

РОЗРАХУНКИ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ПРИ БІОЛОГІЧНІЙ ДООЧИСТЦІ СТІЧНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

*Г.С. Маслун, аспірант
(Київський національний університет
будівництва та архітектури)*

На підставі реалізації розробленої загальної математичної моделі запропоновано методика розрахунку параметрів біологічної доочистки стічних вод на фільтрах з врахуванням кисневого режиму. Особливості доочистки фільтруванням полягають в утворенні на поверхні завантаження біоплівки з великою концентрацією мікроорганізмів, для росту і життєдіяльності якої потрібен кисень. Враховані різні технології подачі і особливості споживання кисню.

На основе реализации разработанной общей математической модели предложена методика расчета параметров биологической доочистки сточных вод на фильтрах с учетом кислородного режима. Особенности доочистки заключаются в образовании на поверхности загрузки биопленки с большой концентрацией микроорганизмов, для роста и жизнедеятельности которой необходим кислород. Учтены разные технологии подачи и особенность употребления кислорода.

The method of calculating of the parameters of the biological purification of the waste waters on the filters on the base of the developed general mathematical model which taking into account the oxygen regime is proposed. The features of the posttreatment by the filtering consist in the formation the surface of the load of the biofilm with the high concentration of the microorganisms which requires the oxygen for its growth and activity. The different technologies of the supply of the oxygen and the consumption features are taken into account.

Провідна роль у процесах глибокої біологічної очистки стічних вод до необхідних нормативних вимог належить вилученню забруднених завислих речовин за рахунок різних процесів, які відбуваються при їх фільтруванні через зернисті, волокнисті й інші типи завантажень фільтрів. У процесах глибокої очистки (доочистки) фільтруванням господарсько-побутових стічних вод, які за-

бруднені переважно легкоокислюваними речовинами, в основному відбуваються процеси біоокислення (деструкція) забруднень органічного походження. Ефективність вилучення органічних забруднень у затоплених фільтрах пов'язана з утворенням високої концентрації біомаси в одиниці об'єму фільтра у вигляді біоплівки, яка утворюється на поверхні часток завантаження і має значну концентрацію мікроорганізмів.

Для більш глибокого вивчення й аналізу механізмів і процесів біоплівкових методів очистки стічних вод фільтруванням потрібно розробляти більш складні математичні біоплівкові моделі, які дозволяють більш ґрунтовно і повно врахувати багатofакторний вплив різних фізичних, хімічних і біологічних процесів на біологічну очистку стічних вод від органічних забруднень.

Відомо, що для росту і життєдіяльності цієї біомаси необхідно забезпечити безперерйне постачання кисню і контролювати його споживання в кількості, яка необхідна для підтримки кінетики реакції з високою швидкістю утилізації органічних забруднень у даних умовах аеробного процесу.

Тому важливим питанням при вирішенні зазначеної проблеми є забезпечення необхідною кількістю розчиненого кисню для підтримки процесів мікробіального окислення, які відбуваються в біоплівці на всьому етапі роботи фільтра.

Процеси переносу кисню (аерація) вважаються найбільш енергоємними при проведенні доочистки і вимагають суттєвих капітальних затрат. Тому на практиці значну увагу приділяють проектуванню і експлуатації аераційних систем з малими грошовими затратами і високою ефективністю аерації. За останні роки запропоновано багато різних технологічних систем аерації, метою яких є покращення енергетичної ефективності процесів переносу і споживання кисню. Вивчені фактори, які впливають на процеси надходження, масопереносу кисню, і проведені дослідження з визначення особливостей його переносу в забрудненій стічній воді. При цьому також встановлено, що процеси забезпечення киснем мікроорганізмів у закріпленій біоплівці і завислих у вигляді пластівців активного мулу дещо відрізняються, що потрібно враховувати при розрахунках споживання кисню і утилізації забруднень закріпленою і завислою біомасою.

