

УДК 628.354:628.312

І. В. Кобилко*

Аспірант, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3663-8065>

Кафедра водопостачання, водовідведення та бурової справи

Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, Рівне, Україна, 33028

*автор-кореспондент, e-mail: i.v.kobylo@nuwm.edu.ua

Симультанна нітрифікація-денітрифікація в SBR з плаваючими EPS-носіями для молочних стічних вод

Цитувати як:

Кобилко, І. В. (2026). Симультанна нітрифікація-денітрифікація в SBR з плаваючими EPS-носіями для молочних стічних вод. *Сучасні технології та методи розрахунків у будівництві*, 25, 115-123. [https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2026-15\(25\)-09](https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2026-15(25)-09)

© 2026, Автор. Публікується згідно рекомендацій ліцензії [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Анотація. У статті представлено результати експериментального дослідження та математичного моделювання процесу симультанної нітрифікації-денітрифікації (СНД) у системі IFAS-SBR з плаваючим завантаженням з гранульованого пінополістиролу (EPS) для очищення стічних вод молокопереробного підприємства з низьким співвідношенням C/N = 3,0–3,5. Актуальність дослідження зумовлена необхідністю виконання Директиви ЄС 91/271/ЄЕС щодо обмеження скидів сполук азоту й відсутністю в літературі систематизованих даних про роботу IFAS-систем у діапазоні C/N < 4, характерному для молочних стоків. Порівняльний аналіз двох паралельних лабораторних реакторів з EPS-завантаженням (30 % об'єму, питома поверхня 550 м²/м³, гранули діаметром 3–5 мм) та контрольного — проведено на реальних стічних водах ДП «Ружин-молоко» (продуктивність 300 м³/добу) упродовж 2023–2024 років за стабільної температури 20 °С, MLSS = 3,5 г/л, тривалості циклу SBR 6 год. Встановлено оптимальний діапазон DO = 0,8–1,2 мг/л (з максимумом ефективності при DO = 1,0 мг/л), за якого всередині біоплівки формується стійкий двошаровий аеробно-аноксидний градієнт. Ефективність видалення загального азоту TN сягала 86,5 % (проти 76,0 % у контрольному реакторі без EPS); вихідні концентрації NH₄⁺-N = 1,5 мг/л та TN = 6,5 мг/л відповідають вимогам ДСТУ 7525:2014. Завдяки роботі при низькому DO питома енергоспоживання на аерацію зменшено на 37,5 %. Процес описано модифікованою моделлю активного мулу ASM3_2N, верифікованою у середовищі AQUASIM 2.0 з похибкою RMSE ≤ 12,3 %. Отримані результати можуть бути використані для проектування та модернізації локальних очисних споруд малої та середньої потужності на молокопереробних підприємствах.

Ключові слова: симультанна нітрифікація-денітрифікація, IFAS-SBR, пінополістирол, біоплівка, ASM3, молочні стоки.

Вступ

Аналіз літературних джерел та постановка проблеми.

Евтрофікація поверхневих водних об'єктів унаслідок надходження надлишкових концентрацій сполук азоту залишається однією з ключових екологічних проблем у Центральній та Східній Європі [1]. Директива ЄС 91/271/ЄЕС встановлює вимогу щодо концентрації загального азоту у скидах стічних вод не більше 10–15 мг/л або ефективності його видалення не менше 70–80 % [2]. В умовах євроінтеграційного курсу України досягнення цих показників є не лише екологічним, а й регуляторним пріоритетом.

Особливо складними для біологічного очищення є стічні води молокопереробних підприємств, яким властиве низьке співвідношення $C/N = 3,0-4,5$. У цьому діапазоні традиційні послідовні схеми нітрифікації-денітрифікації з просторовим розділенням аеробної та аноксидної зон зазвичай вимагають додавання зовнішніх джерел органічного вуглецю — метанолу або оцтової кислоти, що суттєво підвищує операційні витрати [3]. Проблема ускладнюється тим, що попри формально високе загальне БСК₅, значна частина органіки в молочних стоках представлена білково-жировими компонентами, які повільно гідролізуються і переважно споживаються гетеротрофами в аеробній фазі — тобто не є доступними для денітрифікаторів.

