

Міністерство екології та природних ресурсів України
Науково-дослідна установа
«Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Радіонов Микита Павлович

УДК 502.5/504.062

ДИСЕРТАЦІЯ
НІТРИФІКАЦІЯ ЯК ЕКОЛОГІЧНИЙ ЧИННИК ВЗАЄМОВПЛИВУ
ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ПОВ'ЯЗАНИХ З НИМИ СПОРУД
ВОДОКОРИСТУВАННЯ.

101 – екологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

_____ М. П. Радіонов

(підпис)

Науковий керівник:

ЮРЧЕНКО Валентина Олександрівна
доктор технічних наук, професор

Харків – 2021

АНОТАЦІЯ

Радіонов М.П. Нітрифікація як екологічний чинник взаємовпливу водних об'єктів та пов'язаних з ними споруд водокористування. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія». Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», Харків, 2021.

Актуальність роботи визначається необхідністю забезпечення рівня екологічної безпеки питної води в умовах впливу нітрифікуючої мікрофлори із сполучених з спорудами водопідготовки природних водних об'єктів – джерел водопостачання, та необхідністю забезпечення рівня екологічної безпеки природних водних об'єктів, що є приймачами скиду стічних вод з споруд біологічної очистки.

В природних водних об'єктах нітрифікація визначає процес самоочищення від сполук азоту. Від нітрифікації та її активності в спорудах водопідготовки залежить безпека питної води за вмістом нітритів, а в спорудах біологічної очистки – ефективність глибокої очистки стічних вод. Активність нітрифікації, яка зумовлена життєдіяльністю нітрифікуючих бактерій, в природних і техногенних об'єктах залежить від екологічних чинників. В техногенних об'єктах з'являються додаткові чинники нітрифікації, створювані особливостями схем обробки, технологій та обладнання, іммобілізацією мікробіоценозів. В пов'язаних між собою природних і технічних водних об'єктах з рухом води відбувається істотний перенос нітрифікуючої мікрофлори як з природних водних об'єктів в технічні об'єкти водокористування, так і навпаки. Така контамінація здатна змінити концентрацію нітрифікуючих бактерій і кінетику цього процесу в водному об'єкті (приймачі стічної води). Отже, в системі «природний водний об'єкт↔споруди водокористування» нітрифікація в водному об'єкті – донорі

води, є вагомим екологічним чинником нітрифікації в водному об'єкті – приймачі води.

Місто Харків забезпечується питною водою з двох водних джерел: природного – р. Сіверський Донець, та штучного – Краснопавлівського водосховища. Визначення активності нітрифікації в цих водних об'єктах виконували за трьома напрямками: аналіз та розрахунок активності нітрифікації в водоймах за даними багаторічних спостережень, експериментальне визначення активності нітрифікації в водній товщі, експериментальне визначення активності нітрифікації в донних відкладеннях.

Визначені в експериментальному дослідженні хімічні константи нітрифікації у р. Сів. Донець і Краснопавлівському водосховищі показали, що в обох водоймах константи швидкості другої фази нітрифікації вдвічі більші, ніж константи швидкості першої фази, що свідчить про те, що ризик накопичення нітритів у воді як річки, так і водосховища – мінімальний. А біокінетичні константи (константа Міхаеліса та максимальна швидкість реакції нітрифікації першої фази) показали, що наявна швидкість нітрифікації дещо вища у Краснопавлівському водосховищі ніж у р. Сів. Донець. Активність I фази нітрифікації в донних відкладеннях досліджуваних водойм за даними вимірювання активності ферменту гідроксил амін оксидоредуктази показали, що в донних відкладеннях у Краснопавлівському водосховищі ця активність дещо вища ніж у р. Сіверський Донець.

На очисних спорудах водопідготовки «Донець» та «Дніпро» проводиться очищення та знезараження води. За 5 років спостережень в воді з р. Сів. Донець й Краснопавлівського водосховища по етапах «водозабір – водопідготовка–водопровідна розподільча мережа» середньорічна динаміка концентрації амонійного азоту демонструє стале зменшення, середньорічна динаміка концентрації азоту нітратів – стале підвищення, динаміка рН – стале зниження (підкислення). Це переконливо свідчить про наявність

нітрифікації у зазначених об'єктах. Контроль концентрації нітритів показав, що умови водопідготовки забезпечують таку швидкість другої фази нітрифікації, яка зводить концентрацію нітритів до екологічно безпечних концентрацій.

У порівнянні з засипками з кварцового піску та антрациту, цеолітова засипка є найсприятливішою для іммобілізації на ній нітрифікуючих бактерій, що дає змогу припустити, що на КВ «Донець» є ризик накопичення нітритів після проходження очистки у швидких фільтрів.

За даними 8-ми річних спостережень встановлено, що між ступенем нітрифікації в природній водоймі, з якої виконується водозабір, та ступенем нітрифікації в спорудах водопідготовки існують висока позитивна кореляція.

Як показали біохімічні дослідження, при проведенні преамонізації надходження в фільтри води з підвищеним вмістом $N-NH_4$ активізує розвиток в них амонійокислюючих бактерій, що спричиняє зростання концентрації $N-NO_2$ до неприпустимих значень. При постамонізації концентрація нітрифікуючих бактерій I фази нітрифікації в засипці фільтру зменшується приблизно в 150 разів.

Аналіз даних щодо індексу нітрифікації на КВ «Донець» переконливо доводить, що нітрифікація в природній водоймі служить вагомим екологічним чинником впливу на мікробіологічні процеси, що відбуваються в спорудах водопідготовки, а отже і на екологічну безпеку питної води для населення. Дані щодо індексу нітрифікації на КВ «Дніпро» відображають таку позитивну кореляцію, але не так однозначно. І це зумовлено проведенням на КВ «Дніпро» хлорамонізації. Біологічне очищення стічних вод на Міських очисних спорудах № 2 відбувається в 3 та 4-коридорних аеротенках-витіснювачах з регенерацією активного мулу, зосередженою подачею активного мулу та зосередженою подачею стічних вод в першу половину другого коридору. Концентрація амонійного азоту в оброблюваних стічних водах після проходження біологічної очистки суттєво падає (на 92

%). При цьому концентрація нітритів та нітратів зростає, що є явною ознакою проходження повного процесу нітрифікації (I та II фази).

Питома швидкість окислення $N-NH_4$ мікробіоценозом активного мулу в досліджуваних біологічних очисних спорудах порівняно з донними відкладеннями на порядок вища. Нітрифікуючу здатність активного мулу аеротенків очисних споруд визначали біохімічним методом за активністю ферменту гідроксил амін оксидоредуктази та мікробіологічним методом – концентрацією нітрифікуючих бактерій I фази. Нітрифікуюча здатність активного мулу аеротенків більш ніж в 10 разів перевищувала нітрифікуючу здатність донних відкладень в р. Сів. Донець та Краснопавлівського водосховища.

З урахуванням концентрації завислих речовин, щоденна емісія нітрифікуючих бактерій з очисних споруд в р. Уди може досягати $2,7 \cdot 10^{17}$ кл/добу.

Очищені на Міських очисних спорудах № 2 м. Харкова стічні води направляються в скидний канал і по щитовому колектору скидаються в р. Уди – праву притоку р. Сів. Донець. Визначення активності процесів нітрифікації в воді р. Уди на ділянках 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод з МОСВ №2 виконували за трьома напрямками: аналіз та розрахунок активності нітрифікації на досліджуваних ділянках р. Уди за даними багаторічних спостережень, експериментальне визначення активності нітрифікації в водній товщі, експериментальне визначення активності нітрифікації в донних відкладеннях.

В воді р. Уди на ділянці 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод з МОСВ №2 концентрація амонійного азоту у динаміці 5 річного періоду в основному зменшується, а концентрація азоту нітритів та нітратів – стало зростає, що свідчить про збільшення активності нітрифікації в р. Уди після скиду очищених стічних вод. Цей висновок підтвердив і розрахунок індексу нітрифікації за період спостережень.

За даними експериментальних досліджень в пробах води з р. Уди як до, так і після скиду очищених стічних вод хімічна константа швидкості другої фази нітрифікації значно перевищувала константу швидкості першої фази нітрифікації. Це дає змогу припустити мінімальну вірогідність накопичення нітритів у річці, що підтверджує аналіз цього показника за даними багаторічних досліджень.

Розрахунки біокінетичних показників за даними експериментальних досліджень показали, що швидкість нітрифікації в воді р. Уди на ділянці після скиду стічних вод більш ніж вдвічі перевищує цей показник до скиду. За даними експериментальних досліджень можна припустити, що після скиду очищених стічних вод в р. Уди змінюється мікробний склад нітрифікуючого мікробіоценозу в результаті збагачення привнесеної з очисних споруд мікрофлорою.

Експериментальне дослідження нітрифікуючої здатності мікрофлори донних відкладень в р. Уди до та після скиду очищених стічних вод показали, що активність фермента гідроксиламін оксидоредуктази в донних відкладеннях до та після скиду має один і той же порядок значень.

Таким чином, підвищення активності нітрифікації в р. Уди, яке було встановлено за даними багаторічного контролю концентрації азотовмісних сполук, рН, індекса нітрифікації на ділянках до та після скиду стічних вод, зумовлено інтенсифікуючим впливом скиду очищених стічних вод на ці показники в водній товщі.

Одержані результати дозволяють стверджувати, що нітрифікація в біологічних очисних спорудах є вагомим екологічним чинником нітрифікації в природній водоймі. Ця винесена з очисних споруд мікрофлора змінює нітрифікацію і концентрацію нітрифікуючих бактерій в природній водоймі після скиду, змінює кінетику нітрифікації, динаміку азотовмісних сполук в водному об'єкті та активність його самоочищення від сполук азоту.

Ключові слова: нітрифікація, природні водойми, водопідготовка, хлорамонізація, скид очищених стічних вод, хімічні кінетичні константи,

біокінетичні константи, концентрація нітрифікуючих бактерій, донні відкладення, активний мул.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, в яких опубліковано основні результати дисертації.

1. Юрченко В.О., Волков В.М., Радіонов М.П. Вплив нітрифікації у водоймах – джерелах питного водопостачання на розвиток цього процесу в спорудах водопідготовки. *Науковий вісник будівництва* : зб. наук. праць. 2017. № 4, Т. 90. С. 193-196, (Google Scholar, Crossref, ПЛІФ). (Особистий внесок здобувача: аналіз, розрахунки та статистична обробка даних щодо концентрації азотовмісних сполук у природних водоймах та пов'язаних з ними технічних спорудах водокористування).

2. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. Кінетичні характеристики нітрифікації у водоймі–джерелі питного водопостачання. *Екологічні науки* : науково-практичний журнал. 2019. №1(24), Т. 1. С. 121-125. (Особистий внесок здобувача: аналіз даних багаторічного контролю концентрацій азотовмісних сполук та експериментальне визначення кінетичних характеристик нітрифікації у природній воді).

3. Iurchenko V., Ivanin P., Radionov M., Melnikova O. Influence of waste water from waste paper processing utilities on the oxygen mode of natural and technical water objects. *Environmental problems* : Scientific journal. 2019. № 3, Vol. 4. P. 130-134. (Особистий внесок здобувача: аналіз впливу скиду стічних вод на нітрифікацію в природних водоймах).

4. Iurchenko V., Radionov M., Ivanin P., Melnikova O. Deep treated waste waters influence on nitrification activity in the natural water basin. *Journal of ecological engineering: Scientific journal*. 2020. № 21(8). P. 146-155. (Scopus, web of science). (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, обробка отриманих даних).

5. Iurchenko V., Radionov M., Melnykova O., Rachkovskiy O. Influence of nitrification in water reservoir being a source of drinking water supply on environmental safety of the drinking water for population. *Problems of emergency situations*. 2020. Vol. 1006. P. 187-194. (Scopus). (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, обробка отриманих даних).

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації.

6. Юрченко В.А., Корінько І.В., Радіонов М.П. Екологічна безпека сучасних способів глибокого біологічного видалення азоту зі стічних вод. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : матеріали III міжнар. Наук. – практ. конф. (Тернопіль, 24-25 березня 2016) Тернопіль, 2016. С. 93–95. (Особистий внесок здобувача: аналіз сучасних способів біологічного видалення азоту зі стічних вод).

7. Юрченко В.А., Радіонов М.П., Кугно Т.В. Экологическая безопасность вод питьевого назначения по содержанию соединений азота. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування* : зб. матеріалів 4-го студентського конгресу (Львів, Національний університет «Львівська політехніка» 26-27 квітня 2017). Львів, 2017. С. 87-89. (Особистий внесок здобувача: відбір проб, проведення експериментів, обробка отриманих даних).

8. Юрченко В.О., Іванін П.С., Радіонов М. П., Антонов О.В. Підвищення екологічної безпеки споживання водних ресурсів на промислових підприємствах. *Ресурс і безпека експлуатації конструкцій, будівель та споруд* : зб. матеріалів VIII Міжнародної наукової конференції (Харків, ХНУБА, 18-19 жовтня 2017). Харків, 2017. С. 41-43. (Особистий внесок здобувача: аналіз чинників водопідготовки, що підвищують об'єми водоспоживання).

9. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Проблеми раціонального використання водних ресурсів на питні потреби, які створює мікробіологічна

нітрифікація. *Проблеми екологічної безпеки* : зб. Мат. XVI Міжнар. наук-технічної конф. (Кременчук, 04-06 жовтня 2018). Кременчук, 2018. С. 97. (Особистий внесок здобувача: обробка даних регулярного контролю якості води та визначення показників небезпеки нітрифікації в системах водопідготовки м. Харкова).

10. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Екологічна безпека нітрифікації в системах питного водопостачання. *Регіональні проблеми охорони довкілля* : матеріали Міжнар. наук. конф. молодих вчених (Одеса, ОДЕКУ, 30 травня – 1 червня 2018). Одеса, 2018. С. 192–196. (Особистий внесок здобувача: проведення розрахунків, статистична обробка експериментальних даних).

11. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Оцінка ризиків для населення, створюваних розвитком нітрифікації в спорудах підготовки питної води. *Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : зб. матеріалів 5 Міжнар. конгресу (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 26–29 вересня 2018). Львів, 2018. С. 125с. (Особистий внесок здобувача: математична й статистична обробка експериментальних даних).

12. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Нітрифікація в фільтруючому завантаженні споруд водопідготовки та її екологічні наслідки. *Тези доповідей 74-ої науково-технічної конференції Харківського національного університету будівництва та архітектури* (Харків, ХНУБА, 5-6 березня 2019). Харків, 2019. С. 155-156. (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, обробка отриманих даних).

13. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. Нітрифікація в системах питного водопостачання. *ЕТЕВК-2019* : Міжнародний конгрес та технічна виставка (Україна, м. Чорноморськ 10-14 червня 2019). Чорноморськ, 2019. С. 146-148. (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, статистична обробка експериментальних даних).

14. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Глибока нітрифікація стічних вод як чинник активності нітрифікації в природній воді. *Збірник наукових праць* : VII-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з

міжнародною участю (Вінниця, ВНТУ, 25-27 вересня 2019). Вінниця, 2019. С.72. (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, обробка отриманих даних).

