

ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНА БІОСОРБЦІЙНО-ФІЛЬТРАЦІЙНА ТЕХНОЛОГІЯ ПОПЕРЕДНЬОЇ АНАЕРОБНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

М. Г. Василенко

Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського
вул. Першотравнева, 20, м. Кременчук, 39600, Україна. E-mail: vasilenkomg@gmail.com

Визначено, що важливим кроком у підвищенні екологічної безпеки процесу біологічної очистки стічних вод стало використання іммобілізованої мікрофлори, яка доволіно формується на поверхні твердого носія. Переваги зазначеного підходу підтверджено широкою позитивною практикою впровадження триступеневої біосорбційно-фільтраційної (БІОСОФ) технології, при якій в кожному ступені здійснюється фільтрація стічної води через шар мілкозернистого завантаження, на поверхні якого формується іммобілізована мікрофлора. Показано визначну роль першого ступеня анаеробної попередньої очистки, який забезпечує видалення з вихідних стічних вод завислих речовин на 85-90% та зниження величини БСК на 75-85%. Обґрунтовано необхідність врахування частки органічних домішок стічних вод, що ендогенно споживаються іммобілізованою мікрофлорою. Виявлено основні параметри, що обумовлюють хід БІОСОФ-процесу, розроблено та досліджено його динамічну математичну модель і встановлено необхідні умови досягнення належної ефективності очистки стічної води.

Ключові слова: стічна вода, очистка, технологія БІОСОФ, математична модель.

ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНАЯ БИОСОРБЦИОННО-ФИЛЬТРАЦИОННАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЙ АНАЭРОБНОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

М. Г. Василенко

Кременчугский национальный университет имени Михаила Остроградского
ул. Первомайская, 20, г. Кременчуг, 39600, Украина. E-mail: vasilenkomg@gmail.com

Показано, что важным шагом в повышении экологической безопасности процесса биологической очистки сточных вод стало использование иммобилизованной микрофлоры, которая произвольно формируется на поверхности твердого носителя. Преимущества указанного подхода подтверждена широкой положительной практикой внедрения трехступенчатой биосорбционно-фильтрационной (БИОСОФ) технологии, при которой в каждой ступени осуществляется фильтрация сточных вод через слой мелкозернистой загрузки, на поверхности которого формируется иммобилизованная микрофлора. Отмечено определяющую роль первой ступени анаэробной предварительной очистки, который обеспечивает удаление из исходных сточных вод взвешенных веществ на 85-90% и снижение величины БПК на 75-85%. Обоснована необходимость учета доли органических примесей сточных вод, эндогенно потребляемых иммобилизованной микрофлорой. Выявлены основные параметры, обуславливающие ход БИОСОФ-процесса, разработана и исследована его математическая модель, а также установлены необходимые условия достижения должной эффективности очистки сточных вод.

Ключевые слова: сточная вода, очистка, технология БИОСОФ, математическая модель.

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Формування, з метою повернення до доквілля, зворотних вод є основним завданням очистки стічних вод, технологія та споруди якої, при гарантованому забезпеченні вимог до ефективності їх роботи, повинні одночасно бути економічно та екологічно досконалими.

Перша вимога потребує інтенсивних методів очистки, що обумовлює необхідність використання таких прискорювачів як реагенти, флокулянти, значних питомих енерговитрат тощо, забезпечуючи суттєве та економічно доцільне зменшення габаритів споруд очистки і розмірів території для їх розміщення.

Друга вимога орієнтована насамперед на використання природних чи природоподібних (і тому екологічно малонебезпечних) процесів, сприймаючи лише виключно такі методи їх прискорення і категорично відкидаючи прискорення засобами, що широко використовуються для забезпечення першої вимоги.

Можливість компромісного збалансування зазначених альтернативних вимог показана практикою технології біологічного очищення стічних вод, вод, яка історично була реалізована першою та залишається основним засобом захисту доквілля від забрудненості зворотних вод органічними домішками і, завдяки зусиллям в значній мірі і вітчизняних нау-

ковців та практиків [1], підтвердила свою ефективність і виявила перспективність з ряду позитивних напрямків:

- біотрансформації важкоокислюваних органічних забруднень при створенні сприятливих умов для утримання і накопичення в складі біоценозу активної мікрофлори таких специфічних мікроорганізмів, які здійснюють зокрема спряжені реакції співокислення;
- біологічного концентрування та видалення з води неорганічних забруднень, зокрема іонів важких металів;
- функціонування в умовах критичних значень рН, температури, концентрації токсичних домішок тощо;
- видалення азоту та фосфору, як основних біогенних елементів евтрофікації водою.

Важливим кроком у практичному використанні зазначених напрямків інтенсифікації та підвищенні екологічної ефективності процесу біологічної очистки було визнання та практичне впровадження позитивної ролі іммобілізованої мікрофлори, що цілеспрямовано формується на поверхні твердого дисперсного (насадки, волокна, пісок, гранули пінополістиролу, інші зернисті матеріали) носія [2], що розміщується у біореакторі.

