

анализируется система производственных компонентов зданий для создания благоприятных возможностей повышения энергоэффективности квартала. Исследованы способы кондиционирования атмосферных вод с локальной механической доочисткой сверхкритическим течением для центробежного осаждения взвешенных веществ. Рассчитаны потенциальные объемы воды и количество циклов кавитационного генератора для управляемого кондиционирования условно грязной воды. Исследовано аппаратное восстановление дождевых вод для повторного использования. Получены образцы экспериментальных осадков для строительного хозяйства при различных режимах работы генератора. Выявлены резервы производств для повышения конкурентоспособности товарной продукции. **Ключевые слова:** дождевые воды, аккумуляция, кавитационный генератор, взвешенные вещества, механическая эрозия, водоем, годовой сток, температура, мутность, влажность осадка.

**Nazarenko A.N., Nazarenko I.A., Bakhtin V.I., Sheremetyev E.O., Serebryakov Yu.V. DEVELOPMENT OF ECOSYSTEM SERVICES TO ENHANCE THE ENERGY EFFICIENCY OF THE CITY WATER SUPPLY SYSTEM.** The paper analyzes the system of buildings components to create favorable opportunities for increasing energy efficiency of the quarter. The ways of atmospheric water reproduction with local mechanical extraction with supercritical flow for centrifugal deposition of suspended substances are investigated. The potential water volumes and the number of cavitation generator cycles for controlling conditioned dirty water are calculated. The hardware recovery of rainwater for re-use is explored. The samples of experimental sediments for the construction industry under different operating conditions of the generator have been obtained. The reserves of plant for increasing the competitiveness of commodity products are revealed.

**Key words:** rainwater, accumulation, cavitation generator, suspended matter, mechanical erosion, reservoir, annual runoff, temperature, turbidity, precipitation humidity

DOI: 10.29295/2311-7257-2019-97-3-113-121

УДК 628.35

**Олійник О.Я.<sup>1</sup>, Айрапетян Т.С.<sup>2</sup>, Калугін Ю.І.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Інститут гідромеханіки НАН України

(вул. Желябова, 8/4, м. Київ, 03057, Україна; e-mail: [kurganska@ukr.net](mailto:kurganska@ukr.net), [forkalugin@ukr.net](mailto:forkalugin@ukr.net), [orcid.org/0000-0002-9110-1709](https://orcid.org/0000-0002-9110-1709), [orcid.org/0000-0003-0720-0665](https://orcid.org/0000-0003-0720-0665))

<sup>2</sup> Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова

(вул. Маршала Бажанова, 17, м. Харків, 61002, Україна; e-mail: [tamara78kh2008@rambler.ru](mailto:tamara78kh2008@rambler.ru), [orcid.org/0000-0002-8834-5622](https://orcid.org/0000-0002-8834-5622))

## МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД В АЕРОТЕНКАХ-ЗМІШУВАЧАХ ЗАВИСЛИМ І ЗАКРІПЛЕНИМ БІОЦЕНОЗОМ З ВИКОРИСТАННЯМ НЕЛІНІЙНОЇ КІНЕТИКИ МОНО

Ефективність вилучення органічних забруднень в аеротенках біологічними методами можна значно підвищити, якщо поряд з завислим біоценозом (активним мулом) забезпечити влаштування в об'ємі аеротенка споруди додаткового завантаження (сіток, насадок тощо) на поверхні яких утворюється біоплівка з високою концентрацією мікроорганізмів. Робота передбачає виконання розрахунку біологічної очистки стічних вод в аеротенках-змішувачах з завислим біоценозом (активним мулом) і закріпленим біоценозом (біоплівкою) за допомогою математичної моделі, в якій кінетика реакцій вилучення органічних забруднень описуються нелінійним рівнянням Моно. Для обґрунтування підвищення ефективності роботи аеротенків за рахунок впровадження додаткового завантаження з закріпленим біоценозом (біоплівкою) побудовано математичні моделі, що враховують одночасне окислення органічних забруднень завислим і закріпленим біоценозом. На основі цих моделей розроблені методи розрахунку параметрів очищення. Чисельними методами на основі розробленої програми побудовані графіки для визначення концентрацій на зовнішній та внутрішній поверхні біоплівки, що дозволяє визначити значення потоків забруднення на вході та виході з споруди та тим самим оцінити можливий ефект очистки. Науково обґрунтовано методи розрахунку біологічної

очистки стічних вод від органічних забруднень в аеротенках-змішувачах з завислим (вільно плаваючим) біоценозом у вигляді пластівців активного мулу та закріпленим біоценозом у вигляді біоплівки, утвореної на поверхні додаткового завантаження. Запропонована математична модель, в якій кінетика реакцій вилучення органічних забруднень в аеротенках-змішувачах з завислим і закріпленим біоценозом описується нелінійним рівнянням Моно, яке безпосередньо враховано при рішенні задачі. Ця модель враховує забезпечення процесу окиснення необхідною кількістю кисню та особливості сумісного вилучення органічних забруднень біоплівкою, що утворюється на поверхні додаткового завантаження й завислим біоценозом в об'ємі аеротенка.

**Ключові слова:** біологічна очистка, органічне забруднення, аеротенк-змішувач, активний мул, біоплівка, кінетика реакцій, рівняння Моно.

**Вступ.** На практиці для очистки стічних вод від забруднень органічного походження широке розповсюдження одержали біологічні методи аеробної очистки на біореакторах-аеротенках переважно на аеротенках-змішувачах [1-6]. Відомо, що в аеротенках-змішувачах поступаючі стічні води, активний мул (завислий у воді біоценоз) і кисень майже миттєво перемішуються та тому концентрації мікроорганізмів і забруднень, а також розчиненого кисню приймаються однаковими по всьому об'єму реактора. Особливості вилучення органічних і інших забруднень в системах біологічної очистки в аеротенках-змішувачах широко описані в літературі, зокрема [7-12].

