

Проведений аналіз показує, що система асимптотических рівнянь (17), отримана по методу [5], дозволяє описувати широкий круг задач нелінійного деформування конструкцій з неідеальностями, включаючи докритический стан, біфуркаційні та межові точки, початковий докритический поведінку з урахуванням взаємодії різних мод випучування.

1. Koiter W. T. Elastic stability and post-buckling behavior // Proc. Symp. Nonlinear Probl. – Madison, 1963. – P. 257–275.
2. Ванін Г. А., Семенюк Н. П. Устойчивость оболочек из композиционных материалов с неідеальностями. – Киев: Наук. думка, 1987. – 200 с.
3. Кубенко В. Д., Ковальчук П. С., Краснопольская Т. С. Нелінійне взаємодія форм вигнутих коливань циліндрических оболонок. – Киев: Наук. думка, 1984. – 220 с.
4. Семенюк Н. П., Жукова Н. Б. К задаче о взаємодії форм втрати устойчивости для неідеальных циліндрических оболонок из композитов // Прикл. механика. – 1994. – **30**, № 8. – С. 69–75.
5. Byskov E., Hutchinson J. W. Mode interaction in axially stiffened cylindrical shells // AIAA J. – 1977. – **16**, No 7. – P. 941–948.
6. Budiansky B., Amazigo J. Initial post-buckling behavior of cylindrical shells under external pressure // J. Mat. And Phys. – 1968. – **47**. – P. 223–235.

Институт механики им. С. П. Тимошенко
НАН Украины, Киев

Поступило в редакцию 20.07.2007

УДК 628.162

© 2008

Член-кореспондент НАН України О. Я. Олійник, С. О. Рибаченко

Теоретичний аналіз процесів доочистки стічних вод

A general mathematical model of the additional treatment of waste water to remove organic contaminants by filtration is developed. Simpler models of the removal of organic contaminants using filter beds derived from the general model are presented.

У багатьох випадках ступінь вилучення органічних і біогенних забруднень в існуючих спорудах механічної і біологічної очистки не задовольняє потрібні нормативні вимоги і тому необхідна їх додаткова очистка. Провідна роль в такому доочищенні стічних вод належить процесу фільтрації через зернисті і інші типи завантаження [1]. В процесах доочистки фільтруванням господарсько-побутових стічних вод, забруднених переважно легкоокислюваними речовинами, в основному відбувається біоокислення (деструкція) забруднень органічного походження. Високий ефект вилучення органічних забруднень в затоплених фільтрах пов'язаний з утворенням високої концентрації біомаси в одиниці об'єму фільтра у вигляді біоплівки, яка утворюється на поверхні часток завантаження. Для росту і життєдіяльності цієї біомаси необхідно забезпечити безперервне постачання кисню і контролювати його споживання в кількості, яка необхідна для підтримки високої швидкості утилізації забруднень. Нижче розглядається утилізація органічних забруднень, які надходять на доочистку зі стічними водами з БПКповн від 15...50 мг/л до 1...5 мг/л [1]. Для описання процесів вилучення таких забруднень на біоплівковій моделі необхідно встановити баланс зміни (утилізації) забруднень і (трансформації) кисню в біоплівці, рідинній плівці і в об'ємі фільтра.

Враховуючи при цьому, що кисень переважно надходить в об'єм рідини у вигляді бульбашок повітря, то в моделі необхідно розглянути два одночасні шляхи (моделі) його надходження до біоплівки, а саме: у вигляді кисню, розчиненого в об'ємі рідини, і у вигляді додаткового міжповерхневого переносу кисню при безпосередньому контакті бульбашки з поверхнею біоплівки. В об'ємі рідини забруднення і кисень переносяться фільтраційним потоком. Біля поверхні часток завантаження утворюється тонкий ламінарний пограничний шар (рідинна плівка). Рідинна плівкова дифузія відображає масопередачу (масоперенос) розчинених забруднень і кисню між фільтраційним потоком в об'ємі рідини фільтра і поверхнею біоплівки. Товщина пограничного шару і параметри дифузії залежать від гідравлічних характеристик потоку, який проходить через фільтр. При цьому передбачається, що на ділянці безпосереднього контакту бульбашки з біоплівкою рідинна плівка руйнується. Транспорт (перенос) забруднень і кисню в біоплівці контролюється молекулярною дифузією. Припускається, що на її поверхні накопичення забруднень і кисню не відбувається.