В біореакторах з іммобілізованою мікрофлорою вона постає основним чи навіть єдиним чинником ефективного видалення органічного забруднення вихідних вод, яке по суті є для біомаси продуктом споживання, забезпечуючи розвиток та підтримку життєдіяльності біоценозу у товщі завантаження очисної споруди.

Контроль поверхні гранул адсорбційно різноактивного завантаження виявив [3], що вона покривається шаром біоплівки, товщина якої становить від 8 мкм до 2 мм і залежить насамперед від концентрації забруднень у вихідній воді та режиму регенерації завантаження біореактора. Видалення органічних забруднень води в таких спорудах є виключно наслідком цілеспрямовано організованої життєдіяльності мікроорганізмів, іммобілізованих на поверхні практично інертного до забруднень, матеріалу.

При використанні у якості завантаження біореактора адсорбційно активного матеріалу, зокрема гранульованого активованого вугілля, на поверхні якого формується іммобілізована біоплівка, видалення органічних домішок принципово може бути результатом [4] як діяльності мікроорганізмів, так і адсорбції забруднень ділянками поверхні гранул активованого вугілля, вільними від біоплівки.

Безперечні переваги іммобілізованої мікрофлори сприяли широкому впровадженню технологій її використання і зумовили потребу поглибленого вивчення закономірностей і особливостей її функціонування та застосування.

Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського цілеспрямовано проводить з цього напрямку системні дослідження, результатом яких стало теоретичне обґрунтування та широке вітчизняне і міжнародне впровадження біосорбційно-фільтраційної (БІОСОФ) технології водоочистки [5].

Мета досліджень полягає у розробці, обґрунтуванні та технологічному аналізі математичної макромоделі очистки стічних вод у анаеробному біореакторі з мікрофлорою, іммобілізованою на його зернистому завантаженні.

МАТЕРІАЛИ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.
Технологія БІОСОФ орієнтована на глибоку, до 3..5 мг/дм³ за величиною БСК та до 1..3 мг/л за концентрацією завислих речовин, очистку стічних вод і конструктивно реалізована в компактному блоці (рис. 1).

Кожен блок БІОСОФ включає три послідовних ступеня (анаеробну, аеробну, аноксидну) біологічної очистки, в кожному з яких відокремлено реалізовано процес фільтрування стічної води через шар легкого мілкозернистого пінополістирольного завантаження, на поверхні гранул якого природним шляхом формується та іммобілізується мікрофлора, склад якої відповідає цілеспрямовано створеним технологічним умовам та характеристикам стічної води у відповідному ступені її очистки.



Рисунок 1 – Споруди (два блоки БІОСОФ) глибокої очистки 150 м³/добу побутових стічних вод

Блок включає три послідовних ступеня (анаеробну, аеробну, аноксидну) біологічної очистки, в кожному з яких реалізовано процес фільтрування стічної води через шар легкого мілкозернистого завантаження, на гранулах якого природним шляхом формується та іммобілізується мікрофлора, склад якої відповідає умовам та характеристикам стічної води у відповідному ступені її очистки.

Фільтраційне рішення усуває потребу у відстійниках (для первинного відстоювання або відділення активного мулу в системах очистки з аеротенками чи надлишкової біоплівки в системах з біофільтрами) і створює близькі до ідеальних умов бажаної міжступеневої сукцесії мікрофлори, а також забезпечує вже на першому ступені очистки практично повне затримання механічних домішок побутової стічної води, які становлять (табл. 1) ліву частку її біологічно окислюваних забруднень [6].

Таблиця 1 – Дисперсний склад забруднень побутових стічних вод

Група дисперсності	Кількісна доля (в %) забруднень за показниками:					
	маси	БСК	ХСК	жиру	білку	вуглев
Грубі сусп.	27	59	60	48	16	12
Тонкі сусп.	7	16	10	21	19	21
Колоїди	16	15	11	17	53	57
Розчини	50	10	19	14	12	10

Важливість першого анаеробного ступеню технології БІОСОФ для загальної ефективності біологічної очистки обумовлена не лише тим, що з вихідної стічної води майже на 90% видаляються грубі та тонкі суспензії і відповідно понад 70% органічних речовин, які становлять такі базові компоненти її забрудненості як БСК та ХСК.

Суттєвим насамперед є те, що відпадає потреба подальшого енерговитратного аеробного біологічного окислення фільтраційно видалених суспензій органічних домішок, середня швидкість окислення яких ($k = 0,09 \text{ год}^{-1}$) екстремально низька порівняно з швидкістю окислення наявних у стічній воді органічних забруднень інших груп дисперсності - колої-

дно ($k = 0,22 \text{ год}^{-1}$) чи молекулярно або іонно розчинених ($k = 0,33 \text{ год}^{-1}$) речовин [7].

Екологічна перевага анаеробного процесу, порівняно з аеробним, полягає у зменшенні питомих енерговитрат щонайменше на 2 кВт·год/кг зниження ХСК стічної води [8]. та опосередковано уникнення надходження у довкілля забруднень від виробництва зекономленої електроенергії [9].