Проведений аналіз показав, що ефективність біологічної очистки стічних вод від органічних забруднень (ОЗ) в аеротенках можна значно підвищити, якщо поряд з традиційним методом очистки завислим біоценозом (активним мулом) забезпечити вилучення ОЗ закріпленим біоценозом у вигляді біоплівки з високою концентрацією мікроорганізмів, яка утворюється на поверхні додаткового завантаження в об'ємі аеротенка у вигляді різних сіток, насадок тощо [13-16]. При цьому буде значно залежати від їх розташування в об'ємі аеротенка. Так в роботах [17-19] для оцінки та аналізу сумісного вилучення ОЗ завислим і закріпленим біоценозом обґрунтовані математичні моделі та на основі їх реалізації розроблені методи розрахунку вилучення ОЗ в аеротенках-змішувачах. В зазначених моделях при вилученні ОЗ завислим і закріпленим біоценозом були прийняті лінійні кінетики реакцій першого та нульового порядків, межі використання яких значно обмежені зокрема значеннями концентрацій стічних

вод, які поступають на очистку [17-19]. В загальному випадку з достатнім обґрунтуванням в спеціальній літературі при вилученні ОЗ пропонується переважно використовувати в моделях кінетику реакцій, яка описується відомим нелінійним рівнянням Моно.

На основі використання одержаних рішень для реакцій першого та нульового порядків запропоновані наближені методи розрахунку необхідних параметрів згідно рівняння Моно. Так в роботах [20, 21] для визначення концентрації  $L$  в біоплівці зокрема на зовнішній поверхні  $L_{\delta_0}$  запропоновано рішення задачі ітераційним методом. Зміст і послідовність використання запропонованої ітераційної методики розрахунку наведено в роботах [20, 21]. В роботах [22-24] потік органічних забруднень через біоплівку у випадку кінетики реакції за рівнянням Моно досить обґрунтовано пропонується визначати як середньозважену величину  $N_c$  одержану від потоків при реакціях нульового та першого порядків. В роботі [20] замість потоків  $N$  цей метод запропоновано використовувати при визначенні концентрації  $L_{\delta_0}$  на поверхні біоплівки.

**Матеріали і методи досліджень.** В наслідок зазначеного в статті пропонується та реалізується математична модель, в якій кінетика реакцій вилучення ОЗ в аеротенках-змішувачах завислим біоценозом (активним мулом) і закріпленим біоценозом (біоплівкою) описуються нелінійним рівнянням Моно, яке безпосередньо враховано при рішенні задачі. При цьому вважається, що процес біохімічного окислення в достатній кількості забезпечений киснем, тобто надходження кисню не буде лімітувати кінетику

біоокислення, як завислого, так і закріпленого біоценозу. Таким чином, при повній відсутності інгібованого впливу на швидкість реакції вилучення ОЗ згідно нелінійного рівняння Моно описуються:

$$R_L = \frac{\rho_m L}{K_{m_L} + L}, \quad \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}, \quad (1)$$

закріпленим біоценозом в біоплівці завислим біоценозом (активним мулом) в об'ємі аеротенка-змішувача

$$R_a = \frac{\rho_{m_a} L_a}{K_{m_a} + L_a}, \quad \rho_{m_a} = \frac{\mu_{m_a} X_a}{Y_a}. \quad (2)$$

Зазначимо, що згідно [7, 8] значення  $\rho_{m_a}$  приймається

$$\rho_{m_a} = \frac{\mu_{m_a} X_a}{Y_a(1 + \phi a_i)}. \quad (3)$$

Як відомо загальне рівняння матеріального балансу забруднень в аеротенку-змішувачі має вигляд [17, 18].

$$W_p \frac{dL_a}{dt} = Q_a(L_0 - L_a) - F_{\delta_n} N - R_{a_0} W_p. \quad (4)$$

Згідно [17] для практичних розрахунків рівняння (4) можна значно спростити до вигляду, як для ідеального аеротенка-змішувача

$$L_0 - L_a - F_{\delta_n} T_a N - T_a R_{a_0} = 0, \quad (5)$$

$$F_{\delta_n} = \frac{F_{\delta_l}}{W_a} = \frac{\varepsilon F_{\delta_l}}{W_p},$$

$$\varepsilon = 1 - \frac{W_{\delta}}{W_a} = \frac{W_p}{W_a}, \quad T_a = \frac{W_p}{Q_a},$$

$$R_{a_0} = R_a - R_{b_a}.$$

Тут  $R_{b_a}$  - швидкість виділення ОЗ в процесі відмирання активного мулу згідно [12, 17] приймається такою

$$R_{b_a} = b_a X_a, \quad (6)$$

де  $b_a$  - константа швидкості відмирання;

$$N = K_L(L_a - L|z=0),$$

$$L|z=0 = L_{\delta_0} \quad \text{при} \quad \bar{z} = 0. \quad (7)$$

де  $N$  - потік (транспорт) ОЗ на поверхню біоплівки із об'єму рідини (аеротенка) через рідинну плівку (пограничний шар) для подальшої їх утилізації закріпленим біоценозом (біоплівкою).

Згідно існуючим нормам [8] пропонується визначати тривалість аерації  $T_a$  в аеротенках при відомих (заданих) концентраціях стічних вод, які надходять в аеротенк  $L_0$ , і очищених стічних вод  $L_a$ , тобто за формулою

$$T_a = \frac{L_0 - L_a}{F_{\delta_n} N + R_{a_0}}. \quad (8)$$

Значення потоку ОЗ на поверхню біоплівки  $N$ , а також зміни концентрації

$L(z)$  по товщині біоплівки, в тому числі концентрацій  $L_{\delta_0}$ , знаходяться в результаті рішення рівняння, яке характеризує ступінь вилучення ОЗ біоплівкою, утвореною на поверхні матеріалу завантаження та насиченою мікроорганізмами концентрацію  $X$ . В загальному випадку це рівняння для біоплівки має вигляд

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - R_L. \quad (9)$$

В умовах елементів завантаження циліндричної форми, на яких утворюється біоплівка, рівняння для біоплівки буде мати вигляд

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_L \left( \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial L}{\partial r} \right) - R_L. \quad (10)$$

Рішення рівнянь (9), (10) дозволяє визначити концентрацію ОЗ по товщині біоплівки  $L$  і головне для подальших розрахунків концентрацію ОЗ на зовнішній і внутрішній поверхнях біоплівки  $L_{\delta_0}$  і  $L_{\delta_1}$ .