Для опису процесів вилучення 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 в існуючих технологіях поступає в об'єм рідини у вигляді бульбашок повітря, то в моделях доцільно розглянути можливі особливості стосовно очистки в затоплених фільтрах і врахувати надходження кисню до біоплівки, а саме у вигляді кисню, розчиненого в об'ємі рідини за рахунок аерованого потоку, безпосередньо із бульбашок і у вигляді додаткового міжповерхневого переносу кисню при безпосередньому контакті бульбашки з поверхнею біоплівки.

Розділ 1. Екологічна безпека

Як відомо [1,2], споживання кисню переважно відбувається при утилізації (окисленні) органічних речовин мікроорганізмами біоплівки і самоокисленні утвореного кліткового матеріалу.

За останні роки з'явилось багато публікацій, в яких розглянуті різні питання, пов'язані з розробкою моделей і методів розрахунку вилучення забруднень в аеробних умовах фільтрування з використанням біоплівкових моделей.

Проте переважно в цих дослідженнях розглядалися процеси біоокислення, які відбуваються у фільтрах і не будуть лімітуватись киснем, тобто в достатній кількості забезпечені киснем. Тому важливим питанням при вирішенні зазначеної задачі є наукове обґрунтування необхідної кількості кисню для підтримки мікробіологічного окислення, яке відбувається в біоплівці на всьому етапі роботи фільтра. Для її вирішення побудовані більш загальні і досконалі математичні моделі фільтрування двофазного потоку (забруднення і кисень).

На підставі виконаного аналізу фізико-біологічних процесів, що відбуваються на фільтрах при вилученні органічних забруднень біоплівковими методами в аеробних умовах (на фоні кисневого режиму), була побудована більш загальна і досконала математична модель кисневого режиму, яка сформульована і наведена в роботі [3]. Враховуючи, що в умовах доочистки, тобто при порівняно невеликих концентраціях органічних забруднень, часто можна приймати $K_{m_L} \gg L$ і $K_{m_C} \ll C$ і тому з достатнім наближенням в багатьох випадках кінетику реакцій можна приймати як першого порядку відносно концентрації L ($R_L = k_L L$) і нульового порядку відносно концентрації кисню C ($R_C = k_C L + w$), що дозволяє значно спростити рівняння загальної моделі [3].

Нагадаємо, що при цьому рішення цих рівнянь у випадку для біоплівки виконуємо для стаціонарного режиму $\left(\frac{\partial L}{\partial t} = 0, \frac{\partial C}{\partial t} = 0\right)$. Як показав додатковий аналіз результатів загального рішення, такі припущення майже зовсім не будуть впливати на кінцеві результати розрахунків. Таким чином, для визначення зміни концентрацій L і C в межах біоплівки розглянемо рішення наступних рівнянь, привівши спочатку їх до безрозмірної форми

$$\frac{\partial^2 \bar{L}}{\partial \bar{r}^2} + \frac{2}{\bar{r}} \frac{\partial \bar{L}}{\partial \bar{r}} - \bar{k}_L \bar{L} = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial \bar{r}^2} + \frac{2}{\bar{r}} \frac{\partial \bar{C}}{\partial \bar{r}} - \bar{k}_C \bar{L} - \bar{w} = 0, \quad (2)$$

при граничних умовах

$$\left. \frac{\partial \bar{L}}{\partial \bar{r}} \right|_{\bar{r}=1} = 0, \quad \left. \frac{\partial \bar{L}}{\partial \bar{r}} - \bar{\rho}_L (\bar{L}_e - \bar{L}) \right|_{\bar{r}=1+\bar{\delta}} = 0, \quad (3)$$

$$\left. \frac{\partial \bar{C}}{\partial \bar{r}} \right|_{\bar{r}=1} = 0, \quad \left. \frac{\partial \bar{C}}{\partial \bar{r}} - \bar{\rho}_{C_1} \bar{C}_e + \bar{\rho}_C \bar{C} - \bar{w}_C \right|_{\bar{r}=1+\bar{\delta}} = 0, \quad (4)$$

