

the action of Rizostim, the content of the sum of chlorophylls a and b was 8,03 mg/g dry weight, which was 23,7 % higher than the control value, the content of chlorophyll a and chlorophyll b – 5,23 mg/g dry weight and 2,80 mg/g of dry weight, which is by 24,7 % and 21,6 % more than the control indicators, respectively.

The highest yield of sweet pepper was found in the processing of seeds of Rizostim and 39,4 t/ha were obtained, which in turn exceeded the value of control by 59,5 % respectively.

Thus, a more effective growth regulator for growing sweet peppers is the preparation Rizostim. It may be recommended for agricultural practice for the pre-sowing treatment of pepper seeds.

Key words: *preparates, leaf blade area, photosynthetic pigments, chlorophyll content, yield*

УДК 628.335.1+579.695

DOI 10.31395/2415-8240-2020-96-1-355-368

СКЛАД І МІЖВИДОВІ ВІДНОСИНИ В ІММОБІЛІЗОВАНИХ АЗОТТРАНСФОРМУЮЧИХ МІКРОБІОЦЕНОЗАХ ОЧИСНИХ СПОРУД

В. О. ЮРЧЕНКО, *доктор технічних наук*

Харківський національний університет будівництва та архітектури

К. О. ЦИТЛІШВІЛІ, *аспірант*

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем

В роботі наведено результати комплексного (мікробіологічного, фізіологічного, біохімічного) визначення складу еколого-трофічних груп іммобілізованого мікробіоценозу, який сформувався в біодисковій установці. Установлені взаємовпливи цих груп та їх просторовий розподіл в

імобілізованій біоплівці – чинники важливі для управління процесом глибокої очистки стічних вод.

Ключові слова: *очистка стічних вод, імобілізований мікробіоценоз, перетворення азотних сполук, нітрифікація, апаттох-процес, денітрифікація.*

Постановка проблеми. Застосування в біологічній очистці стічних вод біодискових установок дозволяє суттєво інтенсифікувати видалення забруднюючих речовин з стічних вод, проте процеси трансформації азотвмісних сполук імобілізованими мікробіоценозами цих установок та їх екологічні властивості є доволі мало вивченими. У світлі нагальної необхідності суттєвого поглиблення очистки стічних вод від біогенних елементів (через гармонізацію вітчизняних вимог до якості очищених стічних вод з європейськими) така науково-практична задача стає гостро актуальною.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. При наявності в оброблюваних стічних водах органічних і неорганічних сполук азоту мікробіоценози біологічних очисних споруд теоретично здатні здійснювати основні стадії колообігу азоту: амоніфікацію, нітрифікацію, апаттох-процес, асиміляційну й дисиміляційну нітратредукцію. Проте для їх реалізації потрібні різні екологічні умови (параметри оброблення стічних вод): у першу чергу кисневі режими і концентрації органічних речовин [1–4].

Видалення амонійного азоту (деамонізація) з стічних вод при біологічній очистці відбувається головним чином окисненням хемолітоавтотрофними нітрифікуючими мікроорганізмами в аеробних умовах та апаттох-бактеріями у безкисневих умовах [1, 2, 4, 5]. За сучасними уявленнями нітрифікуючі мікроорганізми включають: амонійокиснюючі бактерії і археї (АОБ і АОА), які здійснюють 6-електронне окиснення NH_3 до NO_2^- (нітрифікатори I фази), і нітритоокиснюючі бактерії (НОБ, нітрифікатори II фази), які виконують 2-електронне окиснення NO_2^- до NO_3^- , а також «повні окиснювачі NH_3 » (сoпаттох) бактерії, які здійснюють 8-електронне окиснення NH_3 до NO_3^- [1, 2, 6]. Головна задача очистки – видалення азоту (деазотація), відбувається

переважно завдяки процесам хемоавтотрофної нітрифікації (аеробного процесу) і гетеротрофної денітрифікації (анаеробного процесу) та певного внеску апаттох-процесу [1–3].