**Результати дослідження.** Згідно проведеного аналізу для практичних розрахунків рішення рівняння (9) і (10) достатньо виконати в стаціонарних умовах, які наступають досить швидко, тобто при  $\frac{\partial L}{\partial t} = 0$ . В цьому випадку рівняння (9) і (10) дещо спрощуються. Зокрема їх рішення для реакцій першого та нульового порядків одержані в роботах [17, 18]. В даній статті розглянемо рішення рівняння (9) в умовах нелінійної реакції  $R_L$  згідно рівняння Моно (1), яке в безрозмірній формі та прийняті граничні умови будуть мати вигляд

$$\frac{d^2 \bar{L}}{d\bar{z}^2} - \alpha_L \frac{\bar{L}}{\bar{K}_{m_L} + \bar{L}} = 0, \quad (11)$$

при  $\bar{z} = 0$   $-\frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = \beta_L(1 - \bar{L})$ ; при  $\bar{z} = 1$   $\frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = 0$ .

$$\text{Тут} \quad \bar{z} = \frac{z}{\delta}, \quad \bar{L} = \frac{L}{L_a},$$

$$\bar{K}_{m_L} = \frac{K_{m_L}}{L_a}, \quad \alpha_L = \frac{\mu_m X \delta^2}{Y D_L L_a}, \quad \beta_L = \frac{K_L \delta}{D_L}.$$

В результаті рішення рівняння (11) чисельними методами на основі розробленої програми побудовані розрахункові графіки для визначення концентрацій на зовнішній поверхні біоплівки  $L_{z=0} = L_{\delta_0}$  ( $z = 0$ ) та на внутрішній поверхні біоплівки  $L_{z=\delta} = L_{\delta_1}$  ( $z = \delta$ ) (рис.1).

Ці графіки побудовані для різних значень коефіцієнта переносу ОЗ в рідинній плівці  $K_L$ , який в значній мірі залежить від її товщини  $\delta_p$ , і різних констант насичення (півнасичення)  $\bar{K}_{mL}$ .

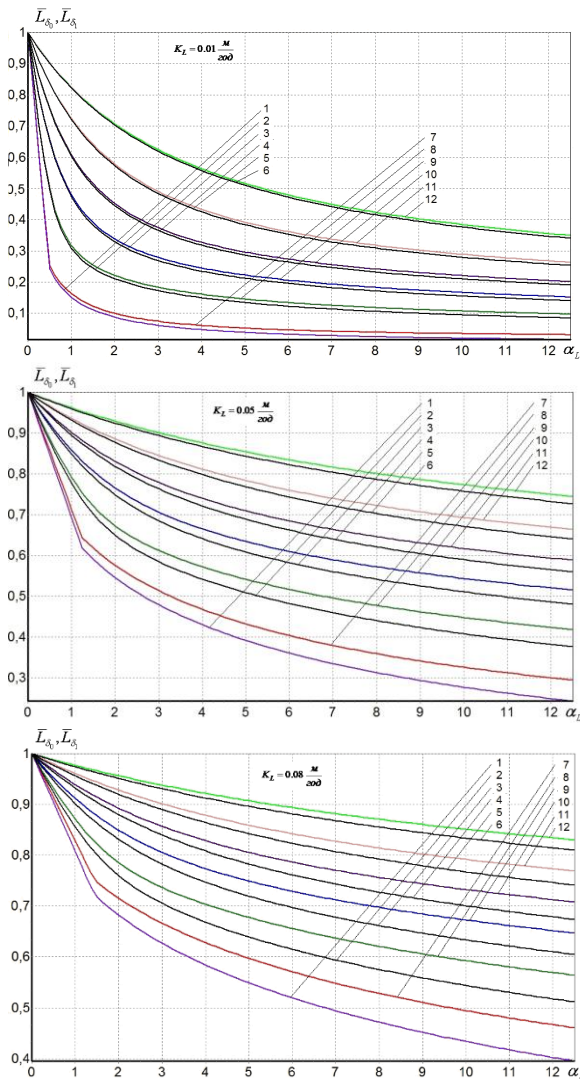


Рис.1. Графіки для визначення концентрацій на зовнішній  $\bar{L}_{\delta_0} = \frac{L_{\delta_0}}{L_a}$  і внутрішній  $\bar{L}_{\delta_1} = \frac{L_{\delta_1}}{L_a}$  поверхнях біоплівки відповідно при  $K_L = 0.01 \frac{M}{200}$ ,  $K_L = 0.05 \frac{M}{200}$  і  $K_L = 0.08 \frac{M}{200}$  для різних значень  $\bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a}$ . Для концентрації  $\bar{L}_{\delta_1}$  (при  $\bar{z} = \frac{z}{\delta} = 1$ ): 1 – 0; 2 – 0.2; 3 – 0.7; 4 – 1.5; 5 – 3.0; 6 – 6.0; для концентрації  $\bar{L}_{\delta_0}$  (при  $\bar{z} = 0$ ): 7 – 0; 8 – 0.2; 9 – 0.7; 10 – 1.5; 11 – 3.0; 12 – 6.0.

В цьому випадку загальна залежність (7) для визначення потоку в біоплівку  $N$  буде мати вигляд

$$N = K_L L_a (1 - A), \quad A = \frac{L_{\delta_0}}{L_a}. \quad (13)$$

Для зручності подальших розрахунків, використовуючи в моделі безрозмірні одиниці та параметри, залежність (13) представимо у вигляді

$$N = \bar{N} \lambda, \quad (14)$$

$$\bar{N} = \beta_L (1 - A), \quad (15)$$

$$\text{де } \lambda = \frac{D_L}{\delta} L_a, \quad \beta_L = \frac{K_L \delta}{D_L}.$$