Тоді кінцеве рішення рівняння (1) буде мати вигляд

$$\bar{L}(\bar{r}) = A \bar{L}_e \frac{\sqrt{\bar{k}_L} \cdot ch\left(\sqrt{\bar{k}_L}(\bar{r}-1)\right) + sh\left(\sqrt{\bar{k}_L}(\bar{r}-1)\right)}{\bar{r}}, \quad (5)$$

де

$$A_1 = \frac{(1+\bar{\delta})\bar{\rho}_L}{\left(\bar{k}_L + \bar{\rho}_L - \frac{1}{1+\bar{\delta}}\right) sh\left(\sqrt{\bar{k}_L}\bar{\delta}\right) + \sqrt{\bar{k}_L} \left(\bar{\rho}_L + \frac{\bar{\delta}}{1+\bar{\delta}}\right) ch\left(\sqrt{\bar{k}_L}\bar{\delta}\right)}. \quad (6)$$

Залежність для визначення концентрації забруднень на зовнішній поверхні біоплівки одержимо з рівняння (5) при значенні $\bar{r} = 1 + \bar{\delta}$ ($r = R + \delta$), тобто маємо

$$\bar{L}_{1+\bar{\delta}} = A \bar{L}_e, \quad L_{R+\delta} = A L_e, \quad (7)$$

де

$$A = \bar{\rho}_L \frac{\sqrt{\bar{k}_L} + W}{\left(\bar{k}_L + \bar{\rho}_L - \frac{1}{1+\bar{\delta}}\right) W + \sqrt{\bar{k}_L} \left(\bar{\rho}_L + \frac{\bar{\delta}}{1+\bar{\delta}}\right)}, \quad W = \frac{sh\left(\sqrt{\bar{k}_L} \cdot \bar{\delta}\right)}{ch\left(\sqrt{\bar{k}_L} \cdot \bar{\delta}\right)}. \quad (8)$$

У результаті рішення рівняння (2) одержимо кінцеве рівняння для визначення зміни концентрації в біоплівці, яке буде мати вигляд

$$\begin{aligned} \bar{C}(\bar{r}) = & \frac{\bar{k}_C}{k_L} \bar{L}(\bar{r}) + \frac{\bar{\rho}_{C_1}}{\bar{\rho}_C} \bar{C}_e(z) - \frac{\bar{k}_C}{k_L} \left((1-A_1) \frac{\bar{\rho}_L}{\bar{\rho}_C} + A_1 \right) \bar{L}_e(z) + \\ & + \left(\frac{\bar{r}^2}{6} + \frac{1}{3\bar{r}} - \frac{(1+\bar{\delta})^2}{6} - \frac{1}{3(1+\bar{\delta})} - \frac{1+\bar{\delta}}{3\bar{\rho}_C} + \frac{1}{3(1+\bar{\delta})^2 \bar{\rho}_C} \right) \bar{w} + \frac{\bar{w}_C}{\bar{\rho}_C}. \end{aligned} \quad (9)$$

Залежність для визначення концентрації кисню на зовнішній поверхні біоплівки одержимо з рівняння (9) при значенні $\bar{r} = 1 + \bar{\delta}$ ($r = R + \delta$), тобто маємо

Розділ 1. Екологічна безпека

$$\bar{C}(1+\bar{\delta}) = \frac{\bar{\rho}_{c1}}{\bar{\rho}_c} \bar{C}_e(z) - A_0 \frac{1}{\bar{\rho}_c} \frac{\bar{k}_c}{\bar{k}_L} L_e(z) + \left(\frac{1}{3(1+\bar{\delta})^2 \bar{\rho}_c} - \frac{1+\bar{\delta}}{3\bar{\rho}_c} \right) \bar{w} + \frac{\bar{w}_c}{\bar{\rho}_c}, \quad (10)$$

$$A_0 = \bar{\rho}_L(1-A). \quad (11)$$

Після визначення концентрацій $L_{R+\delta}$ і $C_{R+\delta}$ на зовнішній поверхні біоплівки переходимо до визначення концентрацій L_e і C_e по висоті фільтра z . В умовах стаціонарного режиму фільтрації, який настає досить швидко (при $t \geq \frac{n_c z}{V}$), на основі загальних рівнянь [3] для послідувочої реалізації одержимо наступні рівняння для концентрацій L_e і C_e