Імобілізація мікроорганізмів на твердому носії дозволяє значно збільшити щільність і біорізноманіття активних мікроорганізмів в очисних спорудах, підвищити стійкість до стресових впливів, збільшити швидкість і глибину очищення води. До того ж іммобілізована біоплівка просторово розподіляє аеробні та анаеробні мікроорганізми [3, 4].

Мета роботи – визначення основних еколого-трофічних груп мікроорганізмів, що входять в азоттрансформуючий мікробіоценоз, іммобілізований у біодисковій установці, та просторових відносин між ними.

Об'єкти та методи. Об'єктом дослідження були іммобілізовані мікробіоценози, що сформувались (протягом не менше 1 міс) при обробленні стічних вод різного складу: виробничих стічних вод молокопереробного підприємства та мінералізованих модельних стічних вод (табл. 1).

Табл. 1. Хімічні показники складу стічних вод, в яких формували біоплівку

Вид СВ	ХСК, мгО/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	N _{заг.} , мг/дм ³	N-NH ₄ , мг/дм ³	N-NO ₂ , мг/дм ³	N-NO ₃ , мг/дм ³
Стічні води молокозаводу	1200	620	68,5	38,07	0,091	3,54
Модельні стічні води	0	0		100	100	0

При виборі методів визначення складу іммобілізованого мікробіоценозу брали до уваги, що для масштабів очисних споруд і технології очистки технологічно практично доцільною є інформація про активність не окремих видів бактерій, а активність певних еколого-трофічних груп і кінетичні показники процесів, які вони здійснюють. Тому дослідження складу мікробіоценозу, що здійснює перетворення органічних і неорганічних сполук

азоту, були спрямовані на виявлення та ідентифікацію еколого-трофічних груп азоттрансформуючих мікроорганізмів (АОБ, АOA, НОБ, апаптох-бактерій та денітрифікуючих мікроорганізмів), особливо тих, які зумовлюють деамонізацію та деазотацію стічних вод – АОБ, АOA, апаптох та денітрифікуючих бактерій. Ці дослідження виконували трьома незалежними методами: мікробіологічним, фізіологічним і біохімічним (інгібіторним аналізом).

Мікробіологічними методами визначали концентрацію бактерій після сівби зразків біоплівки на тверде або в рідке елективне середовище [7]. Фізіологічні дослідження мікробного складу іммобілізованої біоплівки виконували за методикою [3] ідентифікації газоподібних метаболітів, що утворюються при обробці стічних вод у контактних умовах. Для цього іммобілізований мікробіоценоз знімали з носія та розміщали в 5 дм³ ПЕТ пляшці (герметичній с кришкою, краном і шлангом для відведення та збирання газової суміші) в селективному живильному середовищі наступного складу (мг/дм³): NH₄Cl – 400; NaNO₂ – 500; NaHCO₃ – 1000; KH₂PO₄ – 450; K₂HPO₄ – 500 і FeCl₃ – 20. Газоподібні метаболіти збирали в спеціальне пристосування та аналізували на газовому хроматографі «Цвет-500» з використанням детектора теплопровідності (катарометру). Як газ-носій застосовувався гелій високого ступеня чистоти. Паралельно контролювали концентрацію азотовмісних сполук у водному інкубаційному середовищі.

В біохімічних експериментах застосували інгібіторний аналіз, який базувався на впливах інгібіторів на ключові ферменти певних еколого-трофічних груп азотперетворюючого мікробіоценозу [1, 2, 5, 6] (табл. 2).

Інгібіторні експерименти виконували з двома видами іммобілізованої біоплівки: I вид формували обробленням стічної води, яка містила органічні речовини (в тому числі азотвмісні), II вид формували в модельних стічних водах без органічних речовин. Біоплівку змивали у колби з відповідним середовищем (з органічними речовинами та без них), інкубували при струшуванні протягом 2–4 год. Після інкубування в водному середовищі кожного варіанту визначали концентрацій N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃.