Як зазначалось в літературі [12, 17, 18, 20] при порівняно невеликих концентраціях ОЗ, а саме при  $K_{mL} \gg L$ , а при значних концентраціях  $K_{mL} \ll L$ , то в цих випадках кінетику реакцій в біоплівці  $R_L$  відповідно можна прийняти першого та нульового порядків. Деякі наближені оцінюючі рекомендації по використанню в практичних розрахунках зазначених реакцій наведені зокрема в роботах [18, 25]. Одержані результати розрахунків вилучення ОЗ в біоплівці, зокрема концентрації на її поверхні  $L_{\delta_0}$  на основі нелінійної кінетики реакції Моно, дозволяють одержати більш надійні оцінюючі рекомендації. Для цього було проведено порівняльний аналіз значень концентрацій  $L_{\delta_0}$  і  $L_{\delta_1}$ , визначених чисельними методами для нелінійної реакції Моно, з визначеними аналітичними методами для лінійних реакцій в роботах [18, 20]. Зокрема нагадаємо для визначення концентрації  $L_{\delta_0}$  в цьому випадку маємо

$$L_{\delta_{00}} = L_a \left(1 - \frac{\rho_m \delta}{K_L}\right) = L_a \left(1 - \frac{\alpha_L}{\beta_L}\right), \quad (16)$$

$$L_{\delta_{01}} = A_L L_a = L_a \frac{ch(\sqrt{\alpha_1})}{ch(\sqrt{\alpha_1}) + \lambda_L sh(\sqrt{\alpha_1})}, \quad (17)$$

$$\text{де } \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}, \quad \alpha_1 = \frac{\alpha_L}{\bar{K}_{mL}},$$

$$\lambda_L = \frac{\sqrt{\alpha_1}}{\beta_L}, \quad \bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a}, \quad A_L = \frac{L_{\delta_{01}}}{L_a}.$$

Для визначення параметра  $A_L$  в роботах [18, 20] побудовано розрахунковий графік.

Згідно приведеного аналізу можна вважати, що кінетика реакцій першого та нульового порядків в практичних розрахунках може відповідати відношенням  $\bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a} > 2 - 3$  і  $\bar{K}_{mL} < 0.15 - 0.2$ . Тобто десь в межах  $0.15 < \bar{K}_{mL} < 3$  при розрахунках кінетик реакцій  $R_L$  необхідно приймати рівняння Моно. Для його використання можна також скористатись



одержаним аналітичним рішенням загального рівняння (11), яке при граничній умові  $\frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = 0$  при  $\bar{z} = 1$  буде мати вигляд

$$\frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = \sqrt{2\alpha_L} \sqrt{\bar{L} - \bar{L}_{\delta_1} - \bar{K}_{mL} \ln\left(\frac{\bar{L} + \bar{K}_{mL}}{\bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL}}\right)}. \quad (18)$$

Таким чином залежності від концентрації  $\bar{L}$  відносний потік  $\bar{N}_L$  буде визначатись

$$\bar{N}_L = -\frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = -\sqrt{2\alpha_L} \times \sqrt{\bar{L} - \bar{L}_{\delta_1} - \bar{K}_{mL} \ln\left(\frac{\bar{L} + \bar{K}_{mL}}{\bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL}}\right)}. \quad (19)$$

Приймаючи в рівнянні (15)  $\bar{L} = \bar{L}_{\delta_0}$  одержимо залежність для визначення потоку в біоплівку через зовнішню її поверхню ( $\bar{z} = 0$ )

$$\bar{N} = -\sqrt{2\alpha_L} \times \sqrt{\bar{L}_{\delta_0} - \bar{L}_{\delta_1} - \bar{K}_{mL} \ln\left(\frac{\bar{L}_{\delta_0} + \bar{K}_{mL}}{\bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL}}\right)}. \quad (20)$$

Порівнюючи рівняння (20) з рівнянням (15) одержимо наступне рівняння, яке зв'яже концентрації  $\bar{L}_{\delta_0}$  і  $\bar{L}_{\delta_1}$  на зовнішній і внутрішній поверхнях біоплівки

$$\bar{L}_{\delta_0} = 1 + \frac{\sqrt{2\alpha_L}}{\beta_L} \times \sqrt{\bar{L}_{\delta_0} - \bar{L}_{\delta_1} - \bar{K}_{mL} \ln\left(\frac{\bar{L}_{\delta_0} + \bar{K}_{mL}}{\bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL}}\right)}. \quad (21)$$

Після нескладних перетворень рівняння (21) можна записати у вигляді

$$\bar{L}_{\delta_0} = \bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL} \ln\left(\frac{\bar{L}_{\delta_0} + \bar{K}_{mL}}{\bar{L}_{\delta_1} + \bar{K}_{mL}}\right) + \eta_L (1 - \bar{L}_{\delta_0})^2, \quad (22)$$

$$\text{де } \eta_L = \frac{\beta_L^2}{2\alpha_L} = \frac{K_L^2 L_a}{2D_L \rho_m}, \quad \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}.$$

При  $\bar{L}_{\delta_0} \gg \bar{L}_{\delta_1}$  можна знехтувати концентрацією  $\bar{L}_{\delta_1}$  в залежностях (20) і (22), що дозволяє в практичних розрахунках визначити потік  $N$  і концентрацію  $L_{\delta_0}$ , при яких відбувається перехід від частково проникної до повністю проникної біоплівки при заданих вихідних параметрах, реакцій і товщини біоплівки.

Розрахунки з використанням графіків рис. 1 і наведених залежностей дозволяє оцінити роботу біоплівки заданої

товщиною  $\delta$  по характеру проникнення в ній органічних забруднень. Крім того, вони дозволяють при заданих (прийнятих) концентраціях  $\bar{L}_{\delta_0}$  і  $\bar{L}_{\delta_1}$ , визначити необхідну активну товщину біоплівки  $\delta$ . Зазначене зокрема дозволяє встановити доцільність і навіть необхідність проведення рециркуляції потоку в прийнятій технологічній схемі аеротенка з завислим і закріпленим біоценозом.

