

<https://doi.org/10.15407/dopovidi2023.05.003>

УДК 628.35

О.Я. Олійник

С.В. Телима, <https://orcid.org/0000-0003-0109-0696>

Ю.І. Калугін, <https://orcid.org/0000-0003-0720-0665>

Є.О. Олійник

Інститут гідромеханіки НАН України, Київ

E-mail: sertelyma@gmail.com

Теоретичний аналіз процесів очищення стічних вод від органічних забруднень стратифікованою біоплівкою

Наведена математична модель біологічного очищення стічних вод від органічних забруднень в умовах аеротенка з закріпленим біоценозом (біоплівкою мікроорганізмів). При цьому розглядаються і враховані особливості формування і моделювання складної стратифікованої структури біоплівки зі змінними процесами і параметрами та процеси масопереносу і концентрації мікроорганізмів по її товщині.

Ключові слова: стратифікована модель, біоплівка, очищення, органічне забруднення, концентрації.

Ефективність вилучення органічних забруднень в біореакторах-аеротенках біологічними методами можна значно підвищити, якщо поряд з завислим біоценозом (активним мулом) забезпечити в об'ємі аеротенка на його поверхні додаткового облаштування з закріпленим біоценозом з високою концентрацією мікроорганізмів (біоплівкою). При цьому в проведених раніше дослідженнях активні частини біоплівки приймалися однорідними структурами [1–3], тобто параметри, які основному визначають вилучення забруднень, приймалися постійними по товщині біоплівки. Проте в реальних умовах згідно з проведеними експериментальними дослідженнями біоплівка має неоднорідну стратифіковану структуру зі змінними основними параметрами по її товщині. В результаті проведеного аналізу різних спроб врахувати неоднорідну структуру біоплівки виникає необхідність проведення подальших досліджень неоднорідності біоплівки, яка в основному характеризується і залежить від зміни концентрації (щільності) мікроорганізмів X_L (ХПК) по товщині біоплівки.

Цитування: Олійник О.Я., Телима С.В., Калугін Ю.І., Олійник Є.О. Теоретичний аналіз процесів очищення стічних вод від органічних забруднень стратифікованою біоплівкою. *Допов. Нац. акад. наук Укр.* 2023. № 5. С. 3–8. <https://doi.org/10.15407/dopovidi2023.05.003>

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2023. Стаття опублікована за умовами відкритого доступу за ліцензією CC BY-NC-ND (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>)

Так як параметр X_L залежить від концентрації забруднень (субстрату), концентрація якого зменшується по товщині біоплівки при його масопереносі дифузією, то приймається, що концентрація X_L і параметр дифузії в біоплівці D_L є основними факторами, які характеризують ефективність її роботи.

Таким чином, в реальних умовах при очищенні стічних вод, зокрема, органічного походження в біореакторах зі зваженим біоценозом очищення буде відбуватись, як правило, гетерогенною біоплівкою. За вказаних умов для гетерогенної біоплівки відоме рівняння, яке описує утилізацію органічних забруднень при одиночному лімітуючому субстраті в стаціонарних умовах, має такий вигляд:

$$D_L(z) \frac{d^2 L}{dz^2} - D_{L1} \frac{dL}{dz} - \frac{\mu_{\max} X_L}{Y} \cdot \frac{L}{K_{m_L} + L} = 0. \quad (1)$$

Це відоме балансове рівняння, яке описує швидкість утилізації субстрату в умовах нелінійної кінетики реакції Моно. Позначення використаних величин у рівнянні (1) наведено, зокрема, в роботах [1—3].

На основі проведеного аналізу в запропонованій математичній моделі стратифікованої біоплівки приймається [4]:

1) зв'язок між коефіцієнтом ефективної дифузії D_L і щільністю біоплівки X_L

$$\frac{D_L}{D_w} = 1 - \frac{0,48 X_L^{0,93}}{11,19 + 0,27 X_L^{0,99}}, \quad (2)$$

2) коефіцієнт D_L в якості функції, яка залежить від концентрації L за лінійним законом,

$$D_L(z) = D_{L0} - D_{L1} z, \quad (3)$$

де невідомі коефіцієнти D_{L0} і D_{L1} визначаються таким чином:

$$D_L(z) = D_{L0} - D_{L1} \delta, \quad (4)$$

тобто, згідно з прийнятою моделлю, при $z = 0$ $D_L = D_{L0}$, а при $z = \delta$ маємо $D_L = D_{L0} - D_{L1} \delta$.