15. Iurchenko V., Ivanin P., Radionov M., Melnikova O. Influence of deep treated effluent on the activity of nitrification in natural water. Water supply and waste water disposal: designing, construction, operation and monitoring. III International scientific-practical conference. (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 23–25 жовтня 2019). Львів, 2019. С. 113-114. (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, визначення хімічних і біологічних кінетичних констант, статистична обробка експериментальних даних).

16. Юрченко В.О., Христенко А.М., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Мікробіоценози біологічних очисних споруд, що перетворюють азотвмісні сполуки, та їх вплив на процеси в природних водоймах. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матер. VI Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Київ, 14-15 листопада 2019) Київ, 2019. С. 206-209. (Особистий внесок здобувача: проведення експериментів, визначення біокінетичних констант, обробка експериментальних даних).

17. Юрченко В., Радіонов М., Мельнікова О., Рачковський О. Вплив нітрифікації у водоймі – джерелі питного водопостачання на екологічну безпеку питної води для населення. *Problems of emergency situations*. Міжнародна науково-практична конференція (Харків, 20 травня 2020). Харків, 2020. С. 443–445.

Abstract

Radionov M. P. Nitrification as an ecological factor of interaction of water reservoirs and related to them water use facilities. – Qualification scientific work as a manuscript.

Thesis for the degree of doctor of philosophy in the specialty 101 – «Ecology». – Research Institute "Ukrainian Research Institute of Environmental

Problems", Kharkiv, 2021.

The relevance of work is determined by providing the level of ecological safety of potable water in time of nitrification microflora influence from natural water reservoirs connected with water preparation stations (sources of water supply) and necessity of providing the ecological safety for natural water reservoirs which accept the waste water discharge from waste water treatment plants.

Nitrification in natural water reservoirs defines self-purification process from nitrogen compounds. From the activity of nitrification process in stations of water preparation depends potable water safety from the contamination of nitrogen compounds. In biological waste water treatment plants activity of nitrification affects on the efficiency of deep water treatment. Nitrification activity is the result of activity of nitrification bacteria in natural and technical objects and it depends on ecological factors. In technical objects appear additional factors of nitrification due to treatment schemes, technologies, facilities and microbiocenoses immobilization. In connected natural and technical water reservoirs during water transportation appears sufficient nitrification microflora transposition between them. Such situation could change nitrification bacteria concentration and nitrification kinetics in the water reservoir (waste waters acceptor). Though, in system «natural water reservoir↔water use facilities» nitrification in water reservoir – water donator, is an essential ecological factor of nitrification in water reservoir – water acceptor.

Kharkiv city is provided by potable water from two sources: natural source – riv. Siversiy Donets, and artificial – Kraspopavliske water reservoir. Nitrification activity determination in these reservoirs was made using three directions: analysis and calculation of nitrification activity in water reservoirs from the multiyear data, experimental determination of nitrification activity in water, experimental determination on nitrification activity in bottom sediments.

Chemical nitrification constants in riv. Siv. Donets and Krasnopavlivske reservoir, which were determined in experiment, had shown that in both basins the rate constant of 1st nitrification stage was higher than the 2nd stage constant,

which shows that nitrite accumulation possibility is minimal. Biochemical constants of nitrification have shown that real rate of nitrification is slightly higher in Krasnopavlivske reservoir than in riv. Siv. Donets. 1st nitrification stage activity in bottom sediments in investigating water basins, according to data from the nitrification activity measurements of hydroxylamine oxidoreductase enzyme had shown that in Krasnopavlivske reservoir that activity slightly higher than in riv. Siv. Donets.

In water preparation systems «Donets» and «Dnipro» is carried out water treatment and disinfection. During the 5 year of observation in the water of riv. Siv. Donets and Krasnopavlivske reservoir within the scheme «water intake – water preparation–water distribution system» average annual ammonium nitrogen concentration dynamics shows constant decrease, average annual nitrate nitrogen concentration shows constant increase, pH dynamics shows constant decrease. This convincing evidence about the nitrification presence in investigated objects. Nitrite concentration control had shown that water preparation conditions provide such rate of the 2nd nitrification stage, which reduces nitrite concentration to ecologically safe concentrations.

Zeolite filter backfill is the most favorable for immobilization of nitrification bacteria on it compared with anthracite and quartz sand backfills. This issue gives us an opportunity to assume that on the «Donets» water preparation station there is a danger of nitrite accumulation.

According to observation of the data of 8 year period was established that there is a positive correlation between the nitrification index in natural water reservoir and in water preparation stations.

As biochemical investigations had shown, water with high concentration of N-NH₄ (during preammination process) activates the development of ammonia oxidation bacteria, which causes raising of N-NO₂ concentration to invalid values. During the method of postammination the concentration of nitrifying bacteria of the 1st stage of nitrification in filter back fill decreases a 150 times.

The analysis of nitrification index data in water preparation station «Donets» strongly prove that nitrification in natural water reservoir is significant ecological factor of influence on microbiological processes, which occurring in water preparation stations, and consequently on an ecological safety of potable water for population. Nitrification index data from water preparation station «Dnipro» shows a positive correlation but not so obviously. It happens due to conducting of chlorination on this station. Biological waste waters treatment takes place on 3 and 4-corridor aeration tanks with activate sludge regeneration and concentrated activated sludge and waste waters income into the first half of the second corridor. Ammonia nitrogen concentration in treated waste waters after the biological treatment significantly decreases (up to 92%). While nitrite and nitrate concentrations increasing, which is an obviously indication of passing both stages of nitrification (I and II phase).

Specific rate of N-NH₄ oxidation by activate sludge microbioteneses is much higher, compared with bottom sediments. Activate sludge nitrifying ability of waste water treatment plants aeration tanks was determined by biochemical method according to hydroxylamine oxidoreductase enzyme activity and by microbiological method – concentration of nitrifying bacteria of the 1st stage. Nitrifying ability of activate sludge from the aeration tanks is 10 times higher then nitrifying ability of bottom sediments of riv. Siv. Donets and Krasnopavlivske reservoir.

Considering the concentration of suspended matter shows that everyday emission of nitrifying bacteria from waste water treatment plant into the riv. Udy can reach $2,7 * 10^{17}$ cell/day.

Waste waters which was treated on waste water treatment plant №2 of Kharkiv city directed into the discharge canal and then through the collector discharging into the riv. Udy, which is a tributary of riv. Siv. Donets. Determination of nitrification processes activity in riv. Udy in the area 500 meters before and 500 meters after the treated waste waters discharge was made by using three directions: investigation and calculation of nitrification activity in riv. Udy

based on multiyear data, experimental determination of nitrifying activity in water, experimental determination of nitrifying activity in bottom sediments.

Analyses of water from riv. Udy in the area 500 meters before and 500 meters after the treated waste waters discharge had shown that concentration of ammonium nitrogen during 5 year study basically decreases, while concentration of nitrites and nitrates constantly increase, which is an evidence that nitrifying activity in riv. Udy enhances in the area after the discharge. This conclusion is proved by the calculation of nitrification index for the investigation period.

According to experiment data for areas before and after the discharge, chemical constant of the 2nd stage of nitrification was higher then the constant of 1st stage. That gives an opportunity to assume that danger of nitrite accumulation is minimal, which proves multiyear analyses results.

Calculations of biokinetic indicators had shown that nitrification rate in the area after the waste waters discharge almost two times higher then this indicator before the discharge. According to experimental results we can assume that after the discharge microbial contents of nitrifying microbiocenoses changes due to incoming microflora from the waste water treatment plant.

Experimental investigation of nitrifying ability of bottom sediments from riv. Udy before and after the discharge had shown that hydroxylamine oxidoreductase activity in bottom sediments before and after the discharge has the same order of values.

As follows, nitrifying activity in riv. Udy increasing, which was revealed according to multiyear data of control of nitrogen compounds, pH, nitrification index in the area of 500 meters before and 500 meters after the treated waste waters discharge is due to intensification influence of the waste waters discharge.

Obtained results show that nitrification in biological waste water treatment plants is an essential ecological factor in natural water reservoir. Microflora from the waste water treatment plant changes the nitrification and concentration of nitrifying bacteria in natural water reservoir after the waste waters discharge,

changes nitrification kinetics, nitrogen compounds dynamics in water reservoir and activity of its self-purification from nitrogen compounds.

ЗМІСТ

Вступ	6
РОЗДІЛ 1. Екологія нітрифікуючих мікроорганізмів в природних та техногенних водних середовищах	13
1.1 Мікробіологічні, фізіологічні та екологічні характеристики нітрифікуючих мікроорганізмів	13
1.1.1 Мікробіологія і фізіологія нітрифікації	13
1.1.2 Екологічна роль нітрифікуючих мікроорганізмів, місце нітрифікації у біогеохімічному кругообізі азоту в біосфері	14
1.2 Екологічні особливості процесів нітрифікації в природних та штучних водоймах	16
1.2.1 Природні та штучні водойми	16
1.2.2 Екологічні умови нітрифікації в мало проточних водоймах (озерах та водосховищах)	17
1.2.3 Процеси нітрифікації у проточних водоймах	21
1.3 Нітрифікація в техногенних системах водокористування та її екологічні наслідки	25
1.3.1 Процеси нітрифікації в системах водопідготовки та в водорозподільчих мережах	25
1.3.2 Нітрифікація в системах водопідготовки, що використовують хлорамонізацію	28
1.3.3 Екологічні чинники управління нітрифікацією в системах біологічної очистки стічних вод	33
1.4 Вплив скиду стічних вод на процеси нітрифікації в природних водоймах	36
1.5 Вибір напрямку дисертаційного дослідження	40
РОЗДІЛ 2. Нітрифікація у природних та штучних водоймах – джерелах водозабору	42
2.1 Об'єкти та методи експериментальних досліджень	42

2.1.1 Об'єкти експериментальних досліджень	42
2.1.2 Методи експериментальних досліджень	44
2.2 Експериментальна оцінка екологічних наслідків нітрифікації у водоймах, що використовуються для забору води питного призначення	48
2.2.1 Оцінка активності нітрифікації у р. Сіверській Донець на ділянці водозабору відповідно до даних регулярного контролю	48
2.2.2 Визначення хімічних та біологічних констант нітрифікації у воді р Сів. Донець за даними лабораторного експерименту	51
2.2.3 Дослідження нітрифікуючої здатності донних відкладень в р Сів. Донець	55
2.2.4 Оцінка активності нітрифікації у Краснопавлівському водосховищі на ділянці водозабору за даними регулярного контролю	56
2.2.5 Визначення хімічних та біологічних констант нітрифікації у воді Краснопавлівського водосховища за даними лабораторного експерименту	59
2.2.6 Дослідження нітрифікуючої здатності донних відкладень в Краснопавлівському водосховищі	63
Висновки до другого розділу	65
РОЗДІЛ 3. Нітрифікація в спорудах водопідготовки та в розподільчих мережах водопостачання - проблема для раціонального водокористування та екологічно безпечного питного водоспоживання людей	67
3.1 Об'єкти та методи досліджень	67
3.1.1 Об'єкти досліджень	67
3.1.2 Методики контролю хімічного складу води та нітрифікуючої здатності фільтруючого завантаження	74
3.2 Виявлення процесів нітрифікації в спорудах водопідготовки та в розподільчих водопровідних мережах за даними регулярного контролю	74
3.2.1 Виявлення процесів нітрифікації в КВ «Донець» та в розподільчих	

водопровідних мережах, що відносяться до цього комплексу	74
3.2.2 Виявлення процесів нітрифікації в КВ «Дніпро» та в розподільчих водопровідних мережах, що відносяться до цього комплексу	76
3.3 Експериментальне дослідження нітрифікуючої здатності фільтруючих завантажень в спорудах водопідготовки	79
3.4 Аналіз впливу нітрифікації в водоймі – джерелі питного водопостачання, на активність нітрифікації в спорудах водо підготовки	80
3.5 Експериментальне дослідження впливу хлорамонізації на активність нітрифікації в спорудах водопідготовки КВ «Дніпро»	82
Висновки до третього розділу	90
РОЗДІЛ 4. Процеси нітрифікації в міських біологічних очисних спорудах № 2 м. Харкова	92
4.1 Технологічна схема очистки міських стічних вод в очисних спорудах № 2	92
4.2 Склад стічних вод, що надходять на МОС № 2 м. Харкова, та очищених стічних вод	94
4.3 Ефективність видалення сполук азоту з стічних вод при очистці в МОС № 2	97
4.4 Визначення нітрифікуючої здатності активного мулу аеротенків Міських очисних споруд № 2	98
Висновки до четвертого розділу	106
РОЗДІЛ 5. Вплив скиду глибокоочищених стічних вод на нітрифікацію у природній водоймі – приймачі оброблених стічних вод	108
5.1 Характеристики р. Уди, що приймає очищені міські стічні води з МОСВ № 2	108
5.2 Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод за даними багаторічного контролю	109
5.2.1 Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці скиду стічних вод за даними багаторічного контролю	109

5.2.2. Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці 500 м до скиду стічних вод та по ходу течії річки на відстані 1700 м	112
5.2.3 Визначення кінетичних характеристик нітрифікації в водному середовищі р. Уди до та після скиду стічних вод за даними лабораторного експерименту	114
5.2.4 Визначення нітрифікуючої здатності донних відкладень в р. Уди на ділянках до та після скиду стічних вод	120
Висновки до п'ятого розділу	122
Загальні висновки	124
Список використаних джерел	128
Додаток А	143
Додаток Б	147
Додаток В	148
Додаток Г	149

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Нітрифікація – автотрофний мікробіологічний процес окиснення $N-NH_4$ та $N-NO_2$, є важливим чинником рівня екологічної безпеки водних об'єктів як природного, так і техногенного походження. В природних водних об'єктах нітрифікація визначає процес самоочищення від сполук азоту. Від нітрифікації та її активності в спорудах водопідготовки залежить безпека питної води за вмістом нітритів, а в спорудах біологічної очистки – ефективність глибокої очистки стічних вод. Активність нітрифікації, яка зумовлена життєдіяльністю нітрифікуючих бактерій, в природних і техногенних об'єктах залежить від екологічних чинників: концентрації органічних сполук, температури, рН, концентрації розчинного кисню, $N-NH_4$ та $N-NO_2$. В техногенних об'єктах з'являються додаткові чинники нітрифікації, створювані особливостями схем обробки, технологій та обладнання, іммобілізацією мікробіоценозів. Матеріали наукових досліджень показують, що в пов'язаних між собою природних і технічних водних об'єктах з рухом води відбувається істотний перенос нітрифікуючої мікрофлори як з природних водних об'єктів в технічні об'єкти водокористування, так і навпаки. Така контамінація здатна змінити концентрацію нітрифікуючих бактерій і кінетику цього процесу в водному об'єкті (приймачі стічної води). Отже, в системі «природний водний об'єкт ↔ споруди водокористування» нітрифікація в водному об'єкті – донорі води, є вагомим екологічним чинником нітрифікації в водному об'єкті – приймачі води. Проте кількісні показники цього процесу (з урахуванням кінетичних показників біохімічних реакцій) при скиді стічних вод в природні водні об'єкти мало досліджені, ще менше відомостей про вплив нітрифікації в природних водоймах-джерелах питного водопостачання на нітрифікацію в спорудах водопідготовки.