Таким чином, з урахуванням наведених вище і існуючих в літературі уявлень про механізми процесу в умовах фільтрування з фіксованим на завантаженні біоценозом математична модель зводиться до опису процесів переносу (фільтрації) потоку забруднень і кисню у фільтрі (ємкості), рідинній плівці і біоплівці, тобто складається із рівнянь матеріального балансу, записаних відносно концентрацій забруднень і кисню у стічній воді, яка очищається у фільтрі, в біоплівці і рідинній плівці. При цьому приймається, що біоокислення органічних забруднень відбувається переважно в біоплівці. Отже, загальна математична модель вилучення органічних забруднень у фільтрах при біоокисненні складатиметься з такої системи рівнянь:

1) нестационарне рівняння матеріального балансу маси забруднень і кисню для відносно необмеженої ділянки тонкого активного шару біоплівки в умовах завантаження із сферичних зерен (гранул)

$$D_{C,L} \left(\frac{\partial^2 M}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial M}{\partial r} \right) - R_{C,L} = \frac{\partial M}{\partial t}, \quad M = C, L; \quad (1)$$

2) рівняння для потоку забруднень і кисню до поверхні біоплівки із об'єму рідини (фільтра) крізь рідинну плівку (пограничний шар)

$$N_L = (1 - \eta)K_L(L_e - L), \quad (2)$$

$$N_C = (1 - \eta)K_C(C_e - C) + \eta\alpha K_{Cn}(\beta C_S - C); \quad (3)$$

3) нестационарне рівняння матеріального балансу для кисню і забруднень в об'ємі фільтра

$$n_c \frac{\partial C_e}{\partial t} = -\nu \frac{\partial C_e}{\partial z} - \bar{F}_\delta (1 - \eta)K_C(C_e - C|_{R+\delta}) + n_c \alpha K_{Ca}(\beta C_S - C_e); \quad (4)$$

$$n_c \frac{\partial L_e}{\partial t} = -\nu \frac{\partial L_e}{\partial z} - \bar{F}_\delta (1 - \eta)K_L(L_e - L|_{R+\delta}). \quad (5)$$

У наведених рівняннях позначено: L, L_e — відповідно концентрації забруднень в біоплівці і фільтрі, гБПК/м³; C, C_e — теж концентрації кисню, гО₂/м³; $D_{C,L}$ — коефіцієнти молекулярної дифузії кисню і забруднень в біоплівці, м²/год; $R_{C,L}$ — швидкість кінетичної реакції споживання кисню і утилізації забруднень, г/м³·год; K_C, K_L — коефіцієнти масопереносу

кисню і забруднень у рідинній плівці, м/год; ν — постійна швидкість фільтрації ($\nu = Q/F$, Q — витрата, F — площа фільтра), м/год; F'_δ — площа поверхні біоплівки на одиницю висоти фільтра, м; n_c — розрахункова (середня) пористість завантаження; δ , δ_n — відповідно товщини активної (аеробної) біоплівки і рідинної плівки, м; α , β — відносні коефіцієнти, які характеризують параметри переносу кисню в стічній воді порівняно з переносом у чистій воді [2].

Швидкості для реакцій R_C і R_L описуються такими відомими рівняннями:

$$R_C = \alpha_1 R_L + \alpha_2 b \frac{C}{K_C + C} X, \quad (6)$$

$$R_L = \frac{\mu_m}{Y} \frac{L}{K_L + L} \frac{C}{K_C + C} X. \quad (7)$$

Роз'яснення відповідних даних з формул (6), (7) наведені в роботі [3].

Розв'язання наведеної системи рівнянь виконується при таких початкових і граничних умовах:

$$L(r,0) = 0, \quad L_e(z,0) = L_e^0, \quad C(r,0) = 0, \quad C_e(z,0) = C_e^0, \quad (8)$$

$$L_e(0,t) = L_0, \quad C_e(S,t) = C_0, \quad D_C \frac{\partial C}{\partial r} \Big|_{r=R} = 0, \quad D_L \frac{\partial L}{\partial r} \Big|_{r=R} = 0, \quad (9)$$

$$D_L \frac{\partial L}{\partial r} = (1 - \eta) K_L (L_e - L) \Big|_{r=R+\delta}, \quad (10)$$

$$D_C \frac{\partial C}{\partial r} = (1 - \eta) K_C (C_e - C) + \eta \alpha K_{Cn} (\beta C_S - C) \Big|_{r=R+\delta}. \quad (11)$$

Тут $\eta = F_{\delta n}/F_\delta$, $\bar{F}_\delta = F'_\delta/F = \pi/(a_m d)$, $K_{Cn} = K_{Ca}/a$, $a = (1 - \eta_n) F_n/W$, $\eta_n = F_{\delta n}/F_n$, $n_c = 1 - \pi/(6a_m)$; d — діаметр сферичної гранули, м; a_m — коефіцієнт способу упаковки гранул завантаження (для кубічної упаковки $a_m = 1$, а для інших упаковок $a_m < 1$); $F_{\delta n}$ — загальна площа поверхні біоплівки у фільтрі, яка контактує з бульбашками повітря, м²; F_δ — загальна площа поверхні біоплівки у фільтрі висотою S , м²; F_n — загальна площа бульбашок у фільтрі, м²; W — об'єм рідини у фільтрі, м³; K_{Ca} — об'ємний коефіцієнт масопереносу у чистій воді, год⁻¹.