Тривалість контакту стічної води з мікрофлорою, іммобілізованою на розвиненій поверхні метровою шару мілкозернистого фільтраційного завантаження кожного ступеню очистки, при гідравлічному навантаженні біореактора $72..20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ становить 10..35 хвилин, що майже на півтора порядки менше тривалості очистки в аеротенках, але суттєво перевищує аналогічний технологічний показник високонавантаженого біофільтра, що сприяє ефективності очистки.

Такий висновок не видається несподіваним, якщо проаналізувати відому [10] експериментальну залежність середньої тривалості τ (хвилин) перебування стічної води в товщі крупнозернистого завантаження біофільтра:

$$\tau = 5Hq^{-0,412}, \quad (1)$$

де H - висота завантаження біофільтра, м; q - гідравлічне навантаження на біофільтр, $\text{м}^3/\text{м}^2$ на добу.

При $H = 4 \text{ м}$ і $q = 20 \text{ м}^3/\text{м}^2$ добу отримуємо тривалість $\tau = 5,8$ хвилин контакту стічної води з іммобілізованою мікрофлорою біофільтра, що виявляється цілком достатнім для здійснення в споруді коагуляційно-сорбційних процесів, принаймні як першої стадії біохімічної очистки.

Такий результат за сутністю обумовлений тим, що швидкість біохімічного процесу очистки, як реакції другого порядку [11], визначається добутком між молярною концентрацією біомаси C_m , молярною концентрацією C_s її продукту споживання (субстрату, основною компонентою якого є органічні домішки стічної води) і константою k швидкості їх взаємодії

$$v = k[C_m][C_s]. \quad (2)$$

Суто математично, швидкість реакції «мікроорганізм-субстрат» має чітко визначений ймовірносний характер [9], в якому:

$[C_m]$ - ймовірність $P(m)$ знаходження мікроорганізму в певній точці простору біореактора;

$[C_s]$ - ймовірність $P(s)$ знаходження молекули субстрату в тій же точці активного простору біореактора;

k - ймовірність $P(k)$ того, що «зустріч» мікроорганізму та субстрату в одній просторовій точці призведе до взаємодії (реалізації відповідної біохімічної реакції) між ними.

Таким чином, в термінах ймовірності можливість елементарного акту реакції(2), матиме вигляд

$$P = P(k)P(m)P(s), \quad (3)$$

обчислений добутком ймовірностей її складових.

З оглядом на зазначене, постає очевидним, що іммобілізація мікроорганізму та/або адсорбція субстрату на макродисперсному, порівняно з їх розмірами, матеріалі завантаження суттєво прискорить реакцію, оскільки зафіксоване положення агента реакції означає повну ймовірність $P(m)=1$ його знаходження в даній точці простору біореактора.

Для порівняння, при концентрації $C_m = 300 \text{ мг/л}$ органічних домішок стічної води і концентрації активного мулу в аеротенку $C_s = 4 \text{ г/л}$ відповідні ймовірності орієнтовно будуть становити $P(s)=3 \cdot 10^{-4}$ та $P(m) = 4 \cdot 10^{-3}$ і при константі $k \approx 1$ ймовірність реакції $P \approx 12 \cdot 10^{-7}$. При іммобілізації мікрофлори значення $P(m)$ становить одиницю, що, відповідно формулі (3), свідчить про потенційну можливість значного ($P \approx 3 \cdot 10^{-3}$) прискорення біохімічної реакції взаємодії «мікроорганізм-субстрат» біохімічної реакції взаємодії «мікроорганізм-субстрат» очистки стічної води від наявних в ній органічних забруднень.

Очікувану перешкодою реалізації анаеробної біосорбційно-фільтраційної попередньої очистки стічних вод постає можливість швидкого замулення завантаження біореактора, що спонукатиме до частотої його регенерації.

Зважаючи на значну забрудненість вихідної стічної води механічними домішками (завислими речовинами), її фільтрування потребувало створення умов для достатньої (практично не менше 6-и годин) тривалості міжрегенеративної роботи завантаження біореактора та вирішення проблеми утилізації отриманих промивних вод.

Класично нормативна промивка фільтраційного завантаження проводиться пропуском через нього очищеної води протягом 15..20 хвилин з швидкістю 54..72 м/год [12], що обумовить отримання в середньому 18 м^3 промивних вод з кожного м^2 фільтраційної поверхні біореактора.

Крім того виявилось, що промивка обумовлює суттєве післяпромивне погіршення якості очистки протягом тривалого часу, необхідного для поновного накопичення біореактором іммобілізованої мікрофлори, надлишково видаленої при регенерації його фільтраційного завантаження.

Експериментально визначено та тривалою виробничою практикою підтверджено, що здійснення фільтрування в напрямку «знизу-вверх» і застосування короткочасної імпульсної (тривалістю 1 хв та інтенсивністю $10 \text{ л/м}^2\text{с}$) промивка біореактора забезпечує практично повне відновлення фільтраційної і збереження очисної здатності його легкого пінополістирольного мілкозернистого завантаження, виконаного з гранул середнього діаметра 2 мм та

коефіцієнтом неоднорідності біля 2,5. В результаті питомий об'єм промивних вод зменшився до $0,6 \text{ м}^3/\text{м}^2$.