Актуальність роботи визначається необхідністю забезпечення рівня екологічної безпеки питної води в умовах впливу нітрифікуючої мікрофлори із сполучених з спорудами водопідготовки природних водних об'єктів – джерел водопостачання, та необхідністю забезпечення рівня екологічної безпеки природних водних об'єктів, що є приймачами скиду стічних вод з споруд біологічної очистки.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана відповідно до Закону України про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року від 16квітня 2018 року № 4/1.6-18 та у рамках Держбюджетної науково-дослідної роботи на замовлення Міністерство екології та природних ресурсів України в УКРНДІЕП «Розроблення інноваційної технології очищення стічних вод від сполук азоту для підвищення екологічної безпеки водних об'єктів» (ДР №0118U000507).

Мета і завдання досліджень. Прогнозування змін природних і техногенних водних екосистем та оптимізація водокористування шляхом контролю нітрифікації в природних й технічних водних об'єктах, що забезпечує охорону довкілля та збалансоване природокористування.

Для досягнення зазначеної мети необхідно вирішити такі завдання:

- проаналізувати екологічну небезпеку, створювану мікробіологічною нітрифікацією в природних водоймах та в спорудах водопідготовки, а також вплив нітрифікації стічних вод на цей процес в природних водоймах – приймачах скиду стічних вод.
- розробити комплексний методологічний підхід до визначення активності нітрифікації в водних екосистемах (вільноплаваючої та іммобілізованої мікрофлори) природних водойм та споруд водокористування.
- експериментально встановити активність (хімічні й біологічні кінетичні показники) нітрифікації в водних екосистемах (водній товщі й донних відкладеннях) та її вплив на екологічну ситуацію у природних та

штучних водоймах – джерелах водозабору (р. Сіверський Донець, Краснопавлівське водосховище).

- експериментально в натурних та лабораторних умовах визначити показники нітрифікації в спорудах водопідготовки (комплексів водопідготовки «Донець» та «Дніпро») та в відповідних розподільчих мережах водопостачання, вплив на них екологічних чинників та створювані проблеми для раціонального водокористування й екологічно безпечного питного водоспоживання.

- експериментально в натурних умовах визначити біохімічні та мікробіологічні показники й кінетичні характеристики нітрифікації стічних вод в міських біологічних очисних спорудах № 2 м. Харкова.

- експериментально в натурних та лабораторних умовах визначити вплив скиду глибоко очищених стічних вод з очисних споруд № 2 м. Харкова на нітрифікацію у р. Уди – приймачі оброблених стічних вод.

Об’єкт дослідження: нітрифікація в водних екосистемах різного походження: природних та штучних водоймах – джерелах водопостачання, і пов’язаних з ними спорудах водопідготовки, біологічних очисних спорудах та пов’язаній з ними природній водоймі – приймачі скиду стічних вод.

Предмет дослідження: зменшення екологічних загроз, створюваних нітрифікацією в природних водних об’єктах та в спорудах водопідготовки.

Методи дослідження. У дисертації використано загальнонаукові теоретичні та емпіричні методи дослідження, зокрема: метод аналізу, узагальнення та спеціальних розрахунків на підставі даних щоденного контролю концентрації сполук азоту у воді природних об’єктів, споруд водопідготовки, водопровідних мереж та споруд біологічної очистки стічних вод, методи гідрохімічного аналізу, мікробіологічних та біохімічних досліджень активного мулу і донних відкладень. Кінетичні показники нітрифікації в природних та техногенних водних середовищах визначали експериментально при лабораторному моделюванні процесів трансформації

сполук азоту, обробки експериментальних даних з допомогою розробленої математичної програми та лінеаризації даних методом Уокера–Шмідта.

Статистичну обробку експериментальних даних виконано із застосуванням комп'ютерної програми Microsoft Excel.

Наукова новизна отриманих результатів полягає в наступному:

Вперше:

- теоретично обґрунтовано та експериментально доведено вплив активності нітрифікації в природній водоймі – джерелі водопостачання, на активність нітрифікації в спорудах водопідготовки.

- науково обґрунтовано експериментально досліджену нітрифікуючу активність мікробіоценозів, іммобілізованих на засипці фільтрів водопідготовки, та вплив на неї екологічних чинників: концентрації NH_4^+ і природи носіїв для іммобілізації.

Удосконалено:

- методологію кількісного визначення активності нітрифікації в водних екосистемах (вільноплаваючої та іммобілізованої мікрофлори) шляхом застосування трьох незалежних методів: гідрохімічного, біохімічного та експериментального лабораторного моделювання з подальшим розрахунком хімічних та біологічних кінетичних констант.

Набуло подальшого розвитку:

- теоретичне та експериментальне обґрунтування впливу нітрифікованих стічних вод на показники нітрифікації в водоймі – приймачі цих стічних вод.

Практичне значення отриманих результатів. На основі проведеного науково-теоретичного аналізу і експериментальних досліджень запропоновано екологічно безпечну схему процесу хлорамонізації води на КВ «Дніпро», яка забезпечує мінімізацію вмісту нітритів в обробленій воді, а, отже, безпеку питного водокористування. Відмічені проблеми, створювані засипкою фільтрів на спорудах водопідготовки з цеоліту, який селективно

імобілізує нітрифікуючу мікрофлору, а, отже, сприяє її накопиченню в спорудах водопідготовки. Запропонована схема хлор амонізації води, що мінімізує розвиток нітрифікації в засипках фільтрів водопідготовки та вміст нітритів в питній воді, впроваджена на КП «Харківводоканал» (акт впровадження від 02.06.2020 р.)

Особистий внесок здобувача. Дисертаційне дослідження є самостійно підготовленою науковою працею, у якій на основі обробки даних регулярного контролю було проведено аналіз багаторічних та середньомісячних показників концентрації азотовмісних сполук у воді р. Сів. Донець та Краснопавлівського водосховища, порахований індекс нітрифікації, виявлено процеси нітрифікації в спорудах водопідготовки та в розподільчих водопровідних мережах і вплив іммобілізованої нітрифікуючої мікрофлори на нітрифікацію в природному водному об'єкті – джерелі питного водопостачання [1, 2, 7, 9–11, 17]. На підставі даних лабораторних експериментів визначені хімічні та біологічні константи нітрифікації та нітрифікуюча здатність донних відкладень на цих об'єктах [2, 3, 15]. Експериментально досліджено нітрифікуючу здатність фільтруючих завантажень в спорудах водопідготовки [12, 17] і вплив хлорамонізації на активність нітрифікації в спорудах водопідготовки КВ «Дніпро». Показана ефективність видалення сполук азоту зі стічних вод при очистці на Міських очисних спорудах водовідведення № 2 м. Харкова [3, 14]. На підставі аналізу даних щоденного контролю очистки стічних вод на МОСВ № 2, лабораторних експериментальних досліджень визначена нітрифікуюча здатність активного мулу біологічних очисних споруд, проведена оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці 500м до та 500м після скиду стічних вод та по ходу течії річки на відстані 1700м, визначено хімічні та біологічні кінетичні характеристики нітрифікації в водному середовищі р. Уди до та після скиду стічних вод [13, 14, 16].

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень доповідались та обговорювались на науково-теоретичних і науково-

технічних конференціях і семінарах: III Міжнародна науково–практична конференція «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (24–25 березня 2016 р.), Четвертий студентський Конгрес «Захист навколишнього середовища» Збалансоване природокористування» (26–27 квітня, 2017 р.), VIII Міжнародної наукової конференції «Ресурс і безпека експлуатації конструкцій, будівель та споруд» (18–19 жовтня, 2017 р), V Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (2018), 74 науково-технічна конференція Харківського національного університету будівництва та архітектури (ХНУБА. – 2019), III міжнародна науково-практична конференція «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг» (Львів–2019), Міжнародна науково-практична конференція молодих учених «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту» (10–11 квітня 2019, м. Харків), Міжнародний конгрес та технічна виставка «ЕТЕВК-2019» (Україна, м. Чорноморськ, 10–14 червня 2019 р), VII-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Вінниця, ВНТУ, 25–27 вересня 2019), VI Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (14–15 листопада 2019 р., м. Київ), Міжнародна науково-практична конференція «Проблеми техногенно–екологічної безпеки: освіта, наука, практика» (21–22 листопада 2019 р., м. Харків).

Публікації. Основні положення і результати досліджень опубліковані в 17 наукових публікаціях, з них 3 публікації у наукових фахових виданнях України, що рекомендовані Міністерством освіти і науки України; 2 публікації в закордонних спеціалізованих наукових виданнях, що індексуються в науково-метричній базі Scopus; 1 стаття в іншому виданні, 12 тез у збірниках матеріалів наукових конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається із вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Повний обсяг дисертації становить 149 сторінок: 141 сторінок основного тексту, 47

рисуноків, 26 таблиць (14 рисуноків та 7 таблиць займають повністю площу 21 сторінки), список використаних джерел з 146 найменувань на 14 сторінках.

РОЗДІЛ 1

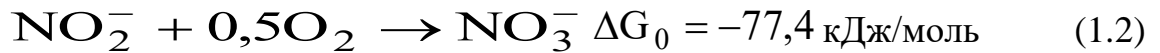
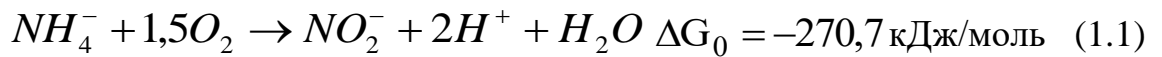
ЕКОЛОГІЯ НІТРИФІКУЮЧИХ МІКРООРГАНІЗМІВ В ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩАХ

1.1 Мікробіологічні, фізіологічні та екологічні характеристики нітрифікуючих мікроорганізмів

Нітрифікуючі мікроорганізми достатньо поширені в природі і, здійснюючи в біосфері ряд перетворень азоту, в тому числі унікальних, відіграють надзвичайно важливу роль в його глобальному біогеохімічному циклі [1–5, 6, 7]. Нітрифікація дуже важливий процес для якості води річкових екосистем і організмів (оскільки є невід'ємною частиною біологічного механізму самоочищення річки), для концентрації сполук азоту в ґрунтах та утворення певних мінералів. Процес нітрифікації в водних середовищах було ефективно застосовано в сучасних екобіотехнологіях – системах біологічної очистки стічних вод від біогенних елементів [1, 2, 8–10].

1.1.1 Мікробіологія і фізіологія нітрифікації

Відомі до теперішнього часу хемолітоавтотрофні нітрифікуючі мікроорганізми можуть бути розділені на дві групи. Перша група включає аеробні та факультативно анаеробні мікроорганізми [1–5] – нітрифікуючі бактерії та археї, що використовують як джерело енергії реакцію окислення аміаку (аммонійокиснюючі) до нітритів – перша фаза нітрифікації, і нітрифікуючі бактерії, що використовують як джерело енергії реакцію окислення нітритів (нітринокиснюючі) до нітратів – друга фаза нітрифікації [2, 3, 11–13].



Бактерії першої фази нітрифікації представлені чотирма видами мікроорганізмів: *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosolobus* і *Nitrospira*. З них найбільш вивчений вид *Nitrosomonas europaea*, Клітини *Nitrosomonas europaea* зазвичай овальні (0,6 -1,0 X 0,9-2,0 мкм), розмножуються бінарним поділом. Серед бактерій другої фази нітрифікації розрізняють три види мікроорганізмів: *Nitrobacter*, *Nitrospina* і *Nitrococcus*. Велика частина досліджень проведена з різними штамми *Nitrobacter*, багато з яких можуть бути віднесені до *Nitrobacter winogradskyi*, хоча описані і інші види. Бактерії бувають переважно грушоподібної форми клітин. Як показано Г. А. Заварзіним, розмноження *Nitrobacter* відбувається шляхом брунькування, причому дочірня клітина буває зазвичай рухлива, так як забезпечена одним латерально розташованим джгутиком. Швидкість розмноження нітрифікуючих бактерів на 2 – 3 порядки нижче швидкості розмноження гетеротрофних бактерій [11].

Нітрифікуючі бактерії ростуть на простих мінеральних середовищах, що містять окислюваний субстрат у вигляді амонію або нітритів і вуглекислоту. Джерелом азоту в конструктивних процесах можуть бути, крім амонію, гідроксиламін та нітрити [11].

Основними екологічними чинниками, що управляють активністю розвитку нітрифікуючих мікроорганізмів в рідких живильних середовищах є: концентрація кисню, концентрація амонію/нітритів, наявність органічних сполук, наявність субстратів для іммобілізації.

1.1.2 Екологічна роль нітрифікуючих мікроорганізмів, місце нітрифікації у біогеохімічному кругообізі азоту в біосфері

Нітрифікація здійснює унікальний окиснювальний етап в глобальному циклі азоту в біосфері (рис. 1.1) [12].

Нітрифікуючі бактерії відіграють головну роль у «самоочищенні» природних водойм від амонійного азоту, що утворюється в результаті природних процесів, які відбуваються безпосередньо у водоймах, а також міститься у рідких антропогенних і техногенних відходах, що скидаються у водойми. За наявності в природних водоймах NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , співвідношень їх концентрацій і щільності нітрифікуючих бактерій можна судити про забруднення води господарсько-побутовими стоками та глибину процесу «самоочищення», що відбувся [13–15, 17].

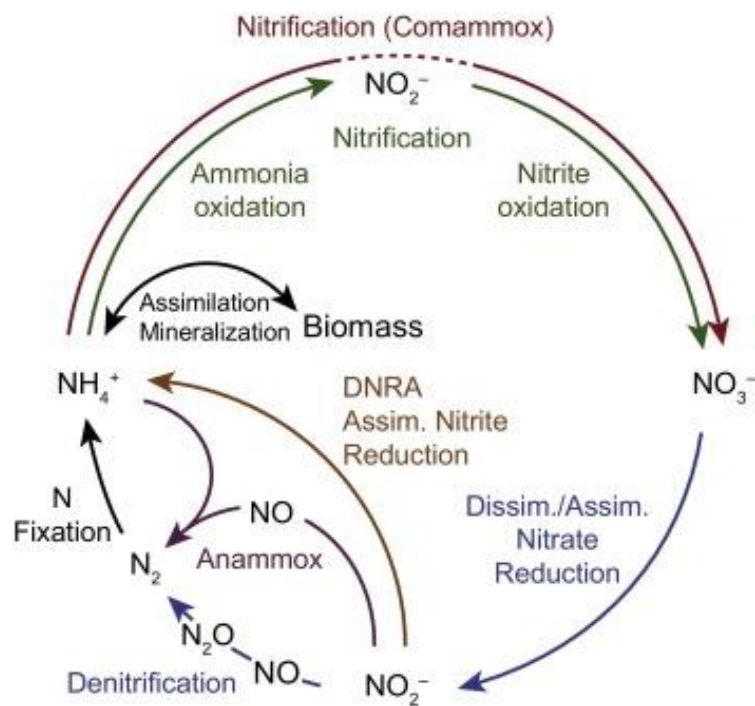


Рисунок 1.1 – Мікробіологічні процесив глобальному циклі азоту в природі [16, 17].