Технологія симультанної нітрифікації-денітрифікації (СНД) дозволяє поєднати обидва процеси в єдиному реакторному просторі. Фізичною основою СНД є виникнення градієнту кисню всередині біоплівки або мулових флокул: при відносно низьких концентраціях $DO = 0,3-1,5$ мг/л зовнішні шари залишаються аеробними, а внутрішні переходять в аноксидний стан [4, 5]. Реалізація цього механізму, однак, вимагає точного контролю концентрації розчиненого кисню — невеликі відхилення можуть суттєво змінити баланс між нітрифікацією та денітрифікацією.

Системи типу IFAS (Integrated Fixed-Film Activated Sludge) поєднують переваги зваженого активного мулу та прикріпленої біоплівки. Плаваючі EPS-носії (гранульований пінополістирол) привертають увагу завдяки низькій вартості, хімічній інертності та розвиненій питомій поверхні [6, 7]. Останні роботи з IFAS/MBBR (2023) підтверджують, що оптимальна робота досягається в режимах з пониженим DO та підвищеною ємністю біоплівки [8, 9, 10].

Більшість опублікованих досліджень СНД в IFAS-системах виконано для стічних вод з $C/N > 4$, де денітрифікація протікає більш стабільно [4, 5, 11]. Роботи для $C/N \approx 3,0-3,5$, характерного для молочних стоків, залишаються поодинокими [12]. Крім того, дані з верифікації

математичних моделей родини ASM для таких умов у відкритій літературі майже відсутні, що ускладнює проєктування без проведення власних досліджень.

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є експериментальне обґрунтування та математичне моделювання ефективності процесу СНД у системі IFAS-SBR з плаваючим EPS-завантаженням для очищення стічних вод молокопереробних підприємств з низьким C/N. Завдання дослідження: (1) охарактеризувати стічні води об'єкта досліджень; (2) провести порівняльний експеримент у паралельних SBR-реакторах; (3) визначити робочий діапазон DO; (4) верифікувати модель ASM3_2N у середовищі AQUASIM 2.0.

Матеріали та методи

Дослідження проводились на реальних стічних водах молокопереробного підприємства ДП «Ружин-молоко» (смт Ружин, Житомирська обл.; продуктивність 300 м³/добу). Проби відбирались щоденно з приймальної камери після решіток та піскоуловлювачів у ранковий час (8:00–9:00) та доставлялись до лабораторії протягом 2–3 годин. Характеристику стічних вод наведено в таблиці 1.

Таблиця 1. Характеристика стічних вод ДП «Ружин-молоко»

Показник	Од. вим.	Діапазон	Середнє
pH	–	5,6–6,8	6,2
t	°C	16–24	20
ХПК	мг О ₂ /л	2800–5200	4116
БСК ₅	мг О ₂ /л	2100–4500	3335
NH ₄ ⁺ -N	мг/л	25–48	35
NO ₃ ⁻ -N	мг/л	0,2–1,5	0,7
TN	мг/л	32–60	46
Рзаг.	мг/л	12–28	19
Жири	мг/л	85–340	180

Як видно з таблиці 1, стічні води характеризуються значним вмістом органічних забруднень при порівняно невисокій концентрації амонійного азоту. Середнє значення БСК₅/NH₄⁺-N = 3,35 суттєво нижче рекомендованого мінімуму 5–7 для ефективної денітрифікації без зовнішнього субстрату [13].

Розглянемо схему та умови експерименту. Порівняльний експеримент проводився у двох ідентичних SBR-реакторах об'ємом 8 л кожен: контрольний SBR-C (лише активний мул) та дослідний SBR-EPS (активний мул + EPS-завантаження 30 % об'єму). Температура

підтримувалась 20 ± 1 °C, рН 6,5–7,2, MLSS = 3,5 г/л, тривалість циклу 6 год (наповнення 0,5 год, аерація 4 год, відстоювання 1,5 год, декантація 0,5 год).