$$\frac{d\bar{L}_e}{d\bar{z}} + \bar{F}\bar{\rho}_L \left(\bar{L}_e - L \Big|_{\bar{r}=1+\bar{\delta}} \right) = 0, \quad (12)$$

$$\frac{d\bar{C}_e}{d\bar{z}} + \bar{\rho}_0 \bar{C}_e - \bar{\rho}_s \bar{C} \Big|_{\bar{r}=1+\bar{\delta}} - \bar{w}_s = 0, \quad (13)$$

$$\bar{L}_e(0) = 1, \quad \bar{C}_e(0) = 1, \quad (14)$$

Розв'язавши ці рівняння, для визначення зміни концентрації у фільтрі $\bar{L}_e(z)$ і $\bar{C}_e(z)$ одержимо

$$\bar{L}_e(z) = e^{-B_1 \bar{z}} = e^{-\tilde{z}}, \quad \tilde{z} = A_0 \bar{F} \bar{z} = \frac{A_* S}{V} \bar{z}, \quad A_0 = \frac{A_* S}{V \bar{F}}. \quad (15)$$

$$\bar{C}_e = \left(1 + \frac{B_4}{B_2 - B_1} - \frac{B_3}{B_2} \right) e^{-B_2 \bar{z}} - \frac{B_4}{B_2 - B_1} e^{-B_1 \bar{z}} + \frac{B_3}{B_2} \quad \text{при } \bar{C}_e(0) = 1, \quad (16)$$

де

$$B_1 = A_0 \bar{F}, \quad B_2 = \left(\bar{\rho}_0 - \bar{\rho}_s \frac{\bar{\rho}_{c1}}{\bar{\rho}_c} \right), \quad B_4 = A_0 \frac{\bar{\rho}_s \bar{k}_c}{\bar{\rho}_c \bar{k}_L}, \quad A_0 = \bar{\rho}_L(1-A),$$

$$B_3 = \frac{\bar{\rho}_s}{3\bar{\rho}_c} \left(\frac{1}{(1+\bar{\delta})^2} - 1 - \bar{\delta} \right) \bar{w} + \frac{\bar{\rho}_s}{\bar{\rho}_c} \bar{w}_c + \bar{w}_s.$$

У випадку, коли на фільтр (зверху чи знизу) поступає аерована стічна вода концентрацією C_0 (внаслідок, наприклад, спрощеної аерації) і відсутні інші джерела надходження кисню у фільтр, то рівняння (16) і параметри B_i значно

спрощуються (наведені нижче):

$$\bar{C}_e = 1 + B_3 \bar{z} + \frac{B_4}{B_1} (e^{-B_1 \bar{z}} - 1), \quad (17)$$

Для проведення порівняльного аналізу і одержання необхідних оцінок використовувались результати рішення цієї задачі при реакції нульового порядку

$R_L = w_L = \frac{\mu_m}{Y} X$. У цьому випадку для визначення зміни концентрацій L, L_e, C і C_e

були одержані такі залежності:

$$\bar{L}_{1+\delta} = \bar{L}_e - \frac{\bar{w}_L}{3\bar{\rho}_L} \left[(1+\delta) - \frac{1}{(1+\delta)^2} \right], \quad (18)$$

$$\bar{C}_{1+\delta} = \frac{\bar{\rho}_{c_1}}{\bar{\rho}_c} \bar{C}_e + \frac{\bar{w}_C}{\bar{\rho}_c} - \frac{\bar{w}_L}{3\bar{\rho}_c} \left[(1+\delta) - \frac{1}{(1+\delta)^2} \right], \quad (19)$$

$$\bar{L}_e = 1 - \bar{F} \frac{\bar{w}_L}{3} \left[(1+\delta) - \frac{1}{(1+\delta)^2} \right], \quad (20)$$

$$\bar{C}_e = \left(1 - \frac{B_3}{B_2} \right) e^{-B_2 \bar{z}} + \frac{B_3}{B_2}, \quad (21)$$

де $B_2 = \bar{\rho}_0 - \bar{\rho}_s \frac{\bar{\rho}_{c_1}}{\bar{\rho}_c}$, $B_3 = \bar{\rho}_s \left[\frac{\bar{w}_c}{\bar{\rho}_c} - \frac{\bar{w}_L}{3\bar{\rho}_c} \left((1+\delta) - \frac{1}{(1+\delta)^2} \right) \right] + \bar{w}_s$.