Роботами кінця ХХ століття показана значна геохімічна роль нітрифікуючих бактерій в перетворенні газів - окислення метану, оксиду вуглецю [7, 16–19]. Доведена здатність амоній окиснюючих бактерій роду *Nitrosomonas* відновлювати $^{15}NO_2^-$ до $^{15}N_2$ в умовах кисневого голодування і

утворювати N_2O [7], тобто перетворювати газоподібні сполуки з утворенням газів парникового ефекту.

1.2 Екологічні особливості процесів нітрифікації в природних та штучних водоймах

1.2.1 Природні та штучні водойми

Біосфера нашої планети існує у вигляді живих організмів і продуктів їх життєдіяльності в газоподібній оболонці Землі - атмосфері, твердій - літосфері і рідкою - гідросфері. Найбільш широкою ареною життя є гідросфера. Водна екологія (гідроекологія, екологія гідросфери) вивчає водні екосистеми як сукупність трьох взаємодіючих компонентів : водного середовища, водних організмів і діяльності людини [20].

"Текучі води" (струмки і річки) називають лотичними, а "стоячі води", тобто водойми уповільненого водообміну - стрічковими . З точки зору гідробіології головними відмінностей потоків від водойм є: течія в річках відносно швидка і направлена, тоді як в озерах –повільна і ненаправлена, рівень води в річках, як правило, мінливіший, ніж в озерах, умови існування гідробіонтів в річках сильніше залежать від дії водозбірного басейну, чим у озерах. Озера характеризуються вертикальним градієнтом, тобто умови існування гідробіонтів в них змінюються від поверхні до дна, тоді як в річках практично ніколи не спостерігається вертикального градієнта. У річках спостерігається зміна умов (температура води, швидкість течії, гідрохімічні показники та інше.) від витoku до гирла [20].

У гідробіології головною ознакою, що відрізняє ставок від озера і струмок від річки, являється природна освітленість дна, що відіграє важливу роль у формуванні біологічної структури водного тіла [20].

1.2.2 Екологічні умови нітрифікації в мало проточних водоймах (озерах та водосховищах)

На активність нітрифікації в водоймах впливають наступні екологічні чинники: мінеральний склад води, наявність і фракції органічних речовин, концентрація розчинного кисню та температура.

Мінеральний склад води, що живить озера, залежить від трьох факторів: 1 – складу атмосферних опадів, що живлять озера та містять ряд солей; 2 – сполук, що потрапляють з водами водозбірного басейну; 3 – рівноваги іонів, яка встановлюється завдяки обміну іонами між водою та ґрунтами або озерними мулами [21–24].

Органічна сполука у водоймі може бути розподілена на три фракції: зависла органічна сполука, розчинена органічна речовина, органічна речовина мулових відкладень.

Озерна вода, окрім солей, містить у великій чи малій кількості розчинні гази – азот, кисень, вуглекислоту, метан та оксидів вуглецю. Розвиток нітрифікаторів) у водоймі залежить від кількості розчинного у воді кисню [22, 24].

Нітрифікація в озерах головним чином здійснюється представниками облигатних та факультативних хемолітотрофів сімейств Nitrobacteraceae та Methelomonadaceae. В умовах низького вмісте кисню (1%) швидкість росту амонійокислюючих бактерій менше ніж при наявності у газовій фазі великої кількості кисню. При цьому знижується утворення нітритів, але збільшується утворення оксиду азоту(рис. 1.2,табл.1.1) [23].

Як видно з представлених даних, на досліджених об'єктах при відносно однакових температурах найбільша швидкість нітрифікації зафіксована при найбільшій концентрації кисню у воді придонного шару [25].

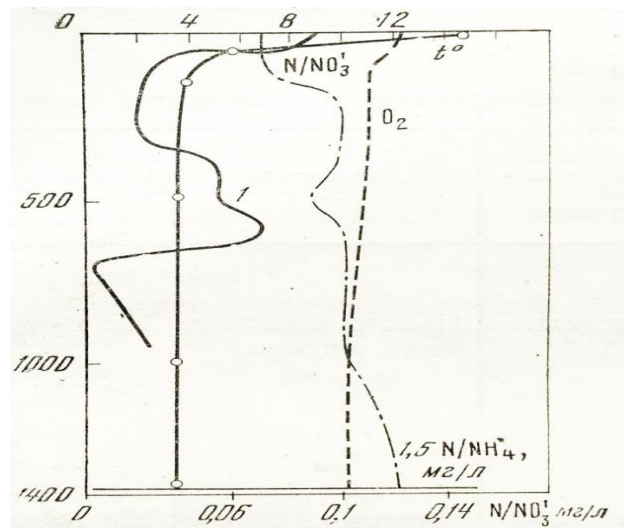


Рисунок 1.2– Залежність активності процесу нітрифікації від глибини водойми, температури та концентрації кисню [25]

Таблиця 1.1 – Вплив концентрації кисню в придонному шарі води на швидкість нітрифікації [25]

Озеро	Глибина на станції, м	Температура, °C	Вміст O ₂ біля дна, мгO ₂ /л	Швидкість нітрифікації мгN/дм ³ *добу
Кубенське 1	6	15,6	8,6	2,3
Кубенське 2	4	15,8	8,5	1,49
Вазерінське	8	16,4	6,8	1,20
Благовіщенське	2	16,4	8,7	1,08
Зауломське	7	15,8	7,3	0,96

У водній масі озер всіх типів амонійоокиснюючі бактерії зазвичай не багаточисленні (1-10 кл./см³), тоді як у стратифікованих озерах мезотрофного та евтрофного типів багаточисленні метилотрофні бактерії (500-4 000 000 кл./см³) та нерідко розвиваються нітритокиснюючі бактерії, до 1000 кл./см³ (табл. 1.2). Аерація природної води сприяє процесу хемолітотрофної нітрифікації у поверхневому 0-2 см шарі донних відкладень [25].

Концентрація $N-NH_4$ і $N-NO_3$ в воді озер сильно варіює протягом озерних сезонних циклів. Для глибоких стратифікованих озер концентрація $N-NH_4$ зазвичай знижується в кінці літа і осені. Для трофогенної зони мілководних озер концентрації $N-NH_4$ і $N-NO_3$ нижче в періоди стабільності товщі води і збільшуються під час вертикального перемішування. В цілому, у відносно стоячій воді, як озер, так і водосховищ, концентрація $N-NH_4$ накопичується по відношенню до $N-NO_3$. В евтрофних і гіпертрофічних озерах, велика концентрація органічної речовини передбачає великий пул аміаку. А низький вміст кисню в воді таких озер придушує нітрифікацію та видалення $N-NH_4$, який, таким чином, буде накопичуватись. Загалом, активність нітрифікації в озерах залежить як від ряду відомих з загальної мікробіології екологічних чинників (рН, концентрації кисню), так і екологічних чинників, специфічних для даних водних об'єктів: загальної біомаси озера, морфометрії води, лужності. Головний чинник нітрифікації – кисневий режим [26–28].

Вивчення активності нітрифікації у водосховищах показали, що вона залежить від складу різних форм азоту у воді та в поверхневому 0-2 см шарі ґрунтів, де зазвичай реєструються найбільш інтенсивні мікробіологічні процеси. По мірі формування ґрунтів водосховища відбулося утворення однорідного намулу, що сприяло вирівнюванню вмісту азоту у поверхневому шарі донних відкладень по всій площі водойми. Одночасно з осадженням сполук азоту у донні відкладення відбувається потрапляння його розчинних форм з мулу у воду. Органічні сполуки, що містять азот, осідаючих на дно, піддаються мінералізації з виділенням амонію (за участі амоніфікуючих бактерій). Таким чином на різних ділянках водосховища відмирання деяких форм фітопланктона супроводжується підвищенням вмісту бактерій у ґрунтах [26–28].

Таблиця 1.2 –Активність хемолітоавтотрофної нітрифікації в озерах різного типу

Озеро	Тип трофності	Чисельність бактерій, тис. кл/см ³		Інтенсивність нітрифікації	
		Амонійокисню ючі	Нітритокисн ючі	Вода, мгN/(дм ³ *доб)	Мул, мгN/(дм ³ *доб)
Рибінське водосховище, Вишки та Доткас (Латвія) [25]	Евтрофні	0,007-0,1	0,001-0,1	0-18	0,3-50,7
Озеро Кізакі (Японія) [31]	Евтрофне -	-	-	0,65	-
Озеро Окаро (Нова Зеландія) [31]	Евтрофне -	-	-	67-98	-
Ростовське (Росія), Заболотніеку (Латвія), Кікаявр (Естонія), Друкшай (Литва) [25]	Мезотрофні	0,001-0,010	0,001-1	3,9-11,6	0-4,3
Севан (Арменія), Дридзас та Свенте (Латвія) [25]	Мезотрофно- оліготрофні	0,001-0,1	0,001-0,1	2,7-17,3	0,7-4,2

Активність нітрифікації визначається фізико–хімічними екологічними чинниками: температура і концентрація кисню, пропорційна концентрації субстрату (NH_4) і концентрації нітрифікуючих мікроорганізмів [1]. Причому нітрифікуючі бактерії розвиваються активніше на поверхні органічного сестону і в донних відкладеннях. Тобто, наявність завислих частинок стимулює процес нітрифікації [28–32].

У роботі [32–34,36] було розглянуто процес нітрифікації у водосховищі Włosławekна р. Вістула. Великі відмінності в активності процесу нітрифікації виявилися впродовж цілого періоду вивчення: від значень на межі виявлення використаними методами – $1.3 \text{ мгN/дм}^3/\text{добу}$ до $120 \text{ мгN/дм}^3/\text{добу}$. Найнижча активність була виявлена у воді, що впадає у водосховище. Потенційна активність нітрифікації показала різні сезонні напрямлення. Позитивна кореляція була продемонстрована між активністю нітрифікації та споживанням кисню при цьому процесі (N-BOD). Коефіцієнт кореляції показав достатньо тісний зв'язок між параметрами зазначеними вище, особливо на станціях з більш озерним характером. Дослідження показали більш сильний взаємозв'язок між концентрацією завислих частинок та нітрифікацією тільки на одній з 3-х станцій спостережень. Більш того на одній з станцій було відмічено негативну кореляцію між концентрацією розчиненого кисню та активністю нітрифікації, і позитивну – між концентрацією амонійного азоту та нітрифікацією.

1.2.3 Процеси нітрифікації у проточних водоймах

Процес нітрифікації в річках різни кліматичних зон вивчався багатьма дослідниками [37–46]. Як один з найвагоміших чинників активності нітрифікації в цих водних об'єктах розглядався узагальнений антропогенний фактор – протікання понеурбанізованих [37–42] або урбанізованих територіях [43–46], і окремі його аспекти.

Нітрифікація у річках на ділянках поза урбанізованими територіями

Річка – це система, що включає в себе як основу так і притоки, що несуть у потоці навантаження зречовин у розчиненому та нерозчиненому станах природного та антропогенного походження. Швидкість амоніфікації та нітрифікації грає ключову роль у циклі азоту в річках, роблячи азот доступним рослинам та мікробам [37–38]. Пітримка низьких концентрацій нітритів у річній воді – головна проблема наслідків процесу нітрифікації, так як ці речовини являються дуже токсичними для водних організмів [39–41].

В роботі [39] встановлені концентрації мікроорганізмів еколого-трофічних груп циклу азоту у воді р. Дрвенца (10 проб на ділянці 15 км): протеолітичних, амоніфікуючих, амонійокиснюючих (АОБ), нітритоокиснюючих (НОБ), денітрифікуючих бактерій і фіксаторів атмосферного азоту. Паралельно контролювали наступні екологічні чинники їх розвитку: рН, вміст розчиненого кисню, концентрація амонію, азоту нітритів і нітратів. Концентрації перелічених груп бактерій різнилися на декілька порядків в різних точках відбору проб. Найменша концентрація була зафіксована для автотрофних нітрифікуючих бактерій та бактерій-фіксаторів атмосферного азоту: $(14-107) \cdot \text{MPN}/100 \text{ см}^{-3}$ та $(52-105) \text{ cfu}/\text{см}^{-3}$ відповідно. Найбільш чисельними були амоніфікуючі бактерії ($10^3 - 10^6 \text{ MPN}/100 \text{ см}^{-3}$) (табл. 1.3).

Як свідчать представлені, дані суттєве підвищення концентрації нітрифікуючих бактерій (як АОБ, так і НОБ) спостерігалось на ділянках з найвищими концентраціями N-NH₄ та N-NO₃. Суттєвого впливу на концентрацію цих бактерій рН, або концентрації розчинного кисню не спостерігалось. Відмічено локальний або сезонний вплив факторів навколишнього середовища та антропогенних факторів.

Нітрифікація у річках, що протікають на урбанізованих територіях

Як свідчать дані науково-технічної літератури, поверхневі стічні води з урбанізованих територій суттєво (інколи в десятки разів) забруднюють річні води амонійним азотом – ключовим субстратом нітрифікації [47].

Таблиця 1.3 – Концентрація різних видів бактерій в р. Дрвенца по точкам відбору проб [39]

Місце відбору проб	Протеолітичні, КУО/ см ⁻³	Амоніфікуючі бактерії	АОБ	НОБ	Фіксатори атмосферного азоту	
		MPN/100 см ⁻³			Azotobacter, кЛ/см ⁻³	Clostridium pasteurianum, кЛ/см ⁻³
1	240	141 800	15	2	52	6
2	297	256 700	23	3	95	3
3	201	224 800	14	3	55	8
4	267	154 000	29	7	61	11
5	317	168 700	89	6	68	9
6	637	128 800	24	6	71	15
7	771	266 600	107	21	67	5
8	3 325	265 300	103	22	84	3
9	675	142 400	37	15	60	13
10	587	138 700	53	8	105	19

Максимально зафіксовані швидкості самоочищення міської річки [43] складала ХСК $5 \text{ мг O}_2/(\text{дм}^3\text{доб})$, за БСК₅– $1 \text{ мг O}_2/(\text{дм}^3\text{доб})$, по азоту амонійному– $1,5$, по азоту загальному– $1,7 \text{ мг}/(\text{дм}^3\text{доб})$. Основним процесом, що зменшує концентрацію найбільш токсичних форм азоту – N-NH_4 і N-NO_2 , являється нітрифікація, видалення азоту з води (деазотація) відбувається за рахунок денітрифікації [44–46].

Порівняльна динаміка концентрацій різних сполук азоту по ходу течії ріки на урбанізованих територіях показана на рис. 1.3.