Як уже зазначалось вище ефективність вилучення ОЗ біоплівкою з використанням запропонованих графіків і залежностей в значній мірі буде залежить від прийнятої в розрахунках товщини біоплівки  $\delta$ . Нагадаємо [20, 22-24], що в даному випадку в умовах вилучення одного субстрату (ОЗ) гетеротрофними мікроорганізмами формується однорідна гомогенна структура активної біоплівки товщиною  $\delta$ . Проте слід зазначити, що на формування біоплівки впливають різні процеси та параметри очистки, які згідно [11, 22-24] можна врахувати на основі реалізації загального рівняння

$$\frac{ds}{dt} = \int_0^{\delta} s_{ds} \frac{\mu_{max}}{K_{mL} + L} \quad (23)$$

В прийнятих моделях біоплівки при розрахунках приймається товщина біоплівки постійною ( $\delta = const$ ), тобто для її визначення рівняння (23) реалізується в стаціонарних умовах при  $\frac{\partial s}{\partial t} = 0$ . В окремих випадках пропонується використовувати більш спрощене рівняння

$$\frac{Y}{X} N - b_s \delta - u_{ds} = 0. \quad (24)$$

В наведених рівняннях  $\int_0^{\delta} \frac{\mu_{max}}{K_{mL} + L}$ ,  $\frac{Y}{X} N$  - зростання біоплівки,  $b_s \delta = (b_{in} + b_{res}) \delta$  - розпад біоплівки,  $b_{in}$ ,  $b_{res}$  - відповідно коефіцієнти інактивації і респірації (ендогенного дихання),  $u_{ds}$  - швидкість відриву біомаси з поверхні біоплівки.

В роботі [11] наведено ряд залежностей для визначення швидкостей відриву  $u_{ds}$ . Найбільш розповсюджені одержали залежності у вигляді

$$u_{ds} = b_d \delta, \quad (25)$$

$$u_{ds} = k_d \delta^2. \quad (26)$$

Таким чином, в стаціонарних умовах в біоплівкових моделях загальний баланс біомаси можна записати у вигляді

$$YN - bX\delta = 0, \quad (27)$$

де  $b = b_s + b_d$ .

На рис. 2 в якості прикладу на основі рішення чисельними методами рівняння (23) при  $\frac{\partial S}{\partial t} = 0$  побудовані розрахункові графіки для визначення товщини біоплівки  $\delta$  в залежності від зміни концентрації в реакторі  $L_a$ , параметра  $b$ , а також при прийнятих значеннях  $\mu_{max}$  год<sup>-1</sup>,

$$Y = 0,52 \frac{z_{XПК}}{z_{XПК}}, X = 13 \text{ г/л},$$

$$D_L = 2 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{год}, K_L = 0,08 \text{ м/год}, K_{mL} = 10,20 \text{ мг/л}, \delta_{min} \text{ мкм}, b = (0,01 - 0,04) \text{ год}^{-1}.$$

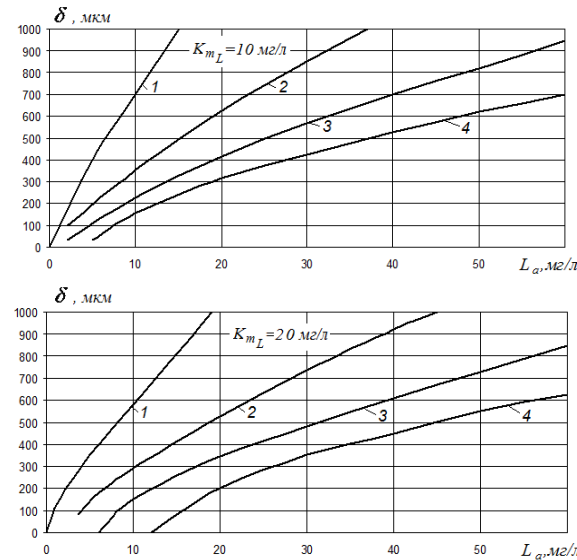


Рис.2. Графіки для визначення активної товщини біоплівки  $\delta$  в стаціонарних умовах для різних значень  $b$ , год<sup>-1</sup>:

1 – 0,01; 2 – 0,02; 3 – 0,03; 4 – 0,04

Як уже зазначалось в роботах [17, 18, 25] при визначенні оптимальних параметрів роботи аеротенків, в яких вилучення ОЗ відбувається за рахунок завислого та закріпленого біоценозу можливі різні варіанти розташування елементів завантаження в об'ємі (плані) аеротенка і прийнята необхідна площа його поверхні (біоплівки)  $F_{\delta l}$ . При цьому елементи завантаження (насадки, сітки, тощо) можуть бути розташовані по всьому об'єму аеротенка або більш щільно та компактно тільки на його окремих ділянках В залежності від технологічної схеми

розташування в аеротенку елементів завантаження по довжині (в об'ємі) та в зв'язку з цим прийнятих реакцій в біоплівці та аеротенку згідно нелінійного рівняння Моно загальні рівняння (4) і (5) можна значно спростити.

Далі розглянемо найбільш доцільні з практичної точки зору можливі технологічні схеми.

1. Елементи завантаження не досить щільно рівномірно розташовані по всій довжині аеротенка (рис. 3). В цьому випадку площа  $F_{\delta l}$  буде загальною площею поверхні завантаження в аеротенку довжиною  $l$ , а  $F_{\delta n} = \frac{F_{\delta l}}{W_a}$  питомою площею завантаження. Зазначимо що в роботах [18, 25] одержано рішення цієї задачі (технологічної схеми) у випадку, коли вилучення ОЗ в об'ємі рідини аеротенка завислим біоценозом (активним мулом) відбувається за реакцією нульового порядку, а в біоплівці закріпленим біоценозом за реакцією першого порядку. В даному випадку в біоплівці та в об'ємі рідини аеротенка вилучення ОЗ відбувається за реакцією згідно рівняння Моно відповідно за формулами (1) і (2) при  $R_{a0} \approx R_a$ . Тобто загальне рівняння буде мати вигляд

$$T_a = \frac{L_0 - L_a}{F_{\delta n} N + R_a}. \quad (28)$$

В окремих випадках, а саме прийнявши в формулі (28)  $N = 0$  одержимо відому залежність, коли вилучення ОЗ в аеротенку відбувається за рахунок тільки завислого біоценозу (активного мула), а при  $R_a = 0$  одержимо залежність, коли вилучення ОЗ в аеротенку відбувається тільки за рахунок закріпленого біоценозу (біоплівкою).