Так, в роботі [4] наведені значення ефективної дифузії в гетерогенній стратифікованій біоплівці \bar{D}_{Lz} по товщині біоплівки z загальної товщини $\delta = 300$ мкм, одержані експериментальним шляхом (табл. 1).

Таблиця 1. Значення $\bar{D}_{Lz} = \frac{D_{Lz}}{D_w}$, одержані

за товщиною біоплівки $\delta = 300$ мкм експериментальним шляхом

z , мкм	0	50	100	150	200	250	300
\bar{D}_{Lz}	0,65	0,60	0,56	0,48	0,44	0,37	0,30

Тобто, згідно з даними табл.1, одержуємо наступну залежність для визначення коефіцієнта дифузії \bar{D}_{Lz} по товщині біоплівки z при $\bar{D}_{L0} = 0,65$:

$$\bar{D}_{Lz} = 0,65 - 0,001z. \quad (5)$$

Зазначимо, що в умовах прийнятої і реалізованої моделі забруднення надходять в біоплівку із біореактора через пограничний шар (рідинну плівку).

У цьому випадку значення коефіцієнта ефективної дифузії рекомендується приймати в середньому $D_{L0} = 0,8D_w$ [1, 2]. При реалізації моделі було прийнято відношення:

$$k = \frac{D_w}{D_{0\delta}} = 1,25. \quad (6)$$

Для подальшого аналізу представимо рівняння (1) в безрозмірній формі у вигляді:

$$\frac{d^2\bar{L}}{dz^2} + \frac{1}{\bar{z} - \psi} \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} - \frac{\mu_{\max} \delta^2 X_{cp} \bar{X}_L}{Y L_a D_w \bar{D}_L} \cdot \frac{\bar{L}}{\bar{K}_{mL} + \bar{L}} = 0, \quad (7)$$

де

$$\bar{z} = \frac{z}{\delta}, \quad \bar{L} = \frac{L}{L_a}, \quad \bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a}, \quad \bar{X}_L = \frac{X_L}{X_{Lcp}}, \quad \bar{D}_L = \frac{D_L}{D_w}, \quad \psi = \frac{D_{L0}}{\delta D_{L1}}.$$

Для подальшого аналізу приймаємо

$$\bar{D}_L = \frac{D_{L0}}{D_w} - \frac{D_{L1}}{D_w} \bar{z} = \frac{1}{k} \left(1 - \frac{\bar{z}}{\psi} \right), \quad k = \frac{D_w}{D_{L0}}. \quad (8)$$

З врахуванням рівняння (2) після деяких перетворень для визначення концентрацій \bar{X}_L одержимо:

$$X_L = -38,85 + 38,98 \left(\frac{1 - \frac{\bar{z}}{\psi}}{k} \right)^{-0,78}. \quad (9)$$

Використовуючи залежність (9), можна визначити середнє значення концентрації в біоплівці \bar{X}_{cp} за формулою:

$$X_{Lcp} = \frac{1}{\delta} \int_0^{\delta} X_L(z) dz = -38,85 - 175,73 \psi k^{0,78} \left[\left(1 - \frac{1}{\psi} \right)^{0,22} - 1 \right], \quad (10)$$

де k — коефіцієнт масопереносу забруднень у рідинній плівці.

На підставі одержаних результатів з визначення концентрацій X_L і X_{Lcp} можна розрахувати концентрацію $\bar{X}_L = \frac{X_L}{X_{Lcp}}$ в основному рівнянні (7).