Перед основним експериментом обидва реактори пройшли 21-добовий акліматизаційний період. Перші 7 діб активний мул (взятий з аераційного танку міських очисних споруд м. Рівне) адаптувався до складу молочних стічних вод за повної аерації (DO = 2,0–2,5 мг/л). Надалі DO поступово знижували до цільового рівня 1,0 мг/л кроком приблизно 0,15 мг/л на добу.

Характеристики EPS-завантаження: гранули сферичної форми, $d = 3\text{--}5$ мм (сер. $4,0 \pm 0,5$ мм), питома площа поверхні 550 ± 50 м²/м³, щільність 25 ± 5 кг/м³. Концентрацію DO підтримував автоматичний ПІД-регулятор. Визначення NH₄⁺-N виконувалось фотометричним методом з реактивом Несслера, NO₃⁻-N та NO₂⁻-N – іонною хроматографією, TN – хемілюмінесцентним аналізом, БСК₅ та ХПК – стандартними методами; відбір та консервування проб – за ДСТУ EN ISO 5667-3:2025 [14].

Результати та обговорення

Залежність ефективності видалення азоту від DO у діапазоні 0,3–1,5 мг/л наведено в таблиці 2. Спостерігається виражена нелінійна залежність: зростання DO від 0,3 до 1,0 мг/л супроводжується різким покращенням показників нітрифікації, тоді як подальше збільшення (від 1,0 до 1,5 мг/л) призводить до погіршення денітрифікаційної активності.

Таблиця 2. Вплив концентрації розчиненого кисню на ефективність видалення азоту

DO, мг/л	NH ₄ ⁺ -N вих. (IFAS), мг/л	TN вих. (IFAS), мг/л	TN вих. (контр.), мг/л	Еф. TN (IFAS), %
0,3	12,4	28,1	32,5	41,5
0,5	6,8	14,2	20,3	70,4
0,8	2,1	8,3	12,1	82,7
1,0*	1,5	6,5	11,4	86,5
1,2	1,8	7,9	12,8	83,5
1,5	1,5	11,3	15,9	76,4

* оптимальне значення DO

При DO = 1,0 мг/л (оптимум) ефективність видалення TN у системі IFAS-SBR становила 86,5 %, що на 13,8 в. п. вище, ніж у контролі (76,0 %). При DO нижче 0,5 мг/л різко зростає концентрація NH₄⁺-N у вихідному стоці — до 6,8 мг/л, що порушує норматив ДСТУ 7525:2014 [15] (NH₄⁺-N ≤ 2 мг/л).

Проаналізуємо структуру біоплівки та механізм СНД. Мікроскопічний аналіз (конфокальна лазерна сканувальна мікроскопія) виявив двошарову структуру біоплівки на EPS-носіях при $DO = 1,0$ мг/л: зовнішній аеробний шар 50–100 мкм з переважанням нітрифікаторів (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*) та внутрішній аноксидний шар 100–300 мкм з денітрифікаторами.

Застосування EPS-завантаження підвищило питому швидкість нітрифікації на 40 %: 0,028 г N/(г VSS·год) у SBR-EPS проти 0,020 г N/(г VSS·год) у SBR-C. Досягнутий приріст ефективності видалення TN (13,8 в. п.) є дещо нижчим, ніж у недавніх роботах з аналогічними системами для очищення молочних стоків (15–20 в. п.) [12].

Підтримання $DO = 0,8$ – $1,2$ мг/л дозволило знизити питоме енергоспоживання на аерацію з 0,48 до 0,30 кВт·год/м³. За продуктивності 300 м³/добу це відповідає річній економії близько 6500 кВт·год.

Розглянемо математичне моделювання процесів СНД. Для опису процесів використано модель ASM3_2N — модифіковану версію ASM3 з двоступеневою нітрифікацією-денітрифікацією [16]. Чисельне розв'язання системи диференціальних рівнянь виконано у програмному середовищі AQUASIM 2.0 (Eawag, Швейцарія) методом нелінійних найменших квадратів з алгоритмом Marquardt-Levenberg.