У наведених рівняннях і залежностях прийняті наступні позначення окремих параметрів і коефіцієнтів

$$k_L = \frac{\mu_m X}{Y K_{mL}}, \bar{k}_L = \frac{k_L R^2}{D_L}, k_c = \alpha_1 k_L, \bar{k}_c = \frac{k_c R^2 L_0}{D_c C_0}, w = \alpha_2 b X, \bar{w} = \frac{w R^2}{C_0 D_c}, w_0 = \alpha_1 w_L + w,$$

$$\bar{w}_0 = \frac{w_0 R^2}{C_0 D_c}, w_L = \frac{\mu_m X}{Y}, \bar{w}_L = \frac{w_L R^2}{D_L L_0}, w_s = n_c \alpha K_c a \beta C_s, \bar{w}_s = \frac{w_s S}{V C_0}, w_c = \eta \alpha K_{cn} \beta C_s,$$

$$\bar{w}_c = \frac{w_c R}{D_c C_0}, \rho_{c_1} = (1-\eta) K_c, \bar{\rho}_{c_1} = \frac{\rho_{c_1} R}{D_c}, \rho_L = (1-\eta) K_L, \bar{\rho}_L = \frac{\rho_L R}{D_L}, \rho_{c_2} = \eta \alpha K_{cn},$$

$$\bar{\rho}_{c_2} = \frac{\rho_{c_2} R}{D_c}, \rho_c = \rho_{c_1} + \rho_{c_2}, \bar{\rho}_c = \bar{\rho}_{c_1} + \bar{\rho}_{c_2}, \rho_0 = \bar{F}_\delta \rho_{c_1} + n_c \alpha K_c a, \bar{\rho}_0 = \frac{\rho_0 S}{V}, \rho_s = \bar{F}_\delta \rho_{c_1},$$

Розділ 1. Екологічна безпека

$$\bar{\rho}_s = \frac{\rho_s S}{V}, \bar{F}_\delta = \frac{F_\delta}{F}, \bar{F} = \frac{\bar{F}_\delta D_L S}{VR}, \bar{\delta} = \frac{\delta}{R}, \bar{L} = \frac{L}{L_0}, \bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0}, \bar{C} = \frac{C}{C_0}, \bar{C}_e = \frac{C_e}{C_0}, \bar{z} = \frac{z}{S},$$
$$\tilde{z} = \frac{A_*}{V} z = \frac{A_* S}{V} \bar{z}.$$