При складанні моделі прийняті такі передумови, які, як показав подальший аналіз, цілком допустимі і не вносять істотних похибок у розрахунки:

а) активна товщина біоплівки на поверхні зерен завантаження приймається постійною, хоча загальна товщина біоплівки може змінюватися за рахунок періодичного відриву і змиву;

б) кількість органічних речовин, які використовуються мікроорганізмами для своїх життєвих функцій, не береться до уваги, оскільки вона буде значно меншою, ніж кількість органічних речовин, яка використовується для їх зростання;

в) концентрація органічних забруднень в біоплівці і в рідинній плівці змінюється тільки по товщині;

г) як правило, в процесі очистки приріст біомаси мікроорганізмів за час знаходження рідини в фільтрі буде значно менше середньої концентрації в біоплівці (фільтрі), тому в рівняннях реакцій їх концентрація X приймається як параметр, а не змінна величина [3];

д) параметри (коефіцієнти) переносу (фільтрації), дифузії і реакцій приймаються постійними, не залежними від концентрації, координат і часу.

Враховуючи, що в умовах доочистки, тобто при порівняно невеликих концентраціях органічних забруднень можна вважати $K_m \gg L$ і $K_C \ll C$ і тому з достатнім наближенням в багатьох випадках замість (6) і (7) кінетику реакцій можна приймати як першого порядку відносно концентрації L і нульового порядку відносно концентрації C , тобто приймати в подальших розв'язок

$$R_L = kL, \quad (12)$$

$$R_C = k_c L + w, \quad (13)$$

де $k = \mu_m X / (Y K_L)$; $k_c = \alpha_1 k$; $w = \alpha_2 b X$; μ_m — питома максимальна швидкість зростання мікроорганізмів, год^{-1} ; K_L, K_C — відповідно константи півнасичення за органічними забрудненнями і киснем, $\text{гБПК}/\text{м}^3$, $\text{гO}_2/\text{м}^3$; $Y = dX/dL$ — відомий економічний коефіцієнт трансформації органічних забруднень в біомасу; α_1 — коефіцієнт, який дорівнює кількості кисню на окислення одиниці органічних забруднень, $\text{гO}_2/\text{гБПК}$; α_2 — коефіцієнт, що дорівнює кількості кисню, необхідного для повного окислення одиниці біомаси, $\text{гO}_2/\text{гX}$; b — швидкість самоокислення, год^{-1} .

У першому наближенні можна також приймати

$$K_L = \frac{D_L}{\delta_n/2}, \quad K_C = \frac{D_C}{\delta_n/2}. \quad (14)$$

Якщо кисень повністю знаходиться у розчиненому стані, то в рівняннях приймається $\eta = 0$, якщо процес не лімітується киснем, тобто в достатній кількості забезпечений киснем ($C \leq 4\text{--}5$ мг/л), то рівняння з киснем не розглядаються. Опис і реалізація такої моделі, а також розроблена на її основі інженерна методика розрахунку параметрів доочистки на фільтрах із завантаженням у вигляді сферичних часток (гранул), а також стержнів (волокон) подано в роботі [4].

Наведена загальна модель складена для завантаження із часток (гранул) сферичної форми, до якої відомими методами може бути зведений будь-який тип завантаження фільтра. Разом з тим наведені результати теоретичних досліджень можна використати при розрахунку параметрів доочистки, в яких в якості завантаження використовуються різні полімерні елементи, плаваюче завантаження із пінополістиролу тощо. В практиці очистки стічних вод такі споруди одержали назву біореакторів доочистки.

1. Гироль Н. Н., Журба М. Г., Семчук Г. М., Якимчук Б. Н. Доочистка сточных вод на зернистых фильтрах — Ровно: СПООО "Типография левобережная", 1998. — 92 с.
2. Олейник А. Я., Тетеря А. И. Особенности моделирования процессов удаления органических загрязнений из сточных вод на установках малой производительности // Прикл. гидромеханика. — 2001. — 3, № 4. — С. 20–27.
3. Kun M. L., Stensel H. O. Aeration and substrate utilization in a sparged packed-biofilm reactor // WPCF. — 1986. — 58, No 11. — P. 1065–1073.
4. Олейник А. Я., Василенко Т. В., Рибаченко С. А., Хамад Ихаб Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. — 2006. — Вип. 7. — С. 85–97.