Табл. 2. Вплив інгібіторів на мікробіологічні перетворення сполук азоту та активність деяких ферментів азоттрансформуючих мікроорганізмів

Мікробіологічні перетворення сполук азоту та активність ферментів	Інгібітори, що впливають		
	Тіосечовина	Гідразин	Гідроксиламі н
Амоніфікація	-	-	+++ [4]
Нітрифікація I фази (АОБ)	+++ [6]	++ [5]	! [4]
Нітрифікація АОА	+++ [6]	Не відомо	Не відомо
ANAMMOX	Не відомо	Не впл.	+++ [1]
Деамонізація	+++ [6]	++	! [4]
Денітрифікація	Не впл.	Не впл.	+++
Монооксигеназа амміака	+++ [6]	Не відомо	Не відомо
Гідроксиламін оксидоредуктаза	+++ [6]	+++ [6]	!
Оксидоредуктази гетеротрофного метаболізму	Не відомо	Не відомо	+++ [4]

Примітки: + – пригнічує слабо, ++ – пригнічує активно, +++ – пригнічує дуже активно, – не впливає, ! – підсилює.

Гідрохімічний аналіз водних середовищ проводили за атестованими методиками.

Результати досліджень. Результати досліджень біоплівки з установки, яка протягом місяця працювала на стічні воді молокозаводу, представлено в табл. 3.

Табл. 3. Склад еколого-трофічних груп в іммобілізованій біоплівці лабораторної біодискової установки

Еколого-трофічні групи	Зона біореактора	
	Початок	Кінець
Сапрофіти, клітини/г сух.реч	$6,6 \cdot 10^9$	$2,8 \cdot 10^3$
Амоніфікатори, клітин/г	$1,5 \cdot 10^5$	$9,5 \cdot 10^4$
Нітрифікатори (АОБ), клітин/г	$9,5 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^4$
Денітрифікатори, клітин/г	$9,5 \cdot 10^5$	$14,0 \cdot 10^7$

Як видно з даних табл. 3, мікробіологічні дослідження виявили в азоттрансформуючому іммобілізованому мікробіоценозі еколого-трофічні групи амоніфікуючих, АОБ і денітрифікуючих бактерії. У біодисковій установці, яка працювала як реактор неповного витискування, сформувалась певна просторова сукцесія мікроорганізмів: концентрація гетеротрофних мікроорганізмів (сапрофітів і амоніфікаторів) та хемоавтотрофних (АОБ) в іммобілізованому мікробіоценозі зменшувалась від початку до кінця установки, а концентрація денітрифікаторів, яка залежала від концентрації нітратів у середовищі, навпаки, зростала.

Склад водорозчинних метаболітів, що утворюються при обробці водного середовища досліджуваним мікробіоценозом, представлено в табл. 4.

Табл. 4. Хімічний склад водного середовища в культиваторі в динаміці культивування іммобілізованої біомаси

Сполуки азоту, які контролювали	Концентрація азотвмісних сполук (мг/дм ³) в період відбору, доба					
	0	3	0	7	0	14
N-NH ₄	119,7	74,9	120,73	64,4	127,5	25,3
N-NO ₂	136,6	0,88	123,9	<0,03	100,1	<0,03
N-NO ₃	7,34	2,55	18,81	<0,5	7,02	1,87

Як видно, концентрація N-NH₄ та N-NO₂ стало зменшувалась (причому концентрація N-NO₂ значно швидше). Концентрація N-NO₃ також зменшувалась, а концентрація газоподібного N₂ в газоповітряному середовищі зростала, досягши наприкінці досліду 85,7 %. Така активність накопичення газоподібного азоту не могла бути зумовлена денітрифікацією, оскільки активність цього процесу гальмувалась відсутністю органічних речовин в середовищі. На підставі цих фактів та виходячи з розробок [3], можна зробити висновок, що в досліджуваному іммобілізованому мікробіоценозі присутні апамтох-бактерії.