При висхідному, з швидкістю 2..4 м/год, фільтруванні вихідної стічної води через 0,7 метровий шар гранульованого пінополістирольного завантаження тривалість фільтроциклу анаеробного біореактора становила декілька діб, зокрема завдяки дії іммобілізованої анаеробної мікрофлори, приріст і накопичення якої становить лише 5..10% маси вилучених та спожитих нею органічних компонентів забруднень.

Обґрунтування розглянутих та встановлення інших ефектів і закономірностей процесу очистки стічної води в біореакторах з іммобілізованою мікрофлорою потребує розробки його механізму та формування і аналізу відповідної математичної моделі. При цьому в першому наближенні різноманітний у видовому сенсі склад іммобілізованої мікрофлори варто оцінювати через її загальну масу та константу швидкості росту, нехтуючи внутрішньо міжвидовими відносинами виду «хижак-жертва» та процесами «відмирання».

Зазначені спрощення, не впливаючи на загальну оцінку ефективності очистки, дещо нівелюють очевидну перевагу іммобілізації мікрофлори, якою є уповільнення «вимивання» її очищеною водою і створення умов для підтримки в біореакторі екстремально високої концентрації біомаси, що зокрема сприяє накопиченню мікроорганізмів з малою швидкістю росту, але здатних до споживання важкоокислюваних забруднень.

Механізм процесу очистки також потребує врахування витрат органічних домішок (субстрату) стічної води на підтримку життєдіяльності (ендогенне споживання) мікрофлори.

Таким чином, в цілому макромодель механізму очистки можна виразити двома феноменологічними балансними рівняннями матеріального балансу в біореакторі за проміжок часу $d\tau$:

- мікрофлори

$$V_i dx_i + V_r dx_r = Q_o x_o d\tau + \mu_i x_i V_i d\tau + \mu_r x_r V_r d\tau - Q_k x_k d\tau; \quad (4)$$

- субстрату

$$V_i ds_i + V_r ds_r = Q_o s_o d\tau - \frac{\mu_i}{y_i} x_i V_i d\tau - \frac{\mu_r}{y_r} x_r V_r d\tau - Q_k s_k d\tau, \quad (5)$$

де V - функціональні об'єми біореактора, м^3 ;

x - концентрація біомаси, $\text{г}/\text{м}^3$;

Q - витрати стічних вод, $\text{м}^3/\text{год}$;

μ - швидкість приросту біомаси, $1/\text{год}$;

s - концентрація субстрату, $\text{г}/\text{м}^3$;

y - економічний коефіцієнт споживання субстрату біомасою, $\text{г}/\text{г}$;

o, i, r - позначають належність індексованих величин рівнянь відповідно показників вхідної води та об'єму інертного завантаження і стічної води у біореакторі.

Враховуючи, що загальний об'єм біореактора $V = V_i + V_r$, при пористості ε інертного завантаження визначимо $V_i = (1 - \varepsilon)V$ та $V_r = \varepsilon V$.

Прийнявши, що $Q_o = Q_k = Q$; $s_r = s_k = s$; $x_r = x_k = x$; $s_i = k_a s$; $x_i = k_i x$ та розділивши рівняння (4) і (5) на $V \cdot d\tau$, після ряду перетворень отримаємо систему диференціальних рівнянь

$$\begin{cases} [k_i(1 - \varepsilon) + \varepsilon] \frac{dx}{d\tau} = Dx_o + \\ + [\mu_i k_i(1 - \varepsilon) + \mu_r \varepsilon - D]x \\ [k_a(1 - \varepsilon) + \varepsilon] \frac{ds}{d\tau} = D(s_o - s) - \\ - [\frac{\mu_i}{y_i} k_i(1 - \varepsilon) + \frac{\mu_r}{y_r} \varepsilon]x \end{cases} \quad (6),$$

в яких коефіцієнт розбавлення $D = Q/V = 1/T$ є зворотною величиною тривалості очистки стічної води у біореакторі з іммобілізованою мікрофлорою, а величини k_i та k_a - відповідно коефіцієнти іммобілізації мікрофлори та адсорбції субстрату на інертному носії.

Економічні коефіцієнти визначаються як $1/y_i = 1/y_{e,i} + m_i/\mu_i$ та $1/y_r = 1/y_{e,r} + m_r/\mu_r$, а швидкості приросту мікрофлори в біореакторі - за

$$\text{виразами } \mu_i = \frac{\mu_{m,i} k_i s}{K_{s,i} + k_i s}, \quad \mu_r = \frac{\mu_{m,r} s}{K_{s,r} + s}, \quad \text{в яких}$$

можна прийняти $y_{e,i} = y_{e,r} = y_e$; $m_i = m_r = m$;

$\mu_{m,i} = \mu_{m,r} = \mu_m$; $K_{s,i} = K_{s,r} = K_s$, оскільки видовий склад іммобілізованої та незакріпленої мікрофлор практично ідентичний і тому кількісно однакові для них відповідно питомі використання субстрату на приріст біомаси, питомі споживання на життєдіяльність біомаси, максимальні швидкості приросту біомаси і константи насичення її приросту [13].