L, L_e, L_0 - відповідно концентрації органічних забруднень у біоплівці, фільтрі і у вхідній рідині, $\frac{z\text{БПК}}{M^3}, \frac{z\text{ХПК}}{M^3}$; C, C_e, C_0, C_s - відповідно концентрації кисню в біоплівці, фільтрі, вхідній рідині і насичення $\frac{z}{M^3}$; D_L, D_c - коефіцієнти молекулярної дифузії О₃ і кисню в біоплівці $\frac{M^2}{z\text{од}}$; K_L, K_c - коефіцієнти масопереносу О₃ і кисню в рідинній плівці $\frac{M}{z\text{од}}$; $K_c a$ - коефіцієнт об'ємного масопереносу кисню у воді, $z\text{од}^{-1}$; K_{cn} - коефіцієнт міжповерхневого масопереносу кисню із бульбашки в біоплівку, $\frac{M}{z\text{од}}$; α, β - відомі поправочні коефіцієнти для кисню в стічній воді; $Y = \frac{dX}{dL}$ - коефіцієнт приросту біомаси, $\frac{z}{z}$; α_1, α_2 - відомі стехіометричні коефіцієнти витрати кисню, $\frac{z}{z}$; b - швидкість ендогенної реакції (самоокислення), $z\text{од}^{-1}$; K_{m_L}, K_{m_c} - відповідно константи насичення (півнасичення) по забрудненням і кисню, $\frac{z\text{БПК}_n}{M^3}, \frac{z\text{ХПК}}{M^3}, \frac{z\text{O}_2}{M^3}$; μ_m - питома максимальна швидкість росту мікроорганізмів, $z\text{од}^{-1}$; X - концентрація гетеротрофної біомаси в біоплівці, $\frac{z}{M^3}$; δ, δ_p - відповідно товщини активної (аеробної) біоплівки і рідинної плівки, m ; R - розрахунковий радіус зерен (гранул) завантаження, m ; S - робоча висота фільтра, m ; V - постійна швидкість фільтрування ($V = \frac{Q}{F}$, Q - витрати, F - площа фільтра), F_δ - площа поверхні біоплівки на одиницю висоти фільтру, m ; η - відношення площі контакту бульбашок з біоплівкою до загальної площі поверхні бульбашок.

Для розрахунку концентрацій кисню C_e по висоті фільтра і зокрема у фільтраті (на виході із фільтра) і оцінки впливу для різних (можливих) параметрів і технологій (випадків) формування в динаміці кисневого режиму, що є основною задачею наших досліджень, наведемо можливі технологічні схеми розрахунку, одержані на основі результатів реалізованих вище моделей і запропонованих

рекомендацій. При цьому приймається, що напрямок руху фільтраційного потоку співпадає з напрямком координати z .

Випадок 1. Надходження кисню концентрацією C_0 відбувається за рахунок аерованої стічної води, зокрема шляхом спрощеної аерації на поверхню фільтра $z = 0$. У цьому випадку розрахунок концентрації по висоті фільтра виконується по залежності (17), якщо аерована вода поступає зверху чи знизу при $\bar{z} = 0$. При визначенні параметрів B_i необхідно прийняти

$$\bar{\rho}_s = \bar{\rho}_0, \bar{\rho}_{C_1} = \bar{\rho}_C, \bar{w}_C = 0, \bar{w}_s = 0.$$

Тоді маємо

$$B_{1_1} = A_0 \bar{F}, B_{2_1} = 0, B_{4_1} = A_0 \frac{\bar{\rho}_s}{\bar{\rho}_{C_1}} \frac{\bar{k}_C}{\bar{k}_L}, B_{3_1} = \frac{\bar{\rho}_s}{3\bar{\rho}_{C_1}} \left(\frac{1}{(1+\delta)^2} - (1+\delta) \right) \bar{w}.$$

Випадок 2. У цьому випадку, найбільш поширеному на практиці, зверху на фільтр поступає аерована стічна вода концентрацією $C_e = C_0$ при $z=0$ (тобто маємо випадок 1) і знизу за рахунок пневматичної (бульбашкової) аерації. При цьому повітряні бульбашки віддають кисень у стічну воду по всій поверхні, тобто маємо справу з розчиненим киснем в об'ємі фільтра при відсутності міжповерхневого переносу кисню із бульбашок безпосередньо в біоплівку. Як відомо, в запропонованих моделях інтенсивність формування розчиненого кисню визначається відомим об'ємним коефіцієнтом масопереносу $K_C a$, який в значній мірі залежить від інтенсивності аерації I . У цьому випадку зміна концентрації $C_e(z)$ по висоті фільтра z визначається рівнянням (16), в якому при визначенні параметрів B_i приймається $\eta = 0, \bar{\rho}_{C_2} = 0, \bar{\rho}_C = \bar{\rho}_{C_1}, \bar{w}_C = 0$, тобто маємо

$$B_{1_2} = B_{1_1}; B_{2_2} = \rho_0 - \rho_s; B_{3_2} = B_{3_1} + \bar{w}_s, B_{4_2} = B_{4_1}.$$

При незначній аерації стічної води ($C_0 \leq 0,5 \text{ мг/л}$) забезпечення киснем відбувається практично тільки за рахунок пневматичної аерації, проведеної з більшою інтенсивністю I , тобто зі збільшеним коефіцієнтом $K_C a$.