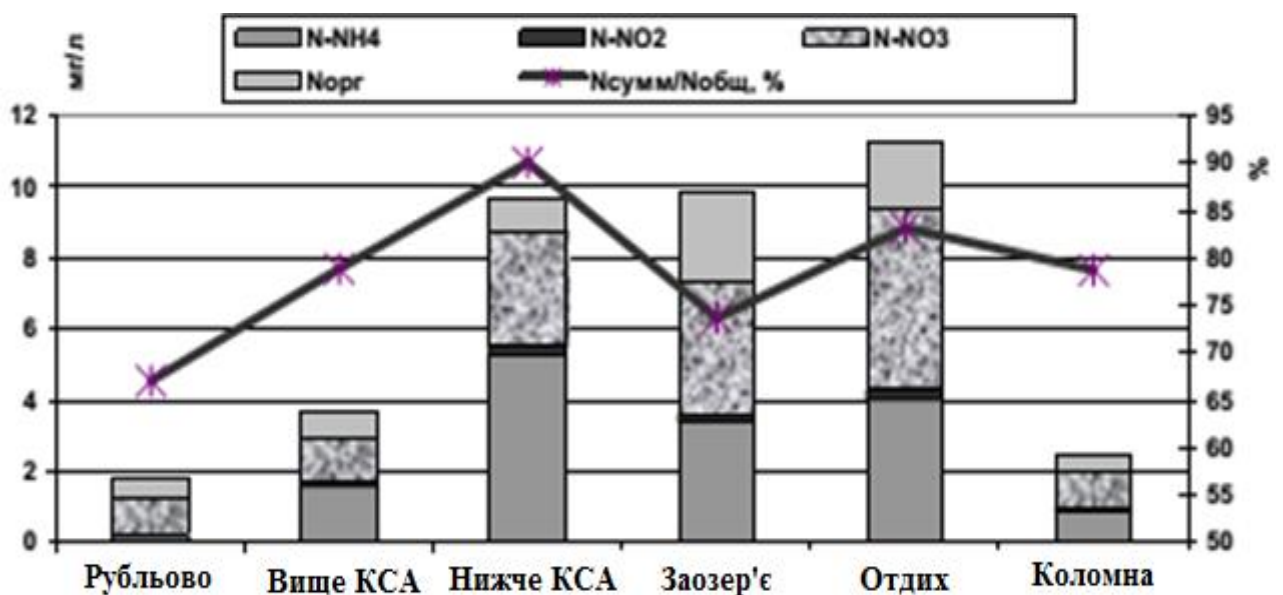


Рисунок 1.3 – Динаміка концентрації $\text{N}_{\text{заг}}$ у річній воді на урбанізованих територіях [43]

Відмічена кореляція між збільшенням активності самоочищення по N і зменшенням токсичності річкової води. Автори пояснюють це явище тим, що особливо чутливими до токсичності являються нітрифікатори другої фази нітрифікації, які окиснюють нітрити до нітратів.

Наразі залишається все менше територій, які не підлягли антропогенному навантаженню, а, отже, і згубному впливу на склад води в природних водоймах та водотоках. В результаті таких навантажень відбувається докорінна зміна мікробного складу водних екосистем, аж до

повного пригнічення життєдіяльності найчутливіших до антропогенних впливів еколого-трофічних груп, в першу чергу нітрифікуючих [40, 44, 46]. Це явище звичайно погрожує не просто життєдіяльності, а навіть існуванню водних екосистем і окремих гідробіонтів. До того ж на сучасних урбанізованих територіях природні водойми є ще й джерелами водопостачання населених пунктів, в тому числі питною водою. Питання якості питної води – це питання якості життєзабезпечення населення. А вплив на процеси водопідготовки та безпеку питної води активності нітрифікації води в джерелі водопостачання залишається мало вивченим.

1.3 Нітрифікація в техногенних системах водокористування та її екологічні наслідки

1.3.1 Процеси нітрифікації в системах водопідготовки та в водорозподільчих мережах

Концентрація азотвмісних сполук, які перетворюються в процесах нітрифікації, в питних водах контролюється (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Гранично допустимі концентрації азотвмісних сполук у питній воді [48-50]

Показник	США	ЄС	ВОЗ	Швейцарія	Україна
Амонійний азот, мг/дм ³	0,2	0,5	1,5	0,05	1,2
Нітрати, мг/дм ³	10	50	50	25	50
Нітрити, мг/дм ³	1	0,5	3	0,01	0,1

Як свідчать дані табл. 1.4, серед азотвмісних сполук в питній воді найбільш жорстко контролюється азот нітритів, тобто продукт першої фази нітрифікації і субстрат другої фази. Отже від співвідношення активностей нітрифікації першої та другої фаз нітрифікації залежить накопичення нітритів в воді, а, отже, її безпека питного водокористування.

Потрапляючи разом з водою з природних джерел воопостачання системи водопідготовки нітрифікуючі бактерії одержують певні преференції для активного розвитку. До таких преференцій можна віднести наявність великої кількості носіїв для іммобілізації (засипка фільтрів), сприятливі кисневі умови та постійне надходження живильних речовин (NH_4^+). Нітрифікацію в системах водопідготовки можливо виявити не тільки за допомогою мікробіологічних досліджень, а й за динамікою концентрації N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 та рН. Оскільки нітрифікація супроводжується утворенням неорганічних кислот (друга фаза – сильної неорганічної кислоти – HNO_3) то рН середовища при цьому знижується.

Нітрифікація в спорудах водопідготовки екологічно небезпечний процес оскільки може спричинити підвищення концентрації нітритів у воді питного призначення до небезпечного рівня (ризик метгемоглобінії й мутагенезу для населення), підвищення забору природної води та скиду в природні водойми некондиційної технічної води, негативно вплинути на ефективність роботи технологічного обладнання [51].

Як зазначалось вище, одним з екологічних чинників, посилюючих концентрації нітрифікуючих бактерій в водних екосистемах, є наявність носіїв для іммобілізації цих бактерій. Технічне середовище, а саме споруди водопідготовки, надають значно більше можливостей для іммобілізації нітрифікуючих мікробіоценозів в умовах достатнього масообміну, ніж природні водойми. Серед цих споруд найрозвинітушу поверхню для іммобілізації мають швидкі фільтри – поширені споруди водопідготовки, які комбінують піщану фільтрацію для видалення часток з біологічною очисткою [51]. Нітрифікація у біологічних фільтрах зазвичай

використовується для видалення амонію з питної води, але у її процесі можуть виникати проблеми. Незавершене видалення амонію чи нітритів може бути наслідком деяких екологічних факторів: температури [52–54], неефективного лімітування по фосфору та кисню [55], а також неправильних проектних рішень [56]. У фільтрах нітрифікація може виникати через високе навантаження по амонію і підвищення температури. Фільтри можуть часто працювати у динамічних умовах (виникнення раптових і широких зміни у гідравлічних навантаженнях та в навантаженнях по амонію), що можуть призвести до перевищення нормативного рівня за концентрацією нітритів і амонію у воді [56]. Для вивчення нітрифікації у фільтрах питної води були застосовані декілька методичних підходів: [57] використання лабораторних аналізів без зворотної промивки, щоб визначити біокінетику нітрифікації; використання лабораторних серійних експериментів [55–58], використання пілотних установок та власне фільтрів [59–60].

Присутність амонію може викликати нітрифікацію не тільки в фільтрах споруд водопідготовки, а і в розподільчій системі, яка може привести до чисельних проблем, включаючи корозію, естетичні негаразди (запах та смак питної води), зниження рН, та біологічну нестабільність [61]. Не завершена нітрифікація може призвести до накопичення в воді питного призначення нітритів [62], які є токсичними проміжними продуктами процесу нітрифікації. Амоній може також негативно вплинути на вільний хлор та залишки хлорамінів в воді, що може призвести до неповної мікробної дезінфекції у розподільчій системі [63]. У Данії, де не використовуються дезінфектанти в процесі водопідготовки й у розподільчій системі, видалення сполук амонію стає важливою складовою, щодо запобігання розвитку нітрифікуючих бактерій у розподільчій системі. Допустимі значення амонію та нітритів у Данії становлять 0,05 мг/дм³ та 0,01 мг/дм³ відповідно [64], які є значно нижчими за директиву Європейського союзу щодо питної води (0,5 мг/дм³ по амонію і по нітритам).

Встановлено, що динаміка концентрації аміаку, лужності, рН та загального органічного вуглецю є дуже чутливими або навіть точними показниками нітрифікації [62,65]. Найактивніше нітрифікація відбувається в межах рН-діапазону від 6,5 до 10,0. Дослідження нітрифікації [66–67] в розподільчих системах показали, що в основному нітрифікація спостерігалась при підвищених температурах, хоча в одному незвичайному випадку нітрифікація відбулася при температурах від 5 до 15 ° С. Нітрифікація 1 мг/дм³аміачної кислоти становить 3-4 мг/дм³ кисню, тому підприємства з низькою концентрацією розчинного кисню у розподільчих системах можуть мати менший потенціал для нітрифікації [65].

1.3.2 Нітрифікація в системах водопідготовки, що використовують хлорамонізацію

Сутність хлорамонізації води для її знезараження

Знезараження води хлорамонізацією зменшує ризик утворення небезпечних хлорорганічних сполук в сотні разів у порівнянні зі звичайним хлоруванням. Хлорамонізація також використовується для протяжних систем водопостачання, де підвищена стійкість монохлораміну дозволяє довгий час підтримувати необхідну якість та безпеку води [68]. Амоній, реагує з гіпохлоритом або хлорнуватистою кислотою з утворенням моно-, ди- та три хлораміну.

(1.3)

(1.4)

(1.5)

Похідні від реакції між хлором та амонієм – це хлораміни. Всі три ці форми називаються комбінований хлор. Деякі з їхніх власних значень рівні вмісту зв'язаного хлору. В обох цих формах хлор може виступати як окиснювачем так і дезінфектантом у процесі очистки води. Зв'язаний хлор реагує повільніше ніж вільний хлор, але зберігається довше [68]. Щоб уникнути гальмівних реакцій підприємства повинні підтримувати відношення $Cl_2:N$ між 3 та 5 по масі. Співвідношення $Cl_2:N$ рівне 4 загальноновизнано оптимальним для хлорамінування (USEPA 1999).

Нітрифікація в системах водопідготовки, що використовують хлорамонізацію

Найбільшу стурбованість увикористанні процесу хлорамонізацііїв системах водопостачання створює можливість виникнення процесу нітрифікації [69].

За оцінками [62], дві третини середніх і великих систем водопідготовки в США, які використовують хлорамонізацію, зазнали виникнення процесів нітрифікації. Приблизно кожна четверте опитане підприємство повідомляло про проблеми з нітрифікацією. Крім того, кожна четверте підприємство не знало ступеня процесу нітрифікації в системі. Частота нітрифікації була частішою протягом літа, або коли температура була більше 15 °C. Проте, кілька проб, відібраних у умовах холодної води (нижче 10 °C), також свідчили про наявність нітрифікації [69,70].

Жоден параметр якості води сам по собі не може бути гарним індикатором нітрифікації. Проте спільно кількома важливими факторами можна оцінювати нітрифікацію досить об'єктивно: нітрити, нітрати, дози

хлораминів і залишок, аміак, рН, НРС (heterotrophic plant count) та розчинний кисень [61-62,64-65]. Нітрит/нітрат представляли собою переважну форму окисненого азоту. Кінетика споживання нітритів, ймовірно, є більш швидкою, ніж кінетика для окиснення нітриту до нітратів у багатьох системах. Дослідження Metropolitan Water District показало хорошу кореляцію між показниками НРС та АОВ (ammonia oxidation bacteria) вище, ніж НРС - 350 cfu/mL.

Дослідження нітрифікації [66-71] показали, що системи з низьким співвідношенням $Cl_2: N$ не мали випадків нітрифікації, а системи з більш високими співвідношеннями показали. Дослідження не виявило очевидного зв'язку між концентрацією аміаку (<2 мг/дм³) та нітрифікацією. Коли нітрифікація почалася, більш високий показник хлораміну не дезактивував нітрифікуючі бактерії, а подальше збільшення рівня хлораміну було неефективним при контролі нітрифікації [65,71]. Багато систем повідомляли, що 1-2 мг/дм³ загального залишку достатньо для запобігання настанню нітрифікації [65]. Вплив NOM (natural organic material) на нітрифікацію не добре зрозуміло. Видалення NOM перешкоджає перетворенню неорганічних хлораминів на менш бактерицидні органічні хлораміни (але, як правило, не відрізняються) у системі розподілу.

Таким чином, видалення NOM може призвести до кращої біологічної стабільності води не тільки в залежності від гетеротрофного росту, але й до автотрофної нітрифікації. Це, як правило, підтримує [72,73] твердження, що європейський підхід усунення NOM, а не покладення на залишки дезинфікуючого засобу, забезпечує вищу, хоча і більш дорогую готову воду. Однак існує широке розходження з цією точкою зору [74-76,78] з інших причин. Процеси, які видаляють органічні сполуки або сприяють повній нітрифікації на очисні споруди, зменшують потенціал нітрифікації в системі розподілу [77-79]. Більш тривале утримання збільшує потенціал нітрифікації [80-82]. Наявність осаду або бульбашок у системі розподілу може посилити

потенціал нітрифікації за рахунок зменшення залишків і створення сприятливих умов для біологічної активності [64, 83].

Odelletal (1996) [65] документально підтвердив, що значна частка підприємств не помітила збільшення концентрації нітратів під час нітрифікації. Це, ймовірно, пояснювалося тим, що вони зосереджували свої зусилля виключно на моніторинг нітриту. В [62] встановлено критерій 50 мг/дм³ азоту нітриту плюс нітратного азоту для занепокоєнням щодо виникнення нітрифікації, оскільки концентрація цих сполук може бути важливим показником дії нітрифікації. В [76,84] зазначено, що в деяких системах розподілу проблеми нітрифікації можуть не відбуватися протягом декількох років після переходу на хлораміни, але в деяких випадках це може зайняти лише кілька місяців.

Перша проблема в управлінні нітрифікацією це її виявлення або виявлення вірогідності її виникнення. Нітрифікація може бути виявлена через ретельний моніторинг змін різних показників якості вод. Параметри які рекомендовано моніторити при ідентифікації процесу нітрифікації: це вільний амоній, нітрити, нітрати та загальний хлор. Так як концентрації амонійокиснюючих та нітритоокиснюючих бактерій збільшуються підвищується і концентрація коліформ та кишкової палички. Зміни завжди дуже різкі з повною втратою залишкового хлору іноді відбувається за 1-2 тижня (рис. 1.4) [76].

Представлені дані рис. 1.4 демонструють необхідність моніторингу з потрібною частотою за параметрами нітритів, нітратів, вільного амонію та хлорамінів. При цьому необхідно враховувати «час обороту» для швидкого відбору проб, щоб оперативно виконати дії для контролю нітрифікації.

Навіть при використанні пропорції хлору до амонію як 5:1, мала частка вільного амонію виділяється [77]. При оптимальній температурі та умовах навколишнього середовища, бактерії, наприклад, *Nitrosomonas* можуть окислювати суттєву кількість амонію до нітриту. Нітрити, в свою чергу

можуть спричинити збільшення потреби у хлораміні, знищуючи залишок хлораміну у очищеній воді.