Сукупне врахування зазначених вище умов дозволяє отримати кінцевий вигляд математичної моделі біореактора з іммобілізованою мікрофлорою

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{dx}{d\tau} &= \frac{Dx_0 + \left\{ \mu_m s \left[\frac{k_a k_i (1-\varepsilon)}{K_s + k_a s} + \frac{\varepsilon}{K_s + s} \right] - D \right\} x}{k_i (1-\varepsilon) + \varepsilon} \\ \frac{ds}{d\tau} &= \frac{D(s_0 - s) - \left\{ \frac{\mu_m s}{y_e} \left[\frac{k_a k_i (1-\varepsilon)}{K_s + k_a s} + \frac{\varepsilon}{K_s + s} \right] + m[k_i (1-\varepsilon) + \varepsilon] \right\} x}{k_a (1-\varepsilon) + \varepsilon} \end{aligned} \right. \quad (7)$$

Аналіз отриманих рівнянь дозволяє зробити ряд важливих висновків щодо технології водоочистки з іммобілізованою мікрофлорою:

1. Умови застосування, адсорбційно активних носіїв іммобілізованої мікрофлори.

При стаціонарному процесі очистки ліві частини цих рівнянь будуть нульові, що дозволяє, для умови $x_0 \approx 0$ та при очевидних значеннях $\mu_m, s, x, k(1-\varepsilon) + \varepsilon > 0$, визначити рівноважні величини розбавлення у біореакторі з адсорбційно активним завантаженням

$$D = \mu_m s \left[\frac{k_a k_i (1-\varepsilon)}{K_s + k_a s} + \frac{\varepsilon}{K_s + s} \right] \quad (8)$$

та класичного біореактора (без відповідного завантаження)

$$D_k = \frac{\mu_m s}{K_s + s} \quad (9)$$

Порівняльна ефективність E функціонування біореактора (ступінь збільшення його продуктивності в режимі з гранульованою фільтраційною насадкою D і без неї D_k) в припущенні рівності кінетичних параметрів μ_m, K_s наведених вище рівнянь Моно [13] та забрудненості s_0, s відповідно вихідної і очищеної води становить [14]

$$E = \frac{D}{D_k} = k_i \cdot (1-\varepsilon) \cdot \frac{K_s + s}{\frac{K_s}{k_a} + s} + \varepsilon \quad (10)$$

2. Ступінь покриття поверхні носія іммобілізованою біомасою.

Можна стверджувати, що в значній мірі інактивація адсорбційної здатності носія обумовлена покриттям частини його поверхні іммобілізованою біомасою.

На рис. 2 для біологічно активної частини іммобілізованої біореактором біоплівки, середня густина якої $\rho = 1000 \text{ кг/м}^3$ і товщиною $\delta_i = 8 \text{ мкм}$ (нижня

крива) та $\delta_i = 20 \text{ мкм}$ (верхня крива), показано розрахунково визначену її критичну питому концентрацію (в кг/м^3 завантаження), при якій досягнуто повне покриття та блокування поверхні f носія (яка розраховується за виразом $f = 6(1-\varepsilon)/d_i$) для ряду значень еквівалентного d_i діаметра його гранул.

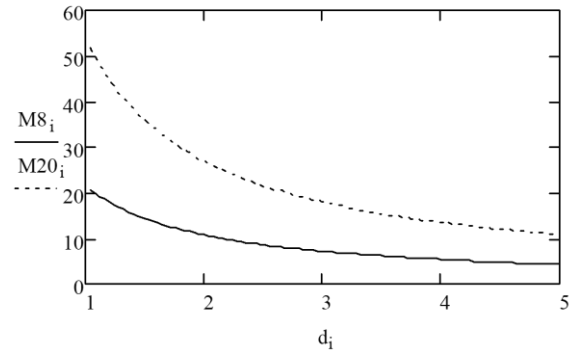


Рисунок 2 – Критична питома біомаса біореактора

Очевидно, що вплив адсорбційної здатності носія утримувати субстрат визначається виключно останнім співмножником першого члену рівняння (10) при незмінних значеннях інших параметрів впливу.

З оглядом на таку обставину, доцільно виразити цей співмножник як

$$E_p = f\left(k_a, \frac{s}{K_s}\right) = \frac{1 + \frac{s}{K_s}}{\frac{1}{k_a} + \frac{s}{K_s}} \quad (11)$$

Прийнявши в рівнянні (11) s/K_s як ступінь відносної якості очистки води від органічних забруднень та, аналізуючи це рівняння, можна відмітити, що адсорбція забруднень завантаженням біореактора особливо істотно впливає на ефективність його роботи при низьких залишкових концентраціях цих забруднень в очищеній воді. Тому в таких випадках доцільно використовувати завантаження з матеріалів, сорбційно активних (зокрема таких як активоване вугілля) по відношенню до забруднень води.