Після проведеного обґрунтування основне рівняння для обрахування і аналізу буде мати в безрозмірній формі такий вигляд:

$$\frac{d^2\bar{L}}{d\bar{z}} + \frac{1}{\bar{z} + \psi} \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} - \Phi^2 F(\bar{z}) \frac{\bar{L}}{\bar{K}_m + \bar{L}} = 0, \quad (11)$$

де $F(\bar{z}) = \frac{\bar{X}_L}{D_L}$, а відомий модуль Тіля буде визначатись за формулою:

$$\Phi = \sqrt{\frac{\mu_{\max} X_{Lcp} \delta^2}{Y L_a D_W}}. \quad (12)$$

Розв'язання рівняння (11) виконується за граничних умов

$$\text{при } \bar{z} = 0 \quad \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = -\beta_L (1 - \bar{L}), \quad (13)$$

$$\text{при } \bar{z} = 1 \quad \frac{d\bar{L}}{d\bar{z}} = 0, \quad (14)$$

$$\beta_L = k \frac{K_L}{D_W} \delta = \frac{K_L}{D_{L0}} \delta. \quad (15)$$

В результаті розв'язання рівняння (11) чисельними методами на основі розробленої програми побудовані розрахункові графіки і таблиці для визначення концентрацій на зовнішній поверхні біоплівки $L_z = L_{\delta 0} (z = 0)$ та на внутрішній поверхні біоплівки $L_z = L_{\delta 1} (z = \delta)$, а також графіки і таблиці для визначення зміни концентрацій L_z по товщині біоплівки z . Наведені на графіках і у таблицях результати розрахунків одержані для прийнятих різних, достатньо обґрунтованих характеристик $\beta_L, \Phi, \alpha_L, \psi$. Відповідні графіки і таблиці наведені в роботі [5]. Так, при визначенні параметра переносу забруд-

Таблиця 2. Результати розрахунку концентрацій $\bar{L}_{0\delta}$ і $\bar{L}_{\delta 1}$

$\bar{K}_{m_L} = \frac{K_{m_L}}{L_a}$		20	10	5	1	0,5	0,1
$\alpha_L = 2,5$	$\bar{L}_{0\delta}$	0,87	0,80	0,78	0,57	0,50	0,40
	$\bar{L}_{\delta 1}$	0,65	0,32	0,18	0,03	0,01	0,0
$\alpha_L = 9,5$	$\bar{L}_{0\delta}$	0,57	0,47	0,40	0,25	0,18	0,10
	$\bar{L}_{\delta 1}$	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00

нень рідинною плівкою приймається β_L згідно з рівнянням (15), а при визначенні модуля Φ прийнято $\Phi^2 = 1,25\alpha_L$, $\alpha_L = \frac{\mu_{\max} X_{Lcp} \delta^2}{\psi D_{L0} L_a}$ при різних значеннях $\psi = \frac{D_{L0}}{D_{L1}}$.

В якості прикладу наведена табл. 2, яка містить результати розрахунку концентрацій $\bar{L}_{0\delta} = \frac{L_{0\delta}}{L_a}$, $\bar{L}_{\delta_1} = \frac{L_{\delta_1}}{L_a}$, одержаних при значеннях параметрів $\beta_L = 5,2$ і $\psi = 3,0$.

Так як параметр β_L формується і залежить від складових, які визначаються структурою і характеристиками рідинної плівки (пограничного шару), то він не буде залежати від структури біоплівки. Тому для обох структур біоплівки значення коефіцієнта ефективної дифузії D_{L0} , згідно з існуючими рекомендаціями, приймаємо [2, 3]:

$$D_{L0} = 0,8 D_W. \quad (16)$$

Значимо, що одержані розрахункові графіки і таблиці враховують широкий можливий діапазон зміни основних параметрів.

Так, при їх побудові було використано і враховано широкий діапазон змін параметра \bar{K}_L в межах $\bar{K}_{mL} = 0 \div 20$, значення якого визначає межі прийнятих в моделях очищення стічних вод різних рівнянь кінетичних реакцій, зокрема, нульового і першого порядків.