Руйнування цього залишку спричинює виникнення більшої кількості вільного амонію і, таким чином, інтенсифікує цикл руйнування хлораміну. Врешті-решт, руйнування залишку хлораміну та розвиток амонійокислюючих бактерій можуть стимулювати ріст гетеротрофних бактерій. Життєдіяльність таких мікробіоценозівобумовлює цілий ряд негативних явищ: вторинне забруднення води питного призначення нітритами до екологічно небезпечних концентрацій; підвищення концентрації гетеротрофних бактерій, у тому числі і БГКП (бактерій групи кишківникової палички); розкладенню хлораміну і таким чином зниженню ефекту пролонгованої дії цього дезінфектанту.

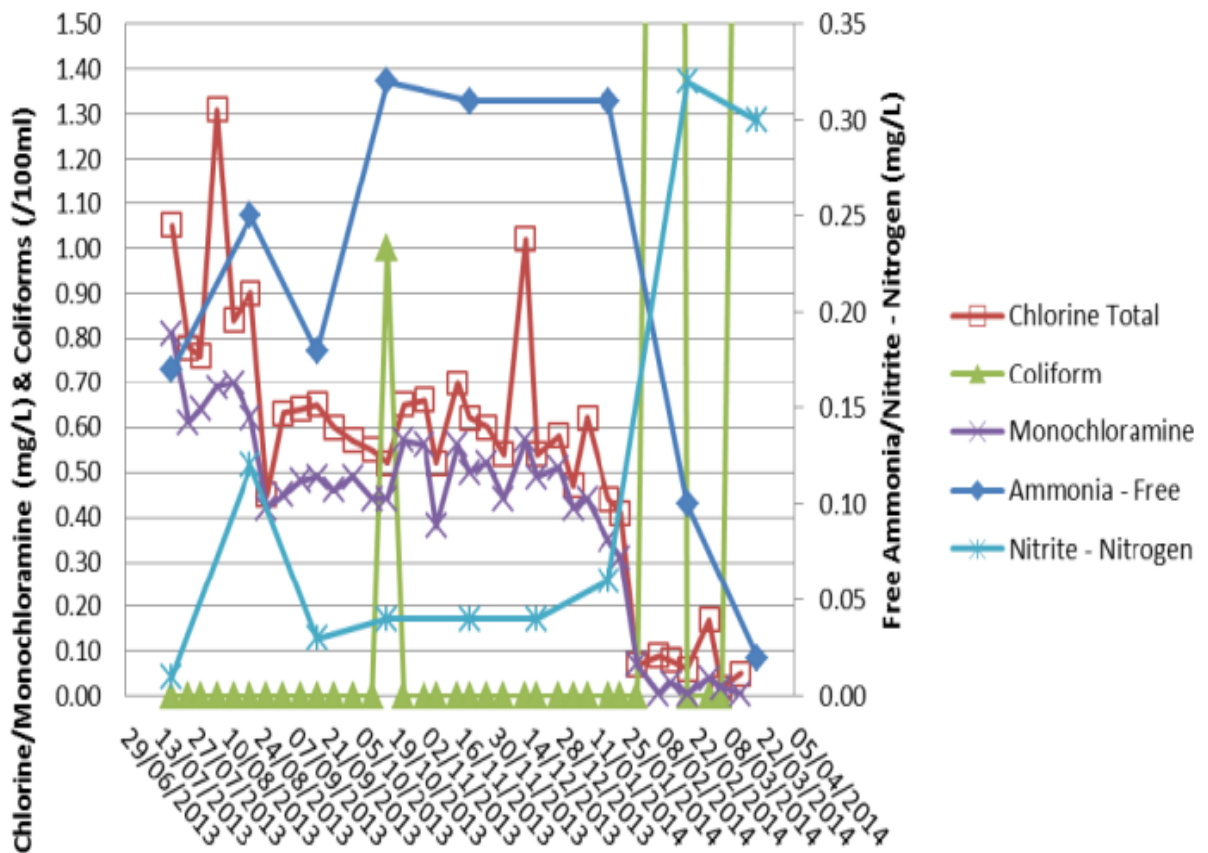


Рисунок 1.4 – Динаміка процесу нітрифікації у РЧВ системи водопостачання у провінції Вікторія (Австралія)

У роботах [65, 85, 86] проаналізували різні методи, що використовували для контролю процесу нітрифікації у розподільчих мережах (табл. 1.5).

Отже системи водопідготовки окрім відомих (концентрації розчинного кисню, аміаку, температури, рН) створюють нові екологічні чинники управління нітрифікацією: наявність носіїв різної природи для іммобілізації нітрифікуючих мікроорганізмів, концентрація хлорамина та співвідношення $Cl_2: N$ при хлорамонізації води.

Таблиця 1.5 – Оцінка методів контролю нітрифікації у розподільчій мережі [65]

Метод контролю	Разове тестування	Зміна за довгий період
Зупинка хлорування	Чудовий	Кращий
Зменшення концентрації амонію або збільшення відношення $Cl:N$	Чудовий	Добрий
Збільшення схорутворюючих продуктів	Добрий	Невідомо
Видалення NOM	Добрий	Добрий
Чистка розподільчої мережі	Добрий	Добрий

1.3.3 Екологічні чинники управління нітрифікацією в системах біологічної очистки стічних вод

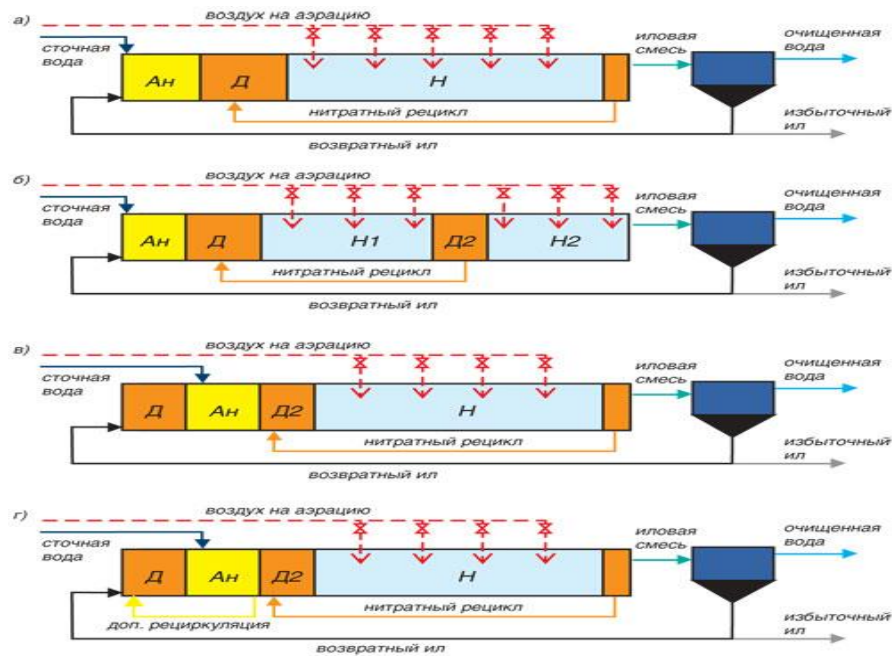
Процес нітрифікації стічних вод застосовують для глибокого біологічного очищення, яке забезпечує видалення азотвмісних сполук, що є обов'язковою сучасною вимогою для скиду стічних вод в природні водойми і їх захисту від евтрофікації [87]. Зазвичай у міських стічних водах міститься 20-50 мг/дм³ сполук азоту, в основному у вигляді аміаку або похідних амонію (NH_4^+ , NH_3), і органічних речовин, які у процесі обробки легко перетворюються у амоній [88].

Біологічна нітрифікація як масштабна біотехнологія застосовується, і як кінцева стадія очищення води, а також і як проміжна стадія, коли вона компонується з наступною біологічною денітрифікацією. Мета послідовного застосування процесів нітрифікації й денітрифікації для очистки стічних вод від азотвмісних сполук полягає в окисненні азоту амонійних солей у нітрити і нітрати, які в подальших анаеробних умовах за допомогою денітрифікуючих бактерій відновлюються до газоподібного азоту.

Процес нітрифікації починається після глибокого окиснення органічних речовин в обробленій воді. З огляду на ці відмінності, спочатку для глибокого видалення азоту біологічним шляхом була обрана роздільна (тристадійна) схема очищення. Ця схема дозволяє для кожного процесу оптимізувати умови за навантаженням на активний мул, віком мулу, концентрацією кисню, кількістю органічного вуглецю, який подається, й інших показників. У таких системах процеси очищення від вуглецьвмісних сполук, нітрифікація й денітрифікація проводяться в трьох різних спорудах, зі специфічним мулом. Однак така схема вимагає потроєння обсягу будівельних робіт й устаткування. Це привело до розробки 2-х стадійних схем, в яких нітрифікацію сполучають або з окисненням вуглецьвмісних речовин, або з денітрифікацією. Прагнення до подальшого зменшення вартості процесів очищення від сполук азоту привело до розробки технологічних схем із застосуванням стічної води як джерела органічного субстрату для денітрифікації загальною культурою

мікроорганізмів на всіх стадіях обробки. Технологічні процеси, у яких використовується єдина змішана культура активного мулу для видалення азоту, мають широкий набір технологічних та конструктивних рішень із різними гідродинамічними режимами (рис. 1.5) [89].

В технологіях біологічної очистки стічних вод наразі успішно використовується здатність деяких бактерій використовувати продукт першої фази нітрифікації - NO_2 , для окислення NH_4^+ (“*anammox*” процес), який завдяки очевидним перевагам має реальні шанси вже найближчим часом замінити класичну нітри/денітрифікацію у звільненні води від неорганічних сполук азоту [89,90].



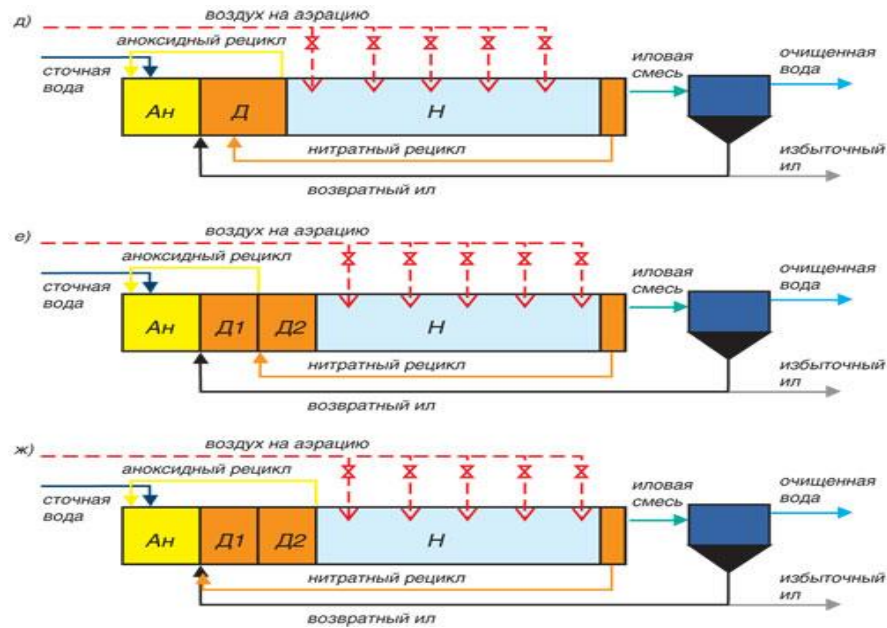


Рисунок 1.5 – Приклади зонування аеротенків: а) – процес (анаеробіс, апохіс, охіс), б) – зонний процес Барденфо, в) – Йоханесбурський процес, г) – модифікований Йоханесбурський процес, д) – технологія Кейптаунського університета, е) – модифікований УСТ процес, ж) – VIP процес (VirginizInitiativeProcess) [89]

Інтенсивні методи впливу на метаболізм нітрифікуючих мікроорганізмів, (а, отже, і на роботу відповідних очисних споруд) ґрунтуються на підвищенні активності мікробіологічних перетворень азоту шляхом оптимізації екологічних умов (які використовуються як технологічні параметри): r_{H_2} , r_N , температури, віку мулу, концентрації й співвідношення компонентів середовища (O_2 , $N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$, C , P , BCK_5 , XCK). Так, за даними [47] r_{H_2} середовища в системах нітрифікації варто підтримувати в діапазоні 18-22, вік мулу – 20 діб, що дозволяє підвищити економічні показники процесу. Концентрація O_2 , що рекомендується для нітрифікаторів, знаходиться в широких межах (від 1 до 6 мг/дм³) [47,91].

Наразі в практиці очистки стічних вод успішно використовуються математичні моделі нітрифікації, в яких кількісно враховано вплив екологічних чинників на кінетику процесу [87,92]. Кінетичні закономірності нітрифікації описуються рівняннями Моно. В спеціальній літературі

наведено значення основних кінетичних, стехіометричних та фізіологічних констант нітрифікації стічних вод як однофазового процесу.

Для моделі, що враховує вплив всіх перерахованих факторів, використана мультиплікативна схема, за якою залежність питомої швидкості нітрифікації множиться на поправочні коефіцієнти, обумовлені значеннями відповідних факторів.

$$\rho_{\text{нитриф}} = \rho_{\text{max}} \left(\frac{C_{\text{NH}_4}}{K_m + C_{\text{NH}_4}} \right) \cdot K_{[\text{O}_2]} \cdot K_t \cdot K_{\text{pH}} \cdot K_i, \quad (1.1)$$

де - $\rho_{\text{нитриф}}$ - питома швидкість нітрифікації; ρ_{max} - максимальна питома швидкість нітрифікації; C_{NH_4} - концентрація N-NH₄; K_m - концентрація напівнасичення N-NH₄; $K_{[\text{O}_2]}$, K_t , K_{pH} - коефіцієнти, які залежать відповідно від концентрації розчиненого кисню, температури й pH; K_i - коефіцієнт інгібування.

1.4 Вплив скиду стічних вод на процеси нітрифікації в природних водоймах

Біологічні очисні споруди є потенційним джерелом біогенних елементів а також мікроорганізмів (включаючи нітрифікуючих) для річкових водотоків, куди виконується скид очищених стічних вод[93–95]. Види й активність мікроорганізмів, присутніх в стічних водах біологічних очисних споруд, можуть відрізнятися від тих, які виявлені в річці вгору за течією, і змінити екологічне функціонування річки вниз за течією [96-98]. Отже, стічні води з очисних споруд можуть змінити нітрифікацію і концентрацію нітрифікуючих бактерій в природній водоймі. І хоча протягом останнього десятиліття процеси обробки стічних вод були значно поліпшені, скид очищених стічних вод може привести до збільшення концентрації амонію в річкових системах, збільшення концентрації нітрифікуючих бактерій, і як

потенційній наслідок – змінити кінетику нітрифікації і динаміку нітритів в межах водної системи [99-102].

Відомо, що скид недоочищених стічних вод згубно впливає на стан природних водойм, викликаючи в першу чергу їх евтрофікацію. В недостатньо очищених стічних водах залишкові концентрації органічних забруднень зумовляють пригнічення нітрифікації в природних водоймах.