При відносно значних залишкових концентраціях забруднень в очищеній воді, вплив на роботу біореактора їх адсорбції завантаженням практично зникає і тому можна застосовувати завантаження з адсорбційно інертних і дешевих матеріалів, здатних лише до іммобілізації біомаси на своїй поверхні.

Наведені в табл. 2 результати [15] дослідження роботи біосорберів з адсорбційно різними видами завантаження, поверхня гранул яких вкрита іммобілізованою біоплівкою, підтверджують незначний вплив його адсорбційної здатності на якість очистки концентрованих стічних вод.

Таблиця 2 – Показники роботи біореактора

Показники очистки, мг/л	Біореактор заповнює		
	пісок	керамзит	акт. вугілля
ХСК стічної води, мг/л	4482	4482	4482
ХСК очищеної води, мг/л	992	1008	943
Ефект очистки, %	77,9	77,6	78,9
Навантаження по ХСК, кг/(м ³ добу)	5	5	5

Оскільки у випадках адсорбційно малоактивних піску та керамзиту видалення органічних забруднень здійснюється виключно лише за рахунок життєдіяльності мікроорганізмів, іммобілізованих на поверхні інертного матеріалу, практична рівність навантаження трьох біосорберів по ХСК свідчить про аналогічний механізм очистки і для випадку активованого вугілля, поверхня гранул якого заблокована іммобілізованою на ній біоплівкою.

Визначення такої рівноважної концентрації та порівняння її з критичною дозволяє обґрунтовано оцінити міру інактивації адсорбційної активності носія іммобілізованою мікрофлорою.

Отримані залежності можуть свідчити, що повне блокування біоплівкою поверхні крупногранульного завантаження звичайних біофільтрів практично гарантовано через відносно незначну (при $d_i \geq 25$ мм [10] $f \leq 144$ м²/м³ завантаження) величину його питомої поверхні.

Стосовно мілкодисперсного носія, досягнення критичної питомої концентрації біомаси потребує значного її накопичення, перешкодою якому може бути або швидке суто гідравлічне замулення біореактора і потреба його передчасної промивки, або недостатня рівноважна концентрація іммобілізованої біомаси, що формується і підтримується у споруді при встановлених робочих параметрах її функціонування.

3. Рівноважна концентрація іммобілізованої мікрофлори у біореакторі.

Рівноважна концентрація біомаси Xr , яка формується у біореакторі за умови стаціонарного режиму його роботи ($dx/d\tau = ds/d\tau = 0$) при постійній забрудненості s_0 стічної води, визначається через оцінку потреб субстрату на приріст біомаси мікроорганізмів та врахування наведеної вище ендогенної складової m біопроцесу – питомої витрати органічних забруднень на енергетичну підтримку життєдіяльності біомаси.

$$Xr = [k_i(1 - \varepsilon) + \varepsilon]x. \quad (12)$$

Рішення системи (7) рівнянь свідчить, що рівноважний стан роботи біореактора встановлюється при дотриманні у очищеній воді концентрації біомаси

$$x = \frac{(s_0 - s)}{\frac{1}{y_e} + \frac{m}{D}[k_i(1 - \varepsilon) + \varepsilon]}, \quad (13)$$

та при значенні розбавлення

$$D = \mu_m \left[\frac{k_a k_i (1 - \varepsilon)}{K_s + k_a s} + \frac{\varepsilon}{K_s + s} \right] s. \quad (14)$$

Доречно зауважити, що при певних умовах роботи біореактора постає можливість отримати близький до нульового приріст біомаси, оскільки практично всі органічні домішки будуть використані нею виключно на власне ендогенне споживання.

Знання таких умов дозволить спрямувати зусилля на забезпечення умов роботи біореактора з мінімальним вмістом надлишкової біомаси у вихідній воді.

4. Умови нульового приросту біомаси.

Оскільки співвідношення між частинами субстрату, що витрачаються на приріст біомаси та ендогенне споживання зменшується з її іммобілізованим накопиченням, теоретично існують умови, при яких приріст буде нульовим.

Таким чином, питоме споживання органічних забруднень на дійсний приріст біомаси μ_p визначається як їх теоретичне споживання на приріст за мінусом ендогенного споживання

$$\frac{\mu_p}{y} = \frac{\mu_m}{y} \cdot \frac{s}{K_s + s} - m \Rightarrow \quad (15)$$

$$\mu_p = \mu_m \cdot \frac{s}{K_s + s} - m \cdot y$$

При відсутності приросту біомаси $\mu_p = 0$ і з рівняння (15) знаходимо рівноважну концентрацію s_k , при якій забезпечується створення зазначених умов

$$s_k = m y K_s / (\mu_m - m y) \quad (16)$$

Рівнянням (13) свідчить не лише про можливість близького до нульового приросту біомаси, а навіть можливість негативного його значення, що певною мірою може бути пов'язано з відомим явищем лізису, коли за відсутності у біореакторі достатньої кількості споживних речовин спостерігається часткове відмирання біомаси та її використання живими мікроорганізмами в якості продукту харчування.