Табл. 5. Склад біогазу в динаміці культивування

Складові газової суміші	Хімічний склад газової фази (%) на період відбору, доба			
	0	3	7	14
Ar + O ₂	93,0 + 7,0	6,23	5,93	5,21
N ₂	відсутній	51,33	81,61	85,69
CH ₄	відсутній	42,43	12,21	7,30
CO ₂	відсутній	0,32	0,25	1,80
H ₂ S	відсутній	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Отже, проведені фізіологічні дослідження свідчать про наявність у досліджуваному азоттрансформуючому мікробіоценозі таких еколого-трофічних груп як амоніфікуючі, АОБ (можливо АОА), НОБ і анаптох.

Результати інгібіторного експерименту в інкубаційному середовищі з органічним субстратом представлено в табл. 6.

Табл. 6. Інгібування окремих перетворень азоту

Показник	Зміна концентрації (%/мг/дм ³) після інкубації з інгібітором			
	Без інгібіторів (контроль)	Тіосечовина	Гідразин	Гідроксиламін
N-NH ₄	-67,3	+12,2	-17,3	-45,1
N-NO ₂	+47,0	-15,3	+48,0	+81,2
N-NO ₃	-42,1/-0,34	-43,2/-1,9	-16/-0,73	-25,1/-0,9
N _{заг.}	-30,2/-2,6	-13,1/-1,85	-8,9/-0,52	-7,2/-2,1

Як видно з представлених даних, в контрольному варіанті досліду активно відбувалась деамонізація середовища, причому, за рахунок першої фази нітрифікації: концентрація N-NH₄ зменшувалась і практично пропорційно зростала концентрація N-NO₂. Видалення азоту було зумовлено денітрифікацією (баланси мас за N_{заг.} та N-NO₃ близькі).

У варіанті досліду з додаванням тіосечовини, яка інгібує метаболізм АОБ та АОА, видалення N-NH₄ не відбувалось. Навпаки, концентрація N-NH₄ дещо зростала внаслідок амоніфікації органічних субстратів. Отже, метаболізм

аматтох-бактерій не проявлявся. У варіанті досліду з додаванням гідразину, який інгібував АОБ, концентрація N-NH₄ у результаті інкубації була дещо нижче, ніж у варіанті з інгібуванням тіосечовиною. Ефективність видалення N-NH₄ суттєво зменшувалась порівняно з контролями, і не перевищувала 26 % цього показника в контрольному варіанті. В присутності гідразину і відсутності активності ааматтох-процесу така деамонізація може бути зумовлена метаболізмом АОА. У варіанті з додаванням гідроксиламіну, який пригнічує гетеротрофні процеси (амоніфікацію і денітрифікацію) та метаболізм ааматтох-бактерій, спостерігали активу нітрифікацію (активне зростання концентрації N-NO₂) АОБ, а, можливо, і АОА. Отже, в першій серії інгібіторних експериментів, які виконано з іммобілізованою біоплівкою, що сформувалась у присутності органічних речовин в середовищі, в біоплівці виявлено активність АОБ, АОА, НОБ та денітрифікуючих бактерій.

Другу серію інгібіторних експериментів виконано з іммобілізованою біоплівкою, що сформувалась в мінеральному середовищі за відсутності органічних речовин (табл. 7).