Випадок 3. У порівнянні з попереднім випадком при пневматичній (бульбашковій) аерації, крім розчиненого кисню, який надходить до поверхні

Розділ 1. Екологічна безпека

біоплівки через рідинну плівку за рахунок дифузії, враховано також міжповерхневий перенос, при якому кисень частково надходить безпосередньо із бульбашки в біоплівку. Розрахунок концентрації виконується за формулою (16), в якій потрібно додатково врахувати коефіцієнти міжповерхневого переносу η і K_{c_1} , а при визначенні параметрів B_i також величин $\bar{\rho}_{c_2}$, $\bar{\rho}_c = \bar{\rho}_{c_1} + \bar{\rho}_{c_2}$ і \bar{w}_c , тобто

$$B_{1_3} = (1 - \eta) B_{1_1}, B_{2_3} = \bar{\rho}_0 - \bar{\rho}_s \frac{\bar{\rho}_{c_1}}{\bar{\rho}_c}, B_3 = B_{3_2} + \frac{\bar{\rho}_s}{\bar{\rho}_c} \bar{w}_c, B_{4_3} = A_0 \frac{\bar{\rho}_s}{\bar{\rho}_c} \frac{\bar{k}_c}{\bar{k}_L}.$$

Для визначення параметрів B_1, B_2, B_3 і B_4 необхідно провести нескладні розрахунки за наведеними вище формулами, використовуючи для цього прийняті (задані) вихідні параметри і коефіцієнти, що буде показано в подальших дослідженнях.

Наведені розрахункові рекомендації пропонується використовувати у випадках, коли кінетика вилучення органічних забруднень в біоплівці відбувається за реакцією першого чи нульового порядків. Згідно з проведеними в роботі [4] дослідженнями в практичних розрахунках при відношенні $\beta_L = \frac{K_{mL}}{L_0} > 2$ можна приймати в розрахунках кінетику першого порядку, а при $\beta_L < 0,25$ - кінетику нульового порядку. Таким чином, у межах $0,25 < \beta_L < 2$ при розрахунках кінетики реакції окислення R_L необхідно використовувати відоме в літературі нелінійне рівняння Моно

$$R_L = \frac{\mu_m}{Y} \frac{L}{K_{mL} + L} X. \quad (22)$$

У цьому випадку в роботі [4] для визначення концентрації на поверхні біоплівки $L_{R+\delta}$ пропонується використовувати рівняння (7), в якому параметр A визначається також за формулою (8). При цьому корегування коефіцієнта k_L відбувається за формулою

$$k_L = \frac{\rho_m / L_0}{\beta_L + L / L_0}, \quad \beta_L = \frac{K_{mL}}{L_0}, \quad \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}, \quad (23)$$

для реалізації якої побудовано ітераційну схему рішення задачі, яка наведена в роботі [4]. Для одержання рішення з високою точністю досить взяти не більш 3-4 ітерацій.

У роботі [5] для визначення концентрації на поверхні біоплівки згідно з рівнянням Моно $\bar{L}_{1+\delta}^n$ пропонується середньозважений метод

$$\bar{L}_{1+\delta}^n = \gamma_0 \bar{L}_{1+\delta}^0 + (1 - \gamma_1) \bar{L}_{1+\delta}^1, \quad (24)$$

$$\gamma_0 = \frac{\bar{L}_{1+\delta}^0}{\bar{K}_{mL} + \bar{L}_{1+\delta}^0}, \quad \gamma_1 = \frac{\bar{L}_{1+\delta}^1}{\bar{K}_{mL} + \bar{L}_{1+\delta}^1}, \quad \bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_0},$$

де $\bar{L}_{1+\delta}^1$ і $\bar{L}_{1+\delta}^0$ - відповідно концентрації ОЗ на поверхні біоплівки для кінетик реакцій першого і нульового порядків, які визначаються за формулами (7) і (17).