Остання обставина створює умови для процесу деструктивної утилізації надлишкової біомаси, що потенційно можна розглядати і використовувати для здійснення безпромивної регенерації завантаження біореактора.

Виробничі дослідження та експлуатація підтвердили [16] основні показники роботи анаеробного ступеня технології БІОСОФ, зокрема:

- значну, понад 1,5 місяці, тривалість фільтроциклу при гідравлічному навантаженні до $3 \text{ м}^3/\text{м}^2$ за годину та втраті до 1,3 м тиску в завантаженні;
- достатність короткочасної хвилинної промивної, інтенсивністю $10 \text{ л}/\text{м}^2\text{с}$, регенерації завантаження для поновлення його фільтраційної здатності;
- якісну і статистично кількісну відповідність розрахункових за отриманою моделлю показників очищеної води їх фактичним значенням

ВИСНОВКИ. Широкому впровадженню екологічно доцільної попередньої анаеробної очистки стічних вод сприяє розробка та позитивний досвід експлуатації технології БІОСОФ з використанням іммобілізованої мікрофлори.

Обґрунтовано необхідність врахування частки органічних домішок стічних вод, яка ендегенно споживається іммобілізованою мікрофлорою.

Розроблена математична макромодель біосорбційно-фільтраційного анаеробного процесу дозволила встановити параметри, які обумовлюють механізм його дії, та виявити закономірності, ефекти і умови їх досягнення.

Отримано математичні вирази для розрахунку рівноважної концентрації біомаси у біореакторі та оцінки ступеня покриття нею поверхні гранул завантаження.

Виявлено, що адсорбційно активне завантаження біореактора доцільне при потребі високої якості очищеної води і при наявності значної, не покритої біоплівкою, поверхні гранул завантаження.

ЛІТЕРАТУРА

1. Воронов Ю. В., Яковлев С. В. Водоотведение и очистка сточных вод. Москва : Изд-во АСВ, 2006. 704 с.
2. Гвоздяк П. І. Біохімія води як перспективний науковий напрям. *Вісник НАН України*. 2006. № 9. С. 21–23.
3. Николаев Ю. А., Плакунов В. К. Биопленка – «город микробов» или аналог многоклеточного организма? *Микробиология*. 2007. Т. 76, № 2. С. 149–163.
4. Клименко Н. А., Невинная Л. В. Оценка биодеградируемости ПАВ в процессе биофильтрации через активный уголь. *Экологические проблемы*

производства и потребления ПАВ: Сб. МГТУ: Москва, 2007. С. 38–40.

5. Артамонов В. В. Системный анализ биохимической очистки стічних вод. *Проблемы создания новых машин и технологий*: Научн. тр. Кременчугского государственного политехнического ун-та: Кременчуг, Вып. /2000 (8). С. 573–575.

6. Hunter J. V., Henkelekan H. The composition of domestic sewage fractions. *J. Water Pollut. Control Federat.* 1965. 37, № 8. С. 1142–1163.

7. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод : монографія. Рівне : НУВГП, 2013. 291 с.

8. Калмыков А. А. Применение энергоэффективных технологий очистки сточных вод: пути решения и проблемы реализации *Водоснабжение и санитарная техника*. 2017. № 2. С. 66–72.

9. Артамонов В. В., Василенко М. Г., Бахарев В. С., Козарь Л. М. Системный анализ экологического влияния антропогенной деятельности. *Научный журнал «Экологическая безопасность»: Кременчугский национальный университет имени Михаила Остроградского*. Кременчук: КрНУ, 2016. Выпуск 2/2016 (22). С. 15–20.

10. ДБН В.2.5-75:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. Київ : Мінрегіон, 2013. 128 с.

11. Северин Е. С., Алейникова Т. Л., Осипов Е. В., Силаева С. А. Биологическая химия. – Москва : МИА, 2008. 364 с.

12. Водовідведення та очистка стічних вод міста. О. А. Василенко та ін. Київ-Харків, 2012. 538 с.

13. Париханский А. П. Эндогенная система питания многоклеточных организмов. *Успехи современного естествознания*. 2006. № 2. С. 76–77.

14. Василенко М. Г. Моделирование очистки воды в биосорбере с псевдооживленной загрузкой. *Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки*. Київ, 2005. С. 85–91.

15. Фомин С. Н., Коробко М. И. Очистка бытовых сточных вод двухступенчатым фильтрованием. Хабаровск, 2000. 65 с.

16. Василенко М. Г. Виробничі дослідження біосорбційно-фільтраційної технології попередньої очистки побутових стічних вод. Тези наукових доповідей всеукраїнської науково-технічної конференції молодих учених і спеціалістів «Актуальні проблеми життєдіяльності суспільства». Кременчук, 2008. 112–113 с.