Табл. 7. Результати інгібіторного експерименту в інкубаційному середовищі без органічних субстратів

Показник	Зміна концентрацій (% мг/дм ³) після інкубації з інгібіторами		
	Контроль (без інгібіторів)	Тіосечовина	Гідроксиламін
N-NH ₄	-20,0	-27,2	-28,8
N-NO ₂	-5,1	+15,1	-26,3
N-NO ₃	-27,2/-0,93	-64,0/-2,24	+81,0/+81,3
N _{загальн.}	-16,1/-7,1	-15,2/-7,0	-8,1/-4,3

Як видно з наведених даних, в контрольному варіанті відбувалась деамонізація середовища, причому, концентрація N-NO₂ та N-NO₃ не зростала. Звичайно, процеси денітрифікації в середовищі без органічних речовин були суттєво пригнічені. Зменшення концентрації азотвмісних сполук (деазотація)

майже у 8 разів перевищувало видалення азоту в результаті денітрифікації, що свідчить про наявність видалення азоту в апаттох-процесі.

При інгібуванні метаболізму АОБ та АОА тіосечовиною деамонізація порівняно з контролем підсилювалась, а концентрація $N-NO_2$ дещо зростала. Зменшення концентрації азотвмісних сполук більш ніж у 3 рази перевищувало видалення азоту в результаті денітрифікації, що свідчить про наявність видалення азоту в апаттох-процесі.

При інгібуванні апаттох-бактерій гідроксиламіном спостерігалось накопичення нітратів, ймовірно, в результаті високої активності НОБ. Певне видалення азоту з інкубаційного середовища можна пояснити тільки нітрифікацією та автотрофною денітрифікацією. В цілому, інгібування АОБ і АОА підсилювало апаттох-процес, а інгібування апаттох-процесу підсилювало активність нітрифікації АОБ і АОА. Деамонізація у варіантах з інгібуванням нітрифікації та апаттох-процесу була практично однаковою (проте більше ніж у контрольному варіанті).

Отже, в експериментах з іммобілізованою біоплівкою, що сформувалась за відсутності органічних речовин у середовищі, в ній виявлено високу активність апаттох-бактерій, АОБ (можливо АОА), слабку активність НОБ та денітрифікуючих бактерій.

Поміж апаттох-бактеріями, нітрифікаторами, денітрифікаторами та іншими мікроорганізмами в біоплівках, встановлюються міжвидові відносини, засновані на просторовому і субстратному синергізмі та конкуренції [2, 3, 5]. Конкуренція за простір і нітрит виникає між апаттох-бактеріями, денітрифікаторами і НОБ. В поверхневому шарі біоплівки в аеробних умовах розвиваються аероби АОБ, АОА, НОБ та аеробні гетеротрофи (у тому числі амоніфікатори) – просторові конкуренти. В нижньому шарі біоплівки розвиваються анаеробні мікроорганізми – апаттох-бактерії та денітрифікуючі. Між цими групами відбувається неповна конкуренція.

Висновки. В досліджуваному азоттрансформуючому мікробіоценозі, сформованому на біодисках, виявлені наступні еколого-трофічні групи: при

адаптації у присутності органічних речовин – амоніфікуючі, АОБ, НОБ, денітрифікуючі, при адаптації у відсутності органічних речовин – амоніфікуючі, АОБ, АОА, НОБ, ааммох-бактерії, денітрифікуючі. Присутність органічних речовин пригнічує хемоавтотрофну мікрофлору (АОБ, АОА, НОБ, ааммох-бактерії). Інгібування АОБ і АОА підсилює ааммох-процес, а інгібування ааммох-процесу підсилює активність АОБ і АОА. Виявлені залежності є важливим інструментом управління та інтенсифікації процесу глибокої очистки стічних вод від сполук азоту.