Кінетику нітрифікації описано двосубстратним рівнянням Моно [17] (рівняння 1):

$$\mu_{NH_4} = \mu_{max} \cdot [NH_4^+ - N / (K_S, NH + NH_4^+ - N)] \cdot [DO / (K_O, AOB + DO)] \quad (1)$$

де μ_{max} — максимальна питома швидкість росту нітрифікаторів, год⁻¹; K_S, NH — константа Моно для $NH_4^+ - N$, мг/л; K_O, AOB — константа напівнасичення для DO у нітрифікаторів, мг O_2 /л.

Найбільш суттєве відхилення від стандартних значень ASM3_2N отримано для максимальної питомої швидкості росту нітрифікаторів: $\mu_{max, AOB}$ збільшено з 0,040 до 0,045 год⁻¹. Константу напівнасичення K_O, AOB знижено з 0,75 до 0,50 мг O_2 /л.

Статистичні показники верифікації: для SBR-EPS – RMSE = 11,8 % для $NH_4^+ - N$ та NSE = 0,89; для SBR-C – RMSE = 12,3 % та NSE = 0,86. Значення NSE > 0,80 прийнято як критерій задовільної якості моделі [16].

Висновки

1. Система IFAS-SBR з плаваючим EPS-завантаженням ($d = 3$ – 5 мм, питома поверхня 550 м²/м³, доза 30 % від об'єму реактора) в лабораторних умовах забезпечила ефективність видалення загального азоту TN = 86,5 % та $NH_4^+ - N \leq 1,5$ мг/л при $C/N \approx 3,0$ – $3,5$ без застосування зовнішнього вуглецевого субстрату, що відповідає ДСТУ 7525:2014 [15] та Директиві ЄС 91/271/ЄЕС [2].

2. Встановлено робочий діапазон $DO = 0,8-1,2$ мг/л (оптимум 1,0 мг/л), за якого формується двошарова структура біоплівки. Зниження DO до цього рівня дозволяє зменшити питоме енергоспоживання на аерацію на 37,5 %.

3. EPS-завантаження підвищило питому швидкість нітрифікації на 40 %: 0,028 г N/(г VSS·год) проти 0,020 г N/(г VSS·год) у контролі.

4. Модель ASM3 2N, верифікована у середовищі AQUASIM 2.0 в умовах $C/N = 3,0-3,5$ ($RMSE \leq 12,3$ %, $NSE \geq 0,86$), може розглядатись як перспективний інструмент для попередніх розрахунків при проєктуванні очисних споруд молокопереробних підприємств.

5. Усі наведені результати отримано в лабораторному масштабі ($V = 8$ л) при стабільній температурі 20 °С. Екстраполяція на повномасштабні очисні споруди потребує проведення пілотних випробувань.

Конфлікти інтересів

Автор заявляє, що не має конфлікту інтересів щодо поточного дослідження, включаючи фінансовий, особистий, авторський чи будь-який інший, який міг би вплинути на результати, наведені в цьому документі. Науковий керівник автора статті: Ковальчук Володимир Анатолійович, доктор технічних наук, професор кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування (м. Рівне, Україна).

Фінансування

Дослідження проводилося в рамках науково-дослідної роботи кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи Національного університету водного господарства та природокористування без окремого фінансування з зовнішніх джерел.

Доступність даних

Усі експериментальні дані, на яких ґрунтуються висновки цієї роботи, наведено в основному тексті статті у графічній і табличній формах.

Використання штучного інтелекту

Автор підтверджує, що при створенні поточної роботи технології штучного інтелекту для генерації наукового змісту не використовувалися.