ENVIRONMENTALLY SAFE BIOSORBITION-FILTRATION TECHNOLOGY OF PRELIMINARY ANAEROBIC SEWAGE TREATMENT

M. Vasilenko

Kremenchuk Mikhailo Ostrohradskiy National University
vul. Pershotravneva, 20, Kremenchuk, 39600, Ukraine.
E-mail: vasilenkomg@gmail.com

Purpose. The purpose of the article is to develop, substantiate and analyse technologically the mathematical macromodel of sewage treatment in anaerobic bioreactor with microflora immobilized on its grainy loading. The widespread introduction of environmentally appropriate preliminary anaerobic sewage treatment is facilitated by the development and positive experience of exploiting the BIOSOF technology with the use of immobilized microflora.

Methodology. Mathematical model is formed by a system of differential equations of material balances of two sewage components: its organic contaminations which limit the activity of microorganisms, and their total mass, formed during the bioreactor operation. The kinetics of biochemical process of organic contaminant consumption by microorganisms

is described by the Mono model. **Results.** The mathematical macromodel of the process of biological sewage treatment in anaerobic bioreactor with microflora immobilized on the surface of its fine-grained loading was obtained. The coefficients of microflora immobilization and organic contaminants adsorption on the carrying agent surface are proposed. The parameters that determine the effectiveness of the bioreactor operating and terms for selecting the carrying agent characteristics, minimize the biomass increase and calculate its equilibrium concentration are determined. The model correspondence to the results of the production operation of bioreactors for biosorption-filtration technology of sewage treatment is shown. **Originality.** One of the features of mathematical modeling is taking into account biomass accumulation in bioreactor due to its immobilization on a fine-grained carrying agent, as well as determination of the proportion of organic contaminants endogenously consumed by biomass. **Practical value.** Theoretical substantiation of the well-known and newly discovered effects of biosorption-filtration (BIOSOF) sewage treatment technology is obtained and practical ways of their obtaining are determined. References 16, Table 2, Figures 2.

Key words: sewage, treatment, BIOSOF technology, mathematical model

REFERENCES

- Voronov, Yu. V., Yakovlev, S. V. (2006), "Water Disposal and Sewage treatment", Moscow, Publishing house ASV, 704 p.
- Gvozdyak, P. I. (2006), "Biochemistry of water [as a promising direction]", *Bulletin of NAS of Ukraine*, Vol. 9, p. 21-23.
- Nikolaev, Y. A., Plakunov, V. K. (2007), "Biofilm – "city of microbes" or an analogue of multicellular organism?", *Microbiology*, Vol. 76, №2. P. 149-163.
- Klimenko, N. A., Nevinnaya, L. V. (2007), "Estimation biodegradable surfactants in the process of biofiltration using active carbon", *Environmental problems of production and consumption of surfactants: Moscow State Technical University*, p. 38-40.
- Artamonov, V. V. (2000), "System analysis of biochemical wastewater treatment", *Problems of creating new machines and technologies: Scientific Works of Kremenchug State Polytechnic University*, Vol. 2000 (8), p. 573-575.
- Hunter, J. V., Henkelekan, H. (1965), "The composition of domestic seven fractions", *J. Water Pollut. Control Fed-erat.*, Vol. 37, №8, p. 1142-1163.
- Sable, L. A. (2013), "Physico-chemical and biological purification of highly concentrated wastewater", Rvne: NUVGP, 291 p.
- Kalmykov, A. A. (2017), "Application of energy-efficient technologies of wastewater treatment: solutions and problems of implementation of water", *Supply and sanitary technology*, Vol. 2, p. 66-72.
- Artamonov, V. V., Vasilenko, M. G., Bakharov, V. S., Kozar, L. M. (2016), "Systemic analysis of ecological influence of anthropogenic activity", *The scientific journal "Environmental Safety": Kremenchug Mikhailo Ostrohradskyi National University*, Vol. 2/2016 (22), p. 15-20.
- DBN V. 2.5-75: 2013, Sewerage. External networks and structures. The main provisions of the design. Kyiv: Ministry Of Regional Development, 128 p.
- Severin, E. S., Aleinikova, T. L., Osipov, E. V., Silaeva, S. A. (2008), "Biological chemistry", Moscow: MIA, 364 p.
- Vasilenko, O. A. (2012), "Wastewater disposal and urban wastewater treatment", Kyiv-Kharkiv, 538 p.
- Parikhansky, A. P. (2006), "Endogenous nutrition system of multi-cell organisms", *Successes of modern natural science*, Vol. №2, p. 76-77.
- Vasilenko, M. G. (2005), "Simulation of water treatment in biosorbent with fluid loading", *Problems of water supply, sanitation and hydraulics*, Kiev, p. 85-91.
- Fomin, S. N., Korobko, M. I. (2000), "Domestic sewage Treatment by two-stage filtration", Habarovsk, 65 p.
- Vasilenko, M. G. (2008), "Production studies of biosorption-filtration technology of pre-treatment of domestic wastewater", *Proceedings of scientific reports of all-Ukrainian scientific and technical conference of young scientists and specialists "Actual problems of life of society"*, p. 112-113.

Стаття надійшла 13.02.2019.