Література

1. Каллистова А. Ю., Дорофеев А. Г., Николаев Ю. А., Козлов М. Н. Роль ааммокс-бактерий в очистке сточных вод от соединений азота. *Микробиология*. 2016. Т. 85. № 2. С. 126–144.
2. Литти Ю.В. Анаэробное окисление аммония и метаногенез в системах аэробной очистки сточных вод с иммобилизацией микроорганизмов: дисс. канд. биол. наук: 03.02.03/03.01.06 Москва, 2012. 147 с.
3. Гвоздяк П. І. Сапура О. В. Простий метод виявлення та оцінки інтенсивності анаеробних процесів, що супроводжуються утворенням газів *Мікробіологія і біотехнологія*. 2009. № 8. С. 53–57.
4. Егоров Н.С. Руководство к практическим занятиям по микробиологии. Москва: Изд-во МГУ, 1995. 224 с.
5. Kyle M. Lancaster, Jonathan D. Caranto, Sean H. Majer et al Alternative Bioenergy: Updates to and Challenges in Nitrification Metalloenzymology. 2018, №2. P. 421–441
6. Юрченко В. А. Развитие научно-технологических основ эксплуатации сооружений канализации в условиях биохимического окисления неорганических соединений: дисс. доктора техн. наук: 05.23.04. Харьков, 2007. 426 с.

7. Wu Y., Guo Y., Lin X., Zhong W., Jia Z. Inhibition of bacterial ammonia oxidation by organohydrazines in soil microcosms. *Front Microbiol.* 2012. № 3. P. 10.

References

1. Kallistova, A. Yu., Dorofeev, A.G., Nikolaev, Yu. A., Kozlov, M. N. (2016). The role of anammox bacteria in the treatment of wastewater from nitrogen compounds. *Microbiology*, vol. 85, no. 2, pp. 126–144.

2. Litti, Yu. V. (2012). Anaerobic oxidation of ammonium and methanogenesis in aerobic wastewater treatment systems with immobilization of microorganisms: Dis. to obtain scientific. degree of PhD,: 03.02.03 / 03.01.06 Moscow, 2012. 147 p. (in Russian).

3. Gvozdyak, P. I., Sapura, O. V. (2009). Simple method for detecting and estimating the intensity of anaerobic processes accompanied by gas formation. *Microbiology and biotechnology*, no. 8, pp. 53–57 (in Ukrainian).

4. Egorov, N. S. (1995). Guide to practical classes in microbiology. Moscow: Moscow State University, 1995. 224 p.

5. Kyle M. Lancaster, Jonathan D. Caranto, Sean H. Majer et al (2018). Alternative Bioenergy: Updates to and Challenges in Nitrification Metalloenzymology, no. 2, pp. 421–441 (in USA).

6. Yurchenko, V. A. (2007). Development of scientific and technological foundations for the operation of sewage facilities in the conditions of biochemical oxidation of inorganic compounds. Dr. tech. sci. diss.: 05.23.04. Kharkov, 442 p. (in Ukrainian).

7. Wu, Y., Guo, Y., Lin, X., Zhong, W., Jia, Z. et al. (2012). Inhibition of bacterial ammonia oxidation by organohydrazines in soil microcosms. *Front Microbiol.* 2012, no. 3 (10). Available at <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2012.00010/full>.

Аннотация

Юрченко В. А., Цитлишвили Е. А.

Состав и межвидовые отношения в иммобилизованных азоттрансформирующих микробиоценозах очистных сооружений

Применение в биологической очистке сточных вод биодисковых установок позволяет существенно интенсифицировать удаления загрязняющих веществ в том числе за счет иммобилизации микробиоценозов. Процессы трансформации азотсодержащих соединений этими микробиоценозов и их экологические свойства довольно мало изучены. При наличии в сточных водах органических и неорганических соединений азота микробиоценозы очистных сооружений способны превращать их в основных (аэробные и анаэробные) процессах кругооборота азота. Современные исследования в микробиологии существенно изменили представление об этих стадиях, особенно их окислительной ветки.