Екологічні дослідження стосуються впливу скиду стічних вод на динаміку нітрифікації в річці, що приймає стічні води, оцінки активності нітрифікації в товщі води і донних осадах озерного типу триптон, річкових систем і річково-озерних типів. Більшість екологічних досліджень пов'язують нітрифікацію (кінетичну реакцію першого порядку) з забрудненістю водних екосистем амонієм. Рівень нітрифікації був розрахований на основі концентрації азоту амонію у водних глибинах. Інші автори визначають активність нітрифікуючих бактерій в лабораторних експериментах з використанням специфічних інгібіторів. Відмічено, що наявність завислих часток стимулює швидкість нітрифікації в поверхневих водах, що може бути пов'язано з активізацією розмноження нітрифікуючих бактерій [32,95,103].

Хоча за останні роки рівень загального азоту в стічних водах, що скидаються в природні водойми, суттєво зменшився [104-106], концентрація нітритів може перевищувати європейські стандарти (0.09 mgN/L-1) у річках, що протікають на урбанізованих територіях [108-109], так як і у сільськогосподарських екосистемах [110]. У цих антропогенних системах концентрації нітритів перевищують 0.01 mgNL-1 у вихідних джерелах [111-112]. Підтримання низьких концентрацій нітритів в природних водних екосистемах це головна екологічна проблема наслідків процесу нітрифікації. Хоча концентрація нітритів у річках дуже рідко вивчається окремо від нітратів, що пов'язано з їх низькими концентраціями.

У роботі [40] запропонований метод аналізу динаміки нітритів та його вдосконалення у річці, що зазнає антропогенного впливу. Визначення

оптимальних кінетичних параметрів та використання різних нітрифікуючих біомас для того, щоб змоделювати річкові мікробіоценози та мікробіоценози, що виходять з очисних споруд (ОС) стічної води, дають змогу оцінити вплив стоку з ОС на динаміку нітрифікації у річній воді. Експерименти проводились на р. Сена, як приклад річки з високим антропогенним навантаженням та високими концентраціями нітритів. Моделювання долі нітртів було виконано у високо просторовій і тимчасовій роздільній здатності ($\Delta t = 10$ хвилин, $dx = 500$ m), у тому числі вода і осадовий шар уздовж 220 кілометрового протяжності р. Сени впродовж 6-річного періоду (2007-2012). Шар осаду є основним джерелом нітритів, особливо впродовж високого стоку річки ($0,1-0,4 \text{ mgN}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$). Як наслідок антропогенних емісій та процесів у самій річці, потік нітритів до гирла річки був суттєвий та коливався від 4,1 до 5,5 $\text{TN}\cdot\text{d}^{-1}$ при великій та малій величині річкового стоку.

У роботі [38] проби води були взяті з р. Рона у травні від гирла річки до впадання у Середземне море.

Оптимальні набори параметрів для угруповань, що окислюють амоній та нітрити у річковій воді та на випуску, були в подальшому використані для створення моделі ProSEmodel. Шестирічні показники концентрацій NO_2^- представлені для 4 станцій, що знаходяться перед та після скиду вод з очисних споруд, було порівняно з тижневими даними, зібраними на очисних спорудах. Коригування концентрацій NO_2^- у часовому ряді були відмічені вверх по течії відносно скиду для всього шестирічного імітованого періоду: при низькому рівні скиду ($\text{RMSE} < 0.034 \text{ mgN L}^{-1}$) та при високому рівні скиду ($\text{RMSE} < 0.015 \text{ mgN L}^{-1}$;). Представлення двох різних угруповання нітрифікаторів (річні та з очисних споруд) призвело до точного імітування концентрацій сполук азоту вниз по течії по відношенню до станції очистки стічних вод SAV (Poissy, Poses), особливо під час високого рівня скиду ($\text{RMSE} < 0.057 \text{ mgN L}^{-1}$). Легке перебільшення концентрацій NO_2^- іноді спостерігалась на ділянках Poses через певну недостачу геоморфологічної

інформації щодо рікивгору за течією відносно цієї ділянки(невизначеність місцезнаходженні бентосних річкових осади́в, транспорт осаду вниз по течії відносно ОС).Модельовані NH_4^+ та NO_3^- були також перевірені на ділянці протяжністю 220 км.

Незважаючи на те, що моделюючі часові ряди були підтверджені щотижневими моніторинговими даними, концентрації NH_4^+ , NO_2^- та NO_3^- обчислені за моделлю, порівнювали з значеннями, що вимірювали на місячному етапі вибірки RCS Розташований на Meulan. Модель забезпечила точні оцінки концентрацій у річці, та щомісячних пробних вод. Концентрації показали високочастотну мінливість, яка не була облікована щомісячною вибіркою. Модель добре відтворювала спостережувані концентрації по датах вибірки (з коефіцієнтами кореляції на Meulan 0,88 та 0,71. 90% квантилів для концентрацій, оцінених за допомогою моделі ProSe (dt = 10 хв).

Вплив біологічно очищених стічних вод на біохімічні цикли азоту в природних водоймах виражався у наявності в очищених стічних водах мікроорганізмів нітрифікаторів та денітрифікаторів, у підвищенні температури та прискоренні мікробіологічних процесів (в тому числі нітрифікації), у формуванні (прямо чи опосередковано) аеробно-анаеробних зон. Випуски біологічно очищених стічних вод вносили значну долю мінеральних формN, які за три доби руху води часткова перетворювались у $\text{N}_{\text{орг}}$ (доля $\text{N}_{\text{орг}}$ зростала від10 до25%).

1.5 Вибір напрямку дисертаційного дослідження

Аналіз існуючого стану і напрямків досліджень екологічних характеристик нітрифікації в природних водних об'єктах та в пов'язаних з ними техногенних об'єктах водокористування (водопідготовки та очистки стічних вод), її взаємовпливу та наслідків дозволяє зробити наступні висновки:

1. Показано, що нітрифікація в природних та техногенних водних об'єктах відбувається як в водній товщі, так і в іммобілізованих біоплівках на твердих субстратах – донних відкладеннях, засипках фільтрів (причому залежно від екологічних умов зі змінною ефективністю), формуючи загальний ефект нітрифікації в водній екосистемі. Існує потреба у розробці комплексного методологічного підходу до визначення активності нітрифікації в водних екосистемах (вільноплаваючої та іммобілізованої мікрофлори) природних водойм та споруд водокористування.

2. Аналіз даних експериментальних досліджень нітрифікації в природних водних об'єктах виявив сучасну тенденцію залучати кінетичні показники для контролю цього процесу та його екологічних наслідків. Існує потреба експериментального встановлення активності (хімічних та біологічних кінетичних показників) нітрифікації в водних екосистемах (водній товщі й донних відкладеннях) та її впливу на екологічну ситуацію у природних та штучних водоймах – джерелах водозабору (р. Сіверський Дінець, Краснопавлівське водосховище).

3. Аналіз проблем впливу нітрифікації в спорудах водопідготовки (що працюють з хлорамонізацією та без неї, використовують різні матеріали для засипки фільтрів) на екологічну безпеку питної води для населення показав необхідність визначення показників нітрифікації в спорудах водопідготовки (комплексів водопідготовки «Донець» та «Дніпро») та в відповідних розподільчих мережах, впливу на них екологічних чинників (активності нітрифікації в джерелах водозабору, концентрації NH_4^+ , носіїв для іммобілізації) та створювані проблеми для раціонального екологічно безпечного водокористування.

4. Відзначено, що активність нітрифікації в біологічних очисних спорудах залежить як від відомих екологічних умов, так і від екологічних умов, специфічних для даних технічних споруд, що використовують як параметри обробки стічних вод. Виникає необхідність експериментального встановлення в натурних умовах біохімічних та

мікробіологічних показників й кінетичних характеристик нітрифікації стічних вод в міських біологічних очисних спорудах № 2 м. Харкова.

5. Встановлено, що скид стічних вод в природні водойми в залежності від глибини та схеми їх очистки створює різний, проте інтенсивний вплив на процеси нітрифікації (самоочищення від сполук азоту) в цих водоймах. Потрібно визначити вплив скиду глибоко очищених стічних вод з очисних споруд № 2 м. Харкова на нітрифікацію у р. Уди – приймачі оброблених стічних вод.

РОЗДІЛ 2

НІТРИФІКАЦІЯ У ПРИРОДНИХ ТА ШТУЧНИХ ВОДОЙМАХ – ДЖЕРЕЛАХ ВОДОЗАБОРУ

2.1 Об'єкти та методи експериментальних досліджень

2.1.1 Об'єкти експериментальних досліджень

Об'єктом дослідження є природна (р. Сіверський Донець) й штучна (Краснопавлівське водосховище) водойми – джерела питного водопостачання м. Харкова.

Сіверський Донець

Сіверський Донець – найбільша ріка східної України. Загальна довжина складає 1053 км, площа басейна 98 900 км² [113]. Вода річки надходить у водозабірний ківш, в якому розташований водозабірний оголовок з встановленими на ньому решітками.

Загальне оцінювання якості води за величинами інтегрального індексу та найгіршими значеннями групових індексів відповідно ДСТУ 4808:2007 наведено в табл.2.1. Як свідчать дані таблиці, якість води відповідає 3 класу, підклас 2-3, «вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої [114].

Краснопавлівське водосховище

Краснопавлівське водосховище — наливне водосховище з додатковим штучним живленням на річці Попільня, розташоване в Лозівському районі Харківської області. Водосховище було споруджено в 1984 році, як складова частина каналу Дніпро – Донбас. Його обсяг 410 млн. м³, форма неправильна, тому що підпора води каналу затопила русла декількох невеликих річок. Водосховище призначене для забезпечення безперебійної роботи каналу в разі аварії, а також як резервуар прісної води для постачання міста Харків, Лозова, Первомайський. Для цього водосховище з'єднане з Харковом водоводом довжиною 142 км з двох труб, з пропускною здатністю

4,3 м³/с кожна. Таким чином, Краснопавлівське разом з Печенізьким водосховищем є головними джерелами прісної води для міста Харкова. У 1989 році на Краснопавлівське водосховище приходилося 25% постачання міста. Водосховище має кілька гідротехнічних споруд, головна гребля водосховища розташована в с. Надєждівка Лозівського району Харківської області, за 6 км від гирла річки Попільня [115].

Таблиця 2.1 – Показники якості води р. Сіверський Донець за груповими індексами

Групові показники	Середній груповий індекс	Найгірший груповий індекс
I Органолептичні показники	1,60	1,75
II Загальносанітарні хімічні показники	2,4	3
III Гідробіологічні показники	3,49	4
IV Мікробіологічні показники	1,74	3
V Токсикологічні показники	1,46	2
Загальне середнє значення (I _{інтегр.})	2,14	2,71

Загальне оцінювання якості води за величинами інтегрального індексу та найгіршими значеннями групових індексів відповідно ДСТУ 4808:2007 наведені в табл. 2.2. Якість води відповідає 3 класу, підклас 2-3, «вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої [116].

Таблиця 2.2 – Показники якості води Краснопавлівського водосховища за груповими індексами

Групові показники	Середній груповий індекс	Найгірший груповий індекс
I Органолептичні показники	1,67	1,67
II Загальносанітарні хімічні показники	2,61	3,27
III Гідробіологічні показники	2,85	4
IV Мікробіологічні показники	1,65	2,5
V Токсикологічні показники	1,75	2,33
Загальне середнє значення ($I_{\text{інтегр.}}$)	2,11	2,75

2.1.2 Методи експериментальних досліджень

Лабораторне моделювання процесів нітрифікації в природних та штучних водоймах – джерелах питного водопостачання м. Харкова

Попередні дослідження наявності процесів нітрифікації в р. Сіверський Донець та в Краснопавлівському водосховищі на ділянці водозабору виконали на підставі аналізу багаторічних даних щоденного контролю концентрації азотовмісних сполук. Визначення хімічних і біологічних констант нітрифікації у природних водоймах виконували в лабораторних експериментах за методикою, викладеною в [117].

Для лабораторних дослідів з визначення кінетичних констант нітрифікації в досліджуваних водоймах відбирали проби води по 5,5 дм³ з р. Сів. Донець та з Краснопавлівського водосховища на ділянках водозаборів. В день відбору в воді визначали вміст мінеральних форм азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) та органічного азоту по атестованим методикам. Пробуділили на дві частини по 2,5 дм³. У першому досліді пробу води витримували при температурі 19°C без додавання реагентів. У другому досліді у розчин

додавали 1,5 мл розчину хлориду амонію ($0,1 \text{ г/дм}^3$), збільшуючи концентрацію амонійного азоту у пробі приблизно на $0,1 \text{ мг N/дм}^3$. Експозицію дослідних варіантів виконували в однакових умовах – у темному місці з нещільно закоркованих судинах для забезпечення доступу кисню (рис. 2.1). Через певні проміжки часу з кожного варіанту відбирали проби та визначали концентрацію форм азоту. Досліди проводились протягом 36-діб.



Рисунок 2.1 – Проби води з р. Сів. Донець та з Краснопавлівського водосховища, що досліджувалися

Методики визначення хімічних та біокінетичних констант нітрифікації в природних водоймах

Індекс нітрифікації ($I_{\text{нітр.}}$) води, що є відношенням продукту другої фази нітрифікації (концентрація нітратів) до суми компонентів 2-х її фаз (концентрації азоту нітритів, азоту нітратів та амонійного азоту), визначали за формулою, рекомендованою науковою літературою [117]:

(2.1)

де C_{NO_2} , C_{NH_4} , C_{NO_3} – концентрація азоту нітратів, амонію і нітритів відповідно.

Послідовність вивчаємих в лабораторних експериментах біохімічних перетворень сполук азоту в природних водоймах можна представити наступним чином:

$$(2.2)$$

де k_1 – константа швидкості амоніфікації, k_2 – константа швидкості першої фази нітрифікації, k_3 – константа швидкості другої фази нітрифікації.

Для розрахунку констант швидкостей реакцій амоніфікації та першої фази нітрифікації використовували метод [117], який бере до уваги, що ці реакції послідовні та мають перший порядок. Дана система з двох рівнянь виглядає наступним чином:

$$(2.3)$$

$$(2.4)$$

де $[N_{\text{орг}}]_0$ – початкова концентрація органічного азоту, мг/дм³;

$[N]_{\text{ам}}$ – початкова концентрація амонійного азоту, мг/дм³;
 $[N]_{\text{ам}}^{\text{max}}$ – максимальна концентрація амонійного азоту, мг/дм³;
 $t_{\text{ам}}^{\text{max}}$ – час досягнення максимальної концентрації амонійного азоту, діб.

$[N]_{\text{ам}}^{\text{max}}$ – максимальна концентрація амонійного азоту, мг/дм³;

$[N]_0$ – початкова концентрація амонійного азоту, мг/дм³; $t_{\text{ам}}^{\text{max}}$ – час досягнення максимальної концентрації амонійного азоту, діб.

Константу швидкості другої фази нітрифікації розраховували за формулою:

$$(2.5)$$

де $[NO_2^-]_{\text{max}}$ – максимальна концентрація нітритів, мг/дм³; $[NO_2^-]_0$ – початкова концентрація нітритів, мг/дм³; t – час досягнення максимальної концентрації нітритів, діб.