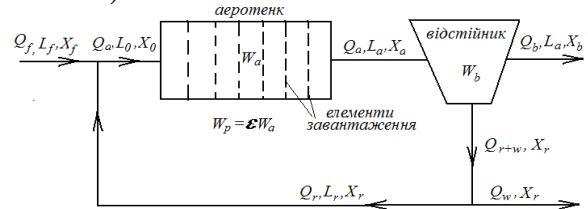


Рис. 3. Балансова схема аеротенка-змішувача з розташованим повністю закріпленим біоценозом

Як зазначалось вище, технологічна схема аеротенка-змішувача може

складатись із двох частин, яких будемо називати реакторами 1 і 2, при цьому в одному із реакторів вилучення ОЗ відбувається завислим біоценозом (активним мулом), а в другому реакторі – закріпленим біоценозом (біоплівкою). Зазначимо, що в обох частинах аеротенка реактори працюють по схемі реактора-змішувача. Такі технологічні схеми з різним розташуванням реакторів в аеротенку-змішувачі, в яких вилучення ОЗ відбувається за рахунок реакцій першого і нульового порядків, зокрема розглянуто в роботах [18, 25].

2. Розглянемо випадок, коли в реакторі 1 вилучення ОЗ відбувається за рахунок завислого біоценозу (активного мулу), тобто працює як звичайний аеротенк-змішувач, а в реакторі 2 вилучення відбувається за рахунок закріпленої біомаси (рис. 4) на встановленому тут завантаженні. Така технологічна схема очистки з практичної точки зору буде доцільною і більш відповідає сучасним вимогам забезпечення високої ступені очистки. Тоді згідно загального рівняння для визначення концентрацій ОЗ на виході із реакторів 1 і 2 будемо використовувати рівняння для реактора 1

$$L_0 - L_{a1} - T_{a1} R_{a1} = 0, \quad (29)$$

$$T_{a1} = \frac{L_0 - L_{a1}}{R_{a1}}, \quad (30)$$

для реактора 2

$$L_{a1} - L_{a2} - F_{\delta n2} T_{a2} N_2 = 0, \quad (31)$$

$$T_{a2} = \frac{L_{a1} - L_{a2}}{F_{\delta n2} N_2}. \quad (32)$$

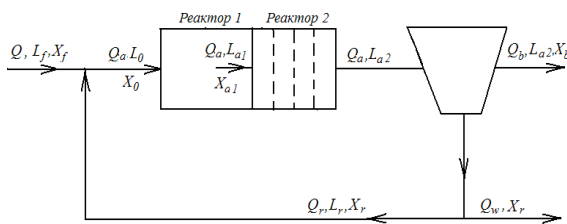


Рис. 4. Балансова схема аеротенка-змішувача з розташованим в реакторі 2 закріпленим біоценозом

В наведених залежностях (29) – (32)

$$T_{a1} = \frac{W_{p1}}{Q_f}, \quad W_{a1} = W_{p1}, \quad T_{a2} = \frac{W_{p2}}{Q_a},$$

$$W_{p2} = W_{a2} \varepsilon_2, \quad \varepsilon_2 = 1 - \frac{W_{\delta 2}}{W_{a2}} = \frac{W_{p2}}{W_{a2}},$$

$$F_{\delta n2} = \frac{F_{\delta l2}}{W_{p2}}, \quad N_2 = K_{L2} (L_{a2} - L_{\delta 2}),$$

де  $F_{\delta l2}$  – загальна площа поверхні біоплівки (завантаження) в реакторі 2 довжиною  $l_2$  і об'ємом  $W_{a2}$ . Швидкість реакцій вилучення ОЗ в реакторах 1 і 2 активним мулом і біоплівкою відбуваються за нелінійним рівнянням Моно, а саме

$$R_{a1} = \frac{\rho_{m_{a1}} L_{a1}}{K_{m_{a1}} + L_{a1}}, \quad \rho_{m_{a1}} = \frac{\mu_{m_{a1}} X_{a1}}{Y_{a1}}, \quad (33)$$

$$R_{L2} = \frac{\rho_{m_2} L_2}{K_{m_2} + L_2}, \quad \rho_{m_2} = \frac{\mu_{m_2} X_2}{Y_2}. \quad (34)$$

В наведених рівняннях параметри з індексом 1 відносяться до реактора 1, а з індексом 2 – до реактора 2, а пояснення прийнятих параметрів можна знайти в роботах [17, 18, 25].

**Обговорення результатів.** Наведені дослідження є продовженням попередніх досліджень з зазначеної тематики, в яких розглядалося видалення ОЗ в аеротенках-змішувачах з додатковою прикріпленою біомасою з умови достатнього забезпечення цього процесу киснем [17, 25].

Запропоновані математичні моделі, чисельні та аналітичні методи розрахунку з використанням кінетичних реакцій згідно відомого рівняння Моно дозволяють більш надійно обґрунтувати параметри очистки стічних вод від ОЗ в аеротенках-змішувачах. Також вони дають можливість оцінити значну ефективність роботи аеротенків за рахунок впровадження додаткового завантаження з закріпленим біоценозом (біоплівкою).

### Висновки

1. Представлено математичну модель процесу видалення ОЗ в аеротенках-змішувачах на основі використання кінетики реакцій, яка описується відомим нелінійним рівнянням Моно. Враховано механізми протікання аеробного процесу очистки та особливості одночасного вилучення органічних забруднень біоплівкою та активним мулом.

2. Чисельними методами на основі розробленої програми побудовані графіки для визначення концентрацій на зовнішній та внутрішній поверхні біоплівки, що дозволяє визначити потоки забруднень на вході та виході споруди та тим самим оцінити можливий ефект очищення. Одержані результати також дозволяють встановити критерії можливості використання

в розрахунках при вилученні ОЗ лінійних кінетичних реакцій першого та нульового порядків.

3. Запропоновані математичні моделі та на основі їх реалізації чисельні та аналітичні методи розрахунку з використанням кінетичних реакцій згідно нелінійного відомого рівняння Моно дозволяють більш надійно обґрунтувати параметри очищення стічних вод від ОЗ в аеротенках-змішувачах, оцінити значну ефективність їх роботи за рахунок впровадження додаткового завантаження з закріпленням біоценозом (біоплівкою).