Цель работы — определение основных эколого-трофических групп микроорганизмов, входящих в азоттрансформирующий микробиоценоз, иммобилизованный в биодисковой установке и пространственных отношений между ними. Объектом исследования были иммобилизованные микробиоценозы, которые сформировались при обработке сточных вод различного состава. Исследования были направлены на выявление эколого-трофических групп, которые удаляют из сточных вод аммонийный и общий азот. Состав эколого-трофических групп определяли с помощью трех методов: микробиологического (при посеве образцов биопленки в селективную среду), физиологического (анализ водорастворимых и газообразных метаболитов) и биохимического (ингибиторного анализа).

В иммобилизованных биопленке, которая сформировалась в присутствии органических веществ в среде, выявлены аммонификаторы, аммонийокисляющие бактерий и археи, нитритокисляющие и денитрифицирующие бактерии. В биопленке, которая сформировалась в

отсутствии органических веществ, выявлены апаттох-бактерии, аммонийокисляющие бактерии и археи, нитритокисляющие и денитрифицирующие бактерии. Между ними – межвидовые отношения пространственного и субстратного синергизма и конкуренции. Выявленные зависимости необходимы для управления и интенсификации глубокой очистки сточных вод от соединений азота.

Ключевые слова: очистка сточных вод, иммобилизованный микробиоценоз, преобразования азотных соединений, нитрификация, апаттох-процесс, денитрификация.

Annotation

Iurchenko V.O., Tsytlshvili K.O.

Composition and interspecies relations in immobilized nitrogen-transforming microbiocenoses of treatment facilities

The use of biological disc installations in biological wastewater treatment can significantly intensifies the removal of pollutants, including through the immobilization of microbiocenoses. The processes of transformation of nitrogen-containing compounds by these microbiocenoses and their environmental properties have been little studied. In the presence of organic and inorganic nitrogen compounds in wastewater, microbiocenoses of treatment plants are able to turn them into the main (aerobic and anaerobic) processes of the nitrogen circuit. Modern research in microbiology has significantly changed the idea of these stages, especially their oxidative branches.

The purpose of the work is to determine the main ecological and trophic groups of microorganisms included in the nitrogen-transforming microbiocenosis, which immobilized in a bio-disk installation and the spatial relationships between them. The object of the study was immobilized microbiocenoses, which were formed during the treatment of wastewater of various compositions. Studies were aimed at identifying of ecological-trophic groups that remove ammonia and total nitrogen

from wastewater. The composition of ecological trophic groups was determined using three methods: microbiological (seeding biofilm samples in elective mediums), physiological (analysis of water-soluble and gaseous metabolites) and biochemical (inhibitory analysis).

In the immobilized biofilm, which was formed in the presence of organic substances in the medium, ammonifiers, ammonium-oxidizing bacteria and archaea, nitrite-oxidizing and denitrifying bacteria were identified. In the biofilm, which was formed in the absence of organic substances, anammox bacteria, ammonium-oxidizing bacteria and archaea, nitrite-oxidizing and denitrifying bacteria were detected. Between them — interspecies relations of spatial and substrate synergies and competition. The revealed dependences are necessary for the management and intensification of deep wastewater treatment from nitrogen compounds.

Keywords: *wastewater treatment, immobilized microbiocenosis, conversion of nitrogen compounds, nitrification, anammox process, denitrification.*

УДК 633.63:631.8:631.153.3:631.582

DOI 10.31395/2415-8240-2020-96-1-368-382

ПРОДУКТИВНІСТЬ БУРЯКУ ЦУКРОВОГО ЗА РІЗНИХ ДОЗ МІНЕРАЛЬНИХ ТА ОРГАНІЧНИХ ДОБРИВ І СИСТЕМ УДОБРЕННЯ В ПОЛЬОВІЙ СІВОЗМІНІ

А. Т. МАРТИНЮК, кандидат сільськогосподарських наук

Ю. В. НОВАК, кандидат сільськогосподарських наук

Уманський національний університет садівництва

Наведено результати п'ятирічних досліджень впливу різних доз мінеральних та органічних добрив на формування врожайності та якості коренеплодів буряку цукрового на чорноземі опідзоленому важкосуглинковому