У цьому випадку вихідне рівняння для зміни концентрації L_e у фільтрі буде мати вигляд

$$\frac{\partial \bar{L}_e}{\partial \bar{z}} + A_{*n} \bar{L}_e + A_p = 0, \quad (25)$$

розв'язок якого при $\bar{L}_e(0) = 1$ буде мати вигляд

$$\bar{L}_e(\bar{z}) = (1 + N) e^{-\bar{z}} - N, \quad (26)$$

де

$$N = \frac{A_p}{A_{*n}} = \frac{\gamma_0 A_\delta}{1 - A_n}, \quad A_{*n} = p(1 - A_n), \quad A_n = \gamma_0 + (1 - \gamma_1)A,$$

$$A_p = p\gamma_0 A_\delta, \quad p = \bar{F} \bar{\rho}_L, \quad A_\delta = \frac{\bar{w}_L}{D_L L_0} \left[(1 + \delta) - \frac{1}{(1 + \delta)^2} \right], \quad \bar{z} = p(1 - A_n) \bar{z} = A_{*n} \bar{z}.$$

У цьому випадку параметри B, B_3 і B_4 будуть визначатись

$$B_1 = A_{*n}, \quad B_3 = \frac{\bar{\rho}_s}{3\bar{\rho}_c} \left[\frac{1}{(1 + \delta)^2} - (1 + \delta) \right] (\bar{w} - k_c N) + \frac{\bar{\rho}_s}{\bar{\rho}_c} \bar{w}_c + \bar{w}_s,$$

$$B_4 = \bar{\rho}_L (1 - A_n) \frac{\bar{\rho}_s \bar{k}_c}{\bar{\rho}_c \bar{k}_L} (1 + N).$$

Розділ 1. Екологічна безпека

Параметр A , який характеризує процеси, що відбуваються в біоплівці, і залежить від параметрів $\bar{k}_L, \bar{\rho}_L, \bar{\delta}$, визначається складними рівняннями (7) і (8). У роботах [4,6] запропоновані розрахункові графіки $A = \frac{L_{R+\delta}}{L_e} = f(\bar{k}_L, \bar{\rho}_L, \bar{\delta})$ для гранул (часток) сферичної форми, до яких відомими методами можна привести інші типи завантаження фільтра.

Виконані порівняльні розрахунки показали, що запропонований метод забезпечує досить високу точність розрахунку при врахуванні нелінійної кінетики реакції (рівняння Моно).

У подальших дослідженнях передбачається провести аналіз і оцінку впливу різних факторів і технологій на формування кисневого режиму при очистці стічних вод на фільтрах і часткову апробацію одержаних теоретичних результатів.

* * *

1. Henze M., van Loosdrecht M., Ekam G.A., Brdjanovic D. Biological wastewater treatment. Principles, modeling and design / IWA Publishing, Cambr. Univer. press 2008, - 511 p.

2. Олійник О.Я., Маслун Г.С. До розрахунку кисневого режиму при очистці стічних вод // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К.: КНУБА, - 2010, вип..14, -76 – 102 с.

3. Олійник О.Я., Маслун Г.С. Моделювання кисневого режиму в біореакторах при очистці стічних вод // Доповіді НАНУ. – 2010. №10. – С.52-56.

4. Рибаченко С.О. Аеробна очистка стічних вод на затоплених фільтрах // Автореф. дис.канд.техн.наук, 05.23.04 – КНУБА – 2011 – С.21.

5. Perez I., Piccioreanu C., van Loosdrecht M. Modelling biofilm and flos diffusion processes based on analytical solution of reaction – diffusion equations // Wat.Res. 2005, vol.39 – pp.1311-1323.

6. Олейник А.Я., Василенко Т.В., Рибаченко С.А., Хамад Ихаб Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2006 – вип.7 – С.85-97.

Отримано: 12.06.2012 р.