#### ЛІТЕРАТУРА:

- Куликов Н. И., Зубов М. Г., Куликова Е.Н., Приходько Л. Н., Попов Д.В. *Биологическая очистка сточных вод (теория и практика)*. Сочи: Издательство «Дория», 2003. 289 с.
- Грицина О. О., Єсін М. А., Жукова В. С., Бляшина М.В., Волощук В.А. *Дослідження процесів очищення стічних вод від біогенних елементів та утилізації енергетичного потенціалу стічних вод: монографія*. Рівне: НУВГП, 2018. 267 с.
- Жмур Н. С. *Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аеротенками*. М.: АКВАРОС, 2003. 512 с.
- Запольський А. К. *Водопостачання, водовідведення та якість води: підручник*. К.: Вища шк., 2005. 617 с.
- Ковальчук В.А. *Очистка стічних вод: навч. посіб.* Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2003. 622 с.
- Василенко О. А., Грабовський П. О., Ларкіна Г. М., Поліщук О.В., Прогульний В.А. *Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення: навч. посіб.* К.: ІВНВКП «Укрґеліотек», 2010. 272 с.
- Яковлев С.В., Воронов Ю.В. *Водоотведение и очистка сточных вод*. М.: АСВ, 2002. 704 с.
- ДБН В.2.5–75.2013. *Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування*. К.: Мінрегіон України. 2013, 128 с.
- Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Аналіз моделей біологічного очищення стічних вод в аеротенках. *Науковий вісник будівництва*. Харків: ХНУБА, ХОТВ АБУ, 2014. Вип. 3 (77). С.199-201.
- Епоян С.М., Назарова Р.І., Снагощенко Л.П., Данченко Ю.М., Андронов В.А., Обіженко Т. М. *Фізико-хімічні та біологічні методи очистки стічних вод: Навчальний посібник*. Харків: вид. «Міськдруг», 2012. 452 с.
- Henze M., M. Van Loosdrecht M.E., Ekama G.A., Brdjanovic D. *Biological Wastewater Treatment*. Iwa Publishing, London, 2008. 511 p.
- Henze M., Harremoes P., Jansen C., Arwin E. *Wastewater Treatment*. Springer. Berlin: New York, 2002. 430 p.
- Biliaiev M. M., Lemesh M. V. Modeling of biological wastewater treatment on the basis of quick-computing numerical model. *Science and Transport Progress*, 2018. 1(73). 15-23. doi: <http://doi.org/10.15802/stp2018/124882>
- Marcos von Sperling. *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. London: IWA Publishing, 2007. 328 p.
- Revilla M., Galán B., Viguri J. R. Analysis of simulation tools and optimization of the operational conditions for biofilm activated sludge industrial process. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2017. 15(12). 2499-2510. doi: <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1626-2>
- Shamsutdinova Z. R., Khafizov I. I. Analysis of the aerotanks efficiency in wastewater treatment system. *Proceedings of the Voronezh State University of Engineering Technologies*, 2016. 4. P. 245-249.
- Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделювання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільноплаваючим) і закріпленням біоценозом. *Доповіді НАНУ*. 2015. №5. С. 55-60. doi: [10/15407/dopovidi2015.05.055](https://doi.org/10.15407/dopovidi2015.05.055).
- Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Теорія і розрахунки біологічної очистки стічних вод в аеротенках зі зваженим (вільно плаваючим) і закріпленням на додаткових пристроях біоценозом. *Прикладна гідромеханіка*. К., 2015. Т.17(89), №3. С.35-43.
- Gebara F. Activated sludge biofilm waste water treatment system. *Water Research*, 1999. Vol. 13. №1. pp. 230-238. doi: [10.1016/s0043-1354\(98\)00210-3](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(98)00210-3)
- Олійник О.Я., Колпакова О.А. Моделювання і розрахунки біологічної очистки стічних вод на краплинних біофільтрах. *Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць*. К., 2014. Вип. 16. С. 68-86.
- Олейник А.Я., Василенко Т.В., Рыбаченко С.А., Хамид Ихао Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. 2006. Вип.7. С. 85-97.
- Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. Mathematical modeling of biofilms. *Scientificand Technical report*, № 18. 2006. 208 p.
- Perez J., Pissioreanu C., Van Loosdrecht M. Modeling biofilm and floc diffusion processes based on analytical solution of reaction-diffusion equations. *Water Research*, vol.39, 2005, pp. 1311-1323.
- Gapes D., Perez, J., Picioreanu, C., van Loosdrecht, M. Corrigendum to Modeling Biofilm and Floc Diffusion Processes Based on Analytical Solution of Reaction-Diffusion



- Equations. *Water Research*, Vol. 40, 2006, pp. 2997- 2998
25. Oleynik A., Airapetian T. The aerobic biological purification of the wastewaters from the organic contaminants (OC) in the aerotanks with the suspended and the fixed biocenosis. *MOTROL. Commission of motorization and energetics in agriculture*. Lublin – Rzeszov, 2016. Vol. 18. №10. P. 13-24.

**Олейник А.Я., Айрапетян Т.С., Калугин Ю.И. МОДЕЛИРОВАНИЕ И РАСЧЕТЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД В АЭРОТЕНКАХ-СМЕСИТЕЛЯХ СО ВЗВЕШЕННЫМ И ПРИКРЕПЛЕННЫМ БИОЦЕНОЗОМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ НЕЛИНЕЙНОЙ КИНЕТИКИ МОНО.** Эффективность извлечения органических загрязнений в аэротенках биологическими методами можно значительно повысить, если рядом со взвешенным биоценозом (активным илом) обеспечить устройство в объеме аэротенка установку дополнительной загрузки (сеток, насадок и т.п.) на поверхности которых образуется биопленка с высокой концентрацией микроорганизмов. Работа предусматривает выполнение расчета биологической очистки сточных вод в аэротенках-смесителях со взвешенным биоценозом (активным илом) и прикрепленным биоценозом (биопленкой) с помощью математической модели, в которой кинетика реакций извлечения органических загрязнений описываются нелинейным уравнением Моно. Для обоснования повышения эффективности работы аэротенков за счет внедрения дополнительной загрузки с прикрепленным биоценозом (биопленкой) построены математические модели, которые учитывают одновременное окисление органических загрязнений взвешенным и прикрепленным биоценозом. На основе этих моделей разработаны методы расчета параметров очистки. Численными методами на основе разработанной программы построены графики для определения концентраций на внешней и внутренней поверхности биопленки, что позволяет определить значение потоков загрязнения на входе и выходе из сооружения и тем самым оценить возможный эффект очистки. Научно обоснованы методы расчета биологической очистки сточных вод от органических загрязнений в аэротенках-смесителях со взвешенным (свободно плавающим) биоценозом в виде хлопьев активного ила и прикрепленным биоценозом в виде биопленки, образованной на поверхности дополнительной загрузки. Предложена математическая модель, в