Кінетика реакцій першого та нульового порядків в практичних розрахунках може відповідати відношенням $\bar{K}_{mL} = \frac{K_{mL}}{L_a} > 2 \div 3$ і $\bar{K}_m < 0,15 \div 0,2$, тобто, десь в межах $0,15 < \bar{K}_m < 3$ і при розрахунках необхідно приймати відоме нелінійне рівняння Моно. Також на результати вилучення органічних забруднень біоплівкою має вплив комплексний параметр α_L , який пов'язаний з модулем Тіля $\Phi = \sqrt{1,25\alpha_L}$. Більші значення α_L свідчать про більший вплив процесів реакції, ніж вплив процесів дифузії, що в цілому значно впливає на складність оцінки параметра α_L . Процеси масопереносу в стратифікованій біоплівці залежать також від коефіцієнта ефективної дифузії D_L , тобто від концентрації X_L , що враховано, як уже зазначалось, параметром $\psi = \frac{D_0}{D_{L1}\delta}$. Так, при $\psi > 1,5$ в зміні концентрацій на виході із біоплівки \bar{L}_{δ_1} згідно з проведеним теоретичним аналізом, значних змін не відбувається. В цілому аналіз теоретичних досліджень показав, що переважно вилучення субстрату відбувається на початковій ділянці біоплівки, яка складає наближено 20—25 % загальної товщини біоплівки δ .

Реалізація і використання стратифікованої моделі структури біоплівки дозволили нам провести порівняльний аналіз і оцінку одержаних в літературі багатьох досліджень з вилучення забруднень в процесі очищення в однорідній структурі біоплівки по її товщині.

ЦИТОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Beyenal H., Lewandowski Z. Modeling mass transport and microbial activity in stratified biofilms. *Chemical Engine. Science*. 2005. № 60. P. 4337—4348.
2. Elenter D., Milferstedt K., Zhang W., Hausner M., Morgenroth E. Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm. *Nat. Resour.* 2007. **41**. P. 4657—4671.
3. Henze M.M., van Loodsdresht M., Ekama G.A., Brdjanovic D. *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing, 2008. 511 p.
4. Lee M.W., Park I.M. One-dimensional mixed-culture biofilm model considering different space occupancies of particle components. *Water Res.* 2007. No. 1-41—1-44. P. 4317—4328.
5. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С., Курганська С.М. Аналіз і деякі рекомендації до розрахунку кисневого режиму в аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень зваженим і закріпленим біоценозом. *Наук. вісник будівництва*. 2016. № 3 (15). С. 177—184.

Надійшло до редакції 09.03.2023

REFERENCES

1. Beyenal, H. & Lewandowski, Z. (2005). Modeling mass transport and microbial activity in stratified biofilms. *Chemical Engine. Science*, № 60, pp. 4337-4348.
2. Elenter, D., Milferstedt, K., Zhang, W., Hausner, M. & Morgenroth, E. (2007). Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm. *Nat. Resour.*, 41, pp. 4657-4671.
3. Henze, M. M., van Loodsdresht, M., Ekama, G. A. & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing.
4. Lee, M. W. & Park, I. M. (2007). One-dimensional mixed-culture biofilm model considering different space occupancies of particle components. *Water Res.*, No. 1-41—1-44, pp. 4317-4328.
5. Oliyynyk, O. Ya., Airapetyan, T. S. & Kurganska, S. M. (2016). Analysis and recommendations before the rotting of the acidic regime in aeration tanks during the purification of waste water from organic pollutants with an suspended and fixed biocoenosis. *Sciences Bulletin of Building*, No. 3 (15), pp. 177-184 (in Ukrainian).

Received 09.03.2023

O.Ya. Oliyynyk

S.V. Telyma, <https://orcid.org/0000-0003-0109-0696>

Yu.I. Kalugin, <https://orcid.org/0000-0003-0720-0665>

Ye.O. Oliyynyk

Institute of Hydromechanics of the NAS of Ukraine, Kyiv

E-mail: sertelyma@gmail.com

THEORETICAL ANALYSIS OF WASTEWATER TREATMENT PROCESSES FROM ORGANIC POLLUTANTS WITH STRATIFIED BIOFILM

A mathematical model of biological purification of wastewater from organic pollutants in the conditions of an aeration tank with a fixed biocoenosis (biofilm of microorganisms) is given. At the same time the peculiarities of the formation and modeling of a complex stratified structure of a biofilm with variable processes and parameters and are taken into account on in particular the processes of mass transfer and concentration of microorganisms along its thickness are considered.

Keywords: *stratified model, biofilm, cleaning, organic pollution, concentrations.*