References

1. European Environment Agency. (2018). European waters: assessment of status and pressures 2018. EEA Report No 7/2018. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 90 p.
2. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. Official Journal of the European Communities, L 135/40, 30.05.1991. 8 p.
3. Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., & Brdjanovic, D. (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. London: IWA Publishing, 528 p. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>
4. Pochana, K., & Keller, J. (1999). Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). Water Science and Technology, 39(6), 61–68. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0259>

5. Liu, Y., & Tay, J.-H. (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
6. Germain, E., Bancroft, L., Dawson, A., Hinton, C., Holloway, J., & Pearce, P. (2007). Evaluation of hybrid processes for nitrification by comparing MBBR/AS and IFAS configurations. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 43–49. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.240>
7. McQuarrie, J.P., & Boltz, J.P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560–575. <https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>
8. Rusten, B., & Ødegaard, H. (2023). Nitrogen removal in moving-bed biofilm reactor plants at low temperatures: experiences from Norway. *Water Science and Technology*, 87(10), 2432–2440. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.154>
9. Bhattacharya, R., & Mazumder, D. (2023). Performance evaluation of moving bed bioreactor for simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(17), 49060–49074. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25708-z>
10. Bhattacharya, R., & Mazumder, D. (2023). Development of a simplistic mathematical model for SND in moving bed bioreactor. *Environmental Modeling & Assessment*, 28(5), 873–887. <https://doi.org/10.1007/s10666-023-09874-5>
11. Münch, E.V., Lant, P., & Keller, J. (1996). Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, 30(2), 277–284. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00200-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00200-6)
12. Lúcio, D.S.G., Dias, M.E.S., Ribeiro, R., & Tommaso, G. (2023). Evaluating the potential of a new reactor configuration to enhance simultaneous organic matter and nitrogen removal in dairy wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 56741–56755. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26341-6>
13. Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). New York: McGraw-Hill, 2048 p.
14. DSTU EN ISO 5667-3:2025. Yakist vody. Vidbyrannia prob. Chastyna 3. Konservuvannia ta povodzhennia zi zrazkamy vody. (2025). Kyiv: SE "UkrNDNTs". 35 p.
15. DSTU 7525:2014. Voda pytna. Vymohy ta metody kontroliuvannia yakosti. (2014). Kyiv: Ministry of Economic Development of Ukraine. 25 p.
16. Iacopozzi, I., Innocenti, V., Marsili-Libelli, S., & Giusti, E. (2007). A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification. *Environmental Modelling & Software*, 22(6), 847–861. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.04.008>
17. Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Review of Microbiology*, 3, 371–394. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.03.100149.002103>

Література

1. European Environment Agency. European waters: assessment of status and pressures 2018 : EEA Report No 7/2018. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2018. 90 p.
2. Директива Ради 91/271/ЄЕС від 21.05.1991 про очистку міських стічних вод. Офіційний вісник Європейських Співтовариств. 1991. L 135/40. 8 с.
3. Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. London : IWA Publishing, 2008. 528 p. URL: <https://doi.org/10.2166/9781780401867>

4. Pochana K., Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*. 1999. Vol. 39, № 6. P. 61–68. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0259>
5. Liu Y., Tay J.-H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*. 2002. Vol. 36, № 7. P. 1653–1665. URL: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
6. Germain E., Bancroft L., Dawson A., Hinton C., Holloway J., Pearce P. Evaluation of hybrid processes for nitrification by comparing MBBR/AS and IFAS configurations. *Water Science and Technology*. 2007. Vol. 55, № 8–9. P. 43–49. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.240>
7. McQuarrie J.P., Boltz J.P. Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research*. 2011. Vol. 83, № 6. P. 560–575. URL: <https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>
8. Rusten B., Ødegaard H. Nitrogen removal in moving-bed biofilm reactor plants at low temperatures: experiences from Norway. *Water Science and Technology*. 2023. Vol. 87, № 10. P. 2432–2440. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.2023.154>
9. Bhattacharya R., Mazumder D. Performance evaluation of moving bed bioreactor for simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023. Vol. 30, № 17. P. 49060–49074. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25708-z>
10. Bhattacharya R., Mazumder D. Development of a simplistic mathematical model for SND in moving bed bioreactor. *Environmental Modeling & Assessment*. 2023. Vol. 28, № 5. P. 873–887. URL: <https://doi.org/10.1007/s10666-023-09874-5>
11. Münch E.V., Lant P., Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*. 1996. Vol. 30, № 2. P. 277–284. URL: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00200-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00200-6)
12. Lúcio D.S.G., Dias M.E.S., Ribeiro R., Tommaso G. Evaluating the potential of a new reactor configuration to enhance simultaneous organic matter and nitrogen removal in dairy wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023. Vol. 30. P. 56741–56755. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26341-6>
13. Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous G., Stensel H.D., Tsuchihashi R., Burton F. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 2014. 2048 p.
14. ДСТУ EN ISO 5667-3:2025. Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Консервування та поводження зі зразками води. Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2025. 35 с.
15. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 25 с.
16. Iacopozzi I., Innocenti V., Marsili-Libelli S., Giusti E. A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification. *Environmental Modelling & Software*. 2007. Vol. 22, № 6. P. 847–861. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.04.008>
17. Monod J. The growth of bacterial cultures. *Annual Review of Microbiology*. 1949. Vol. 3. P. 371–394. URL: <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.03.100149.002103>