которой кинетика реакций извлечения органических загрязнений в аэротенках-смесителях со взвешенным и прикрепленным биоценозом описываются нелинейным уравнением Моно, которое непосредственно учтено при решении задачи. Эта модель учитывает обеспечение процесса окисления необходимым количеством кислорода и особенности совместного извлечения органических загрязнений биопленкой, образующейся на поверхности дополнительной загрузки и взвешенным биоценозом в объеме аэротенка.

**Ключевые слова:** биологическая очистка, органическое загрязнение, аэротенк-смеситель, активный ил, биопленка, кинетика реакций, уравнение Моно..

**Oleynik A., Airapetian T., Kalugin Yu. MODELING AND CALCULATION OF WASTEWATER TREATMENT IN AERO-TANK-MIXERS WITH SUSPENDED AND ATTACHED BIOCECENOSIS USING NONLINEAR KINETICS OF MONO.** The work involves the calculation of biological wastewater treatment in aerotank mixers with suspended biocenosis (activated sludge) and fixed biocenosis (biofilm) using a mathematical model in which the kinetics of organic pollution extraction reactions are described by a nonlinear Mono's equation. To substantiate the increase in the efficiency of aerotanks by introducing additional loading with fixed biocenosis (biofilm), mathematical models have been constructed. They consider simultaneous oxidation of organic contaminants by suspended and fixed biocenosis. Methods for calculating purification parameters have been developed. By numerical methods, based on the developed program, graphs were constructed to determine the concentrations on the outer and inner surfaces of the biofilm, which allows one to determine the value of pollution flows at the entrance and exit of the structure and thereby evaluate the possible cleaning effect. Scientifically substantiated methods for calculating the biological treatment of wastewater from organic pollutants in aeration tanks mixers with suspended (free-floating) biocenosis in the form of activated sludge flakes and attached biocenosis in the form of a biofilm formed on the surface of the additional load. A mathematical model is proposed in which the kinetics of the organic pollution extraction reactions in aeration tanks-mixers with a suspended and attached biocenosis are described by the nonlinear Mono's equation, which is directly taken into account when solving the problem. This model takes into account the provision of the process of oxidation with the

necessary amount of oxygen and the peculiarities of the joint extraction of organic contaminants with a biofilm formed on the surface of the additional load and with a suspended biocenosis in the volume of the aeration tank.

**Keywords:** biological treatment, organic contamination, aeration tank mixer, activated sludge, biofilm, reaction kinetics, Mono equation.

DOI: 10.29295/2311-7257-2019-97-3-122-126  
УДК 532.50

**Рязанцев О.І.**

*Харківський національний університет будівництва та архітектури  
(вул. Сумська, 40, Харків, 61002; e-mail: [ryazantsev\\_a.i@ukr.net](mailto:ryazantsev_a.i@ukr.net); orcid.org/0000-0002-6676-2302)*

## ВИКОРИСТАННЯ ВОДОЗЛИВІВ З ШИРОКИМ ПОРОГОМ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ ЛАНДШАФТНОЇ АРХІТЕКТУРИ

У роботі розглянуто питання розрахунку водозливів з широким порогом, що застосовуються у водних об'єктах ландшафтної архітектури.

**Ключові слова:** водозлив з широким порогом, водозлив практичного профілю, малий напір, коефіцієнт витрати, ландшафтна архітектура.

**Актуальність.** Протягом останніх десятиліть в Україні суттєво зросла посушливість клімату. Негативний вплив проявлення змін кліматичних умов викликає існуючий дискомфорт міського середовища, складнощі к забезпеченні комфортності та благоустрою міського середовища. [1]. Шляхом покращення ситуації може бути використання в якості елементів благоустрою території міста, парків, садів водних об'єктів: фонтанів, каскадів, ставків. У зв'язку з тотальною урбанізацією міст парк як об'єкти міського середовища повинен забезпечити покращення його екологічних характеристик, тому елементи природного середовища рослинність та водні об'єкти повинні бути основними елементами, які формують структуру парків незалежно від їх типів [2].

Вода – другий за значенням компонент як природних так й штучних садово-паркових ландшафтів, який в багатьох випадках визначає формування паркового середовища, впливає на мікроклімат території, зменшує температуру повітря та зволожує його, що беззаперечно важливо у літні жаркі місяці, особливо для урбанізованих територій. Вода окрім впливу на наш клімат, продовольство, відпочинок, соціальну та політичну організацію., звертається до усіх почуттів та має символічні асоціації, водне середовище сприяє

прямому безпосередньому сенсорному внесенню, яке допомагає встановити рівновагу між природою та технологією [3].

Вода це одна з чотирьох стихій, й юдина може нескінченно довго спостерігати за течією води, відпочивати забуваючи про проблеми та негаразди. Вода є невід'ємною частиною природного ландшафту, в якому вона може перебувати в різноманітних формах та станах. У сучасному ландшафтному дизайні застосовуються різноманітні водні об'єкти, споруди та пристрої, такі як водойми, водотоки, декоративні водні пристрої – каскади, фонтани.

Спокійне дзеркало водної поверхні, що віддзеркалює небо, хмари, рослини та архітектурні споруди доповнює пейзаж, робить його об'ємним гармонійним, привабливим та заспокійливим. Статичний стан води використовують як нейтральний елемент, який посилює відчуття покою та розслаблення, такий стан є характерним для басейнів, ставків, повільних потоків. Динамічний стан води звертає увагу людини, створює піднесений настрій, відчуття енергійності, високою емоційності. Швидкий плін рік, струмків, водопадів, фонтанів, каскадів характеризує непостійність її руху, що супроводжується відповідними звуками та світловими ефектами, викликає відчуття бадьорості,