollutants' loading of the bed, process efficiency, biodegradation rate and reaction constants under assumption of first and zero reaction order were calculated, according to Ottengraf and van den Oever's proposal. It was stated that the model quite well described a course of biofiltration. The values of pollutants' concentrations for which a change of biofiltration kinetics in tested systems were determined. It was proved that the transition from first order to zero order kinetics decided about a proper selection of the bed for specific organic contaminant. Analyzed data indicated that all pollutants were removed from gases, however different systems were characterized by different concentrations for which process kinetics changed. The highest value was found for MEK – fractionated pine tree bark system (over 100 mg/m³), the lowest triethylamine – wooden pieces and triethylamine – compost bed systems (below 3 mg/m³). Nevertheless these values should be treated as some kind of approximation. Although the data obtained are not sufficient for biofiltration modelling, they provide information about course of the process and first of all indicate that the simple Ottengraf and van den Oever model can be used in process description.