Відомості про статтю:	Article information:
Отримано 26.04.2026	Received 26.04.2026
Отримано у доопрацьованому вигляді 12.05.2026	Received in revised form 12.05.2026
Прийнято 27.05.2026	Accepted 27.05.2026
Опубліковано 29.05.2026	Published 29.05.2026

I. V. Kobylyko*

Postgraduate student, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3663-8065>

Department of Water Supply, Sewerage and Drilling Engineering

National University of Water and Environmental Engineering, Soborna St., 11, Rivne, Ukraine, 33028

*corresponding author, e-mail: i.v.kobylyko@nuwm.edu.ua

Simultaneous nitrification-denitrification in SBR with floating EPS carriers for dairy wastewater

How to Cite:

Kobylyko I. V. (2026). Simultaneous nitrification-denitrification in SBR with floating EPS carriers for dairy wastewater. *Modern Technologies and Methods of Calculations in Construction*, 25, 115-123. [https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2026-15\(25\)-09](https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2026-15(25)-09)

Abstract. The article presents the results of an experimental study and mathematical modelling of simultaneous nitrification-denitrification (SND) in an IFAS-SBR system with floating expanded polystyrene (EPS) carriers for treatment of dairy wastewater characterised by a low C/N ratio of 3.0–3.5. The relevance of the study is justified by the need to comply with EU Council Directive 91/271/EEC concerning nitrogen discharges and by the lack of systematic data in the literature on the performance of IFAS systems in the C/N < 4 range typical for dairy wastewater. Two parallel laboratory reactors — one loaded with 30 % by volume of EPS carriers (specific surface area 550 m²/m³, granule diameter 3–5 mm) and a control reactor without EPS — were compared using real wastewater from the SE «Ruzhyn-Moloko» dairy enterprise (capacity 300 m³/day) during 2023–2024 at a stable temperature of 20 °C, MLSS = 3.5 g/L and an SBR cycle duration of 6 h. The optimal range of dissolved oxygen concentration was determined as DO = 0.8–1.2 mg/L (with the maximum efficiency at DO = 1.0 mg/L), at which a stable two-layer biofilm structure is formed: an outer aerobic layer (0–100 μm) hosting nitrifiers and an inner anoxic layer (100–300 μm) hosting denitrifiers. Total nitrogen removal efficiency reached 86.5 % (compared to 76.0 % in the control reactor without EPS); effluent concentrations of NH₄⁺-N = 1.5 mg/L and TN = 6.5 mg/L meet the requirements of DSTU 7525:2014. Operation under low DO conditions reduced specific aeration energy consumption by 37.5 % compared to conventional schemes. The process was described by the modified activated sludge model ASM3_2N verified in AQUASIM 2.0 with RMSE ≤ 12.3 % and NSE ≥ 0.86. The obtained results may be used for the design and modernisation of local wastewater treatment plants of small and medium capacity at dairy processing enterprises.

Keywords: simultaneous nitrification-denitrification, IFAS-SBR, expanded polystyrene, biofilm, ASM3, dairy wastewater.