Хімічні константи реакцій амоніфікації та нітрифікації I та II фаз визначали за методикою, запропонованою у науковій літературі [117], та розраховували з допомогою розробленої математичної програми на мові програмування C++ з використанням фреймворка Qt.

Біохімічні константи нітрифікації I фази – константи Міхаеліса (K_m) та максимальної швидкості реакції, визначали за допомогою лінеаризації методом Уокера-Шмідта [118]. Тангенс кута нахилу лінії, що побудована у

координатах допоміжних змінних $\frac{P}{\ln \frac{S_0}{S_0 - P}}$ (вісь абсцис) та $\frac{t}{\ln \frac{S_0}{S_0 - P}}$ (вісь

ординат), дорівнює $\frac{1}{V}$. Відрізок, що відсікається на вісі ординат, дорівнює $\frac{K_s}{V}$.

де P – продукт реакції нітрифікації I фази, S_0 – початкова концентрація амонійного азоту, t – доба, V – швидкість зниження концентрації амонійного азоту, K_s – константа Міхаеліса.

Методики контролю біохімічної активності донних відкладень та хімічного складу води

Біохімічні показники донних відкладень - амонійокиснюючу здатність (активність до нітрифікації I фази, гідроксиламін оксидоредуктазна активність - ГДГА) та здатність до окиснення органічних субстратів (дегідрогеназна активність - ДГА) визначали:

- ГДГА – за методикою [119];
- ДГА за методикою [119].

За одержаними даними потенційну швидкість першої фази нітрифікації розраховували за формулою [119]:

$$y = 0,011 x + 0,006 \quad (2.6)$$

де y – швидкість першої фази нітрифікації, мг N-NH₄/ (Г_{сухр.} · год); x – активність гідроксиламіноксидоредуктази, мкг формазана · (Г_{сухр.} · год)⁻¹.

Гідрохімічний аналіз водних середовищ проводили по стандартним методикам у відповідності з вимогами нормативних документів України [120]. Визначали:

- азот амонійний – колориметрично з реактивом Неслера,
- азот нітритів – колориметрично з α -нафтиламином,
- азот нітратів – колориметрично з саліцилатом натрію;

- азот органічний (Кьельдаля) – після мокрої мінералізації титрометрично;
- сухий залишок – гравіметрично;
- рН – електрометрично на рН метрі -іономірі ЕВ-74.

2.2 Експериментальна оцінка екологічних наслідків нітрифікації у водоймах, що використовуються для забору води питного призначення

2.2.1 Оцінка активності нітрифікації у р. Сіверській Донець на ділянці водозабору відповідно до даних регулярного контролю

Нітрифікацію в системах водопідготовки можливо виявити не тільки за допомогою мікробіологічних досліджень, а й за динамікою концентрації N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ та рН. Оскільки нітрифікація супроводжується утворенням неорганічних кислот (HNO₃), а рН при цьому знижується.

Попередні дослідження наявності процесів нітрифікації в р. Сів. Донець на ділянці водозабору виконали на підставі аналізу багаторічних та середньомісячних даних контролю концентрації азотовмісних сполук(рис. 2.2).

Проведений аналіз показав, щомісячна динаміка концентрації амонійного азоту у воді р. Сів. Донець на ділянці водозабору у теплий період року має тенденцію до зниження, а азоту нітратів – до підвищення, що свідчить про збільшення активності нітрифікації в літньо-осінній сезон.

Як видно з рис. 2,3, в р. Сів. Донець на ділянці водозабору концентрація амонійного азоту у динаміці 5 річного періоду варіюється, а азоту нітратів – в основному знижується. Індекс нітрифікації в р. Сів. Донець на ділянці водозабору (рис. 2.4) з 2012 р. стабільно знижувався. Проте, середньорічна концентрація NO₂ у воді протягом 2011-2016 рр. становила 0,04 мг/дм³, тобто була екологічно безпечною [121, 122].

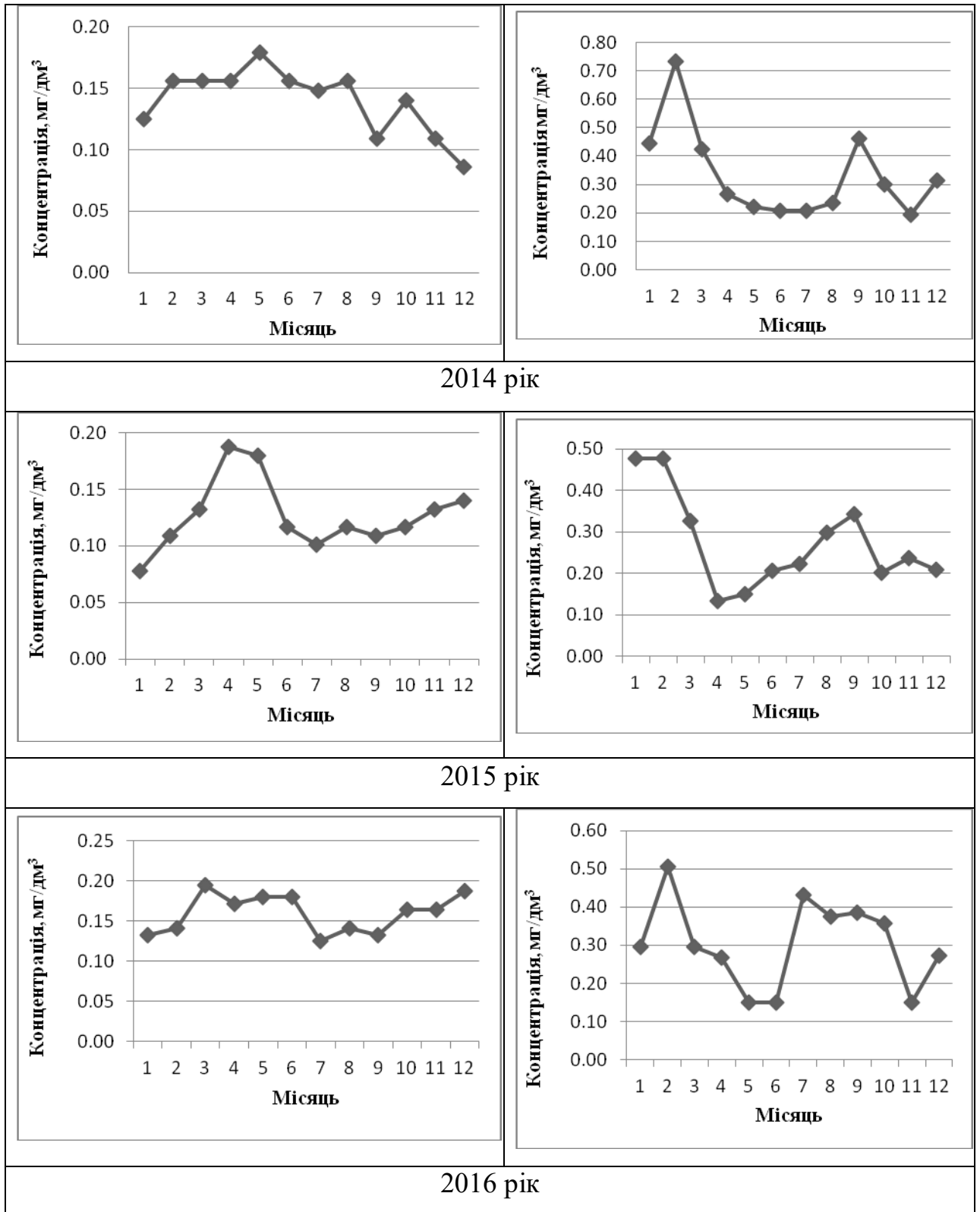


Рисунок 2.2 – Середньомісячні концентрації амонійного азоту та азоту нітратів у р. Сів. Донець водосховищі (2014-2016 рр.)

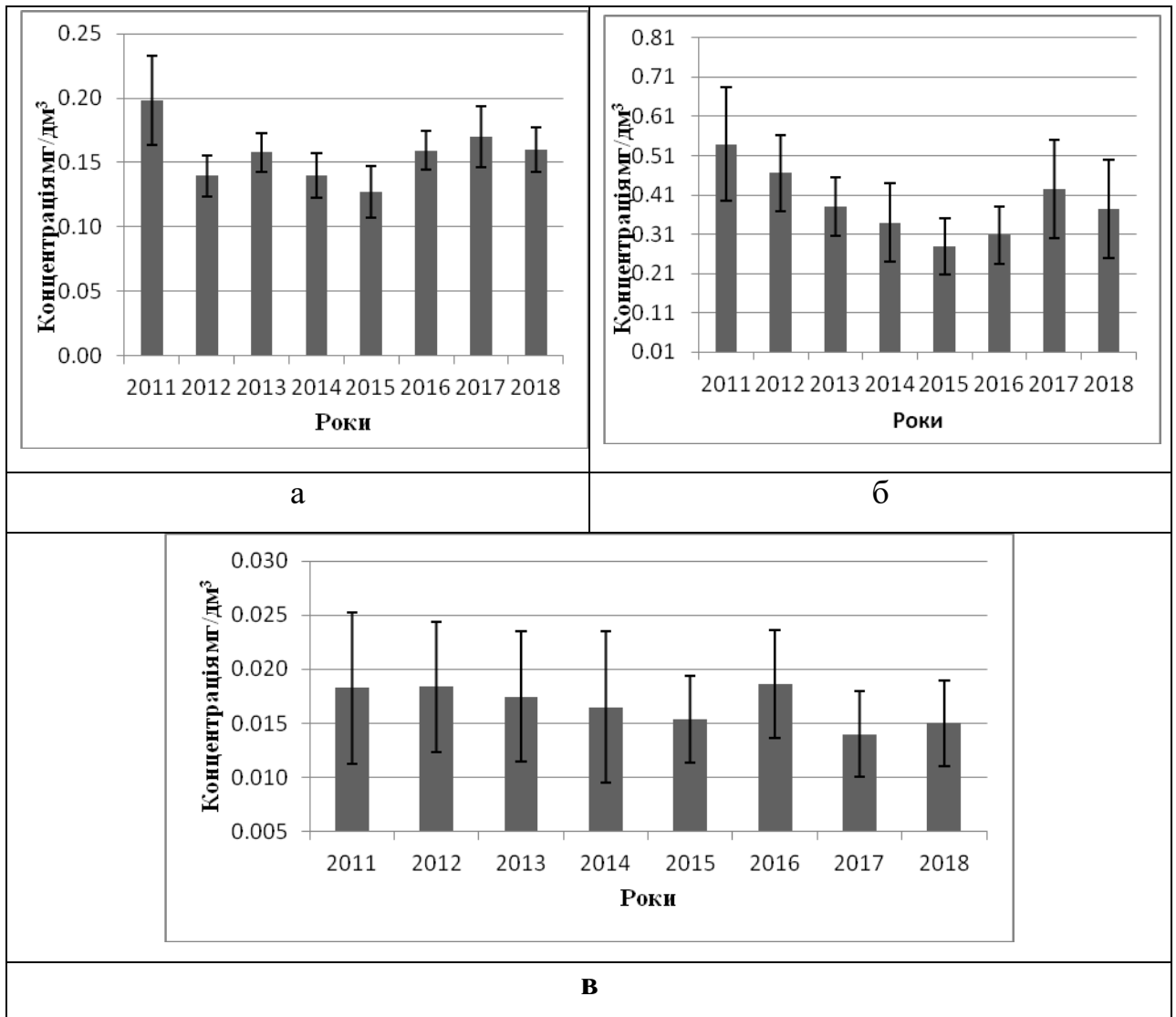


Рисунок 2.3 – Динаміка середньорічної концентрації амонійного азоту (а), азоту нітратів (б) та азоту нітритів (в) у воді р. Сів. Донець.

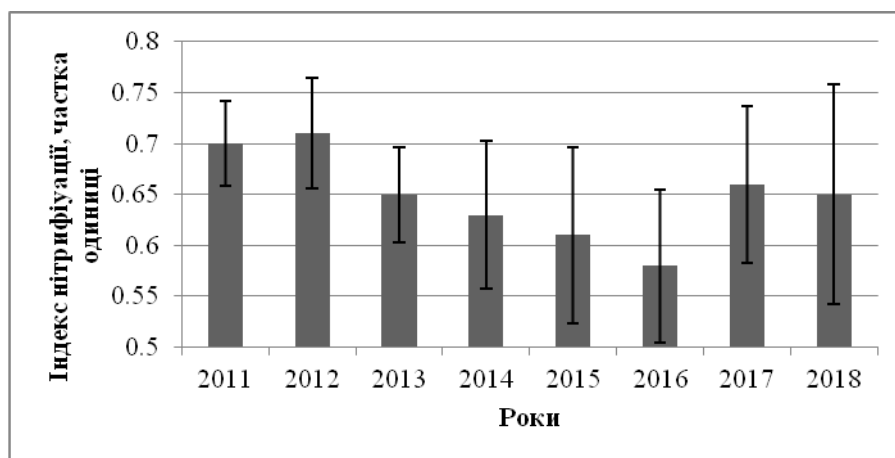


Рисунок 2.4 – Динаміка середньорічного ступеню нітрифікації (2011-2018 рр.) у воді р. Сів. Донець

2.2.2 Визначення хімічних та біологічних констант нітрифікації у воді р Сів. Донець за даними лабораторного експерименту

На рис. 2.5 представлені графіки динаміки концентрації азотовмісних сполук у воді р. Сів. Донець, визначені в лабораторному експерименті за методикою, що викладена у п.2.1.2. Як видно з результатів експерименту амонійний азот протягом експозиції спочатку підвищився, що обумовлено наявністю вільного аміаку та реакцій амоніфікації, але потім стійко падав до нуля. Азот нітритів спочатку підвищився, що є явною ознакою I фази нітрифікації, а потім зменшувався, поки не дістався безпечної концентрації, тобто «0». Азот нітратів зростав по ходу падіння концентрації азоту нітритів, і досяг максимуму при нульовій концентрації азоту нітритів, що є явною ознакою II фази нітрифікації [121].

У таблиці 2.3 представлено результати визначення констант швидкостей амоніфікації та обох фаз нітрифікації. Одержані результати порівняли з даними науково-технічної літератури (табл. 2.3).

Наведені дані показали, що в воді р. Сів. Донець на ділянці водозабору швидкість II фази нітрифікації майже в 2 рази перевищувала швидкість I фази. Це відповідає літературним даним [117, 122-123] та пояснює той факт, що у природних водах концентрація $N-NO_2$ залишається на низькому рівні. Лімітуючою ланкою ланцюгу мікробіологічних перетворень азотовмісних сполук є амоніфікація.

Лінеаризація даних експериментів для визначення K_S та V_{max} представлено на рис. 2.6 та 2.7, а розраховані значення цих біокінетичних констант – в табл. 2.

Розрахунки біокінетичних показників (табл. 2.4) показали, що одержані дані кореспондуються з даними досліджень інших природних водойм та біологічних очисних споруд. Відносна різниця в значеннях K_S нітрифікації в

воді р.Сів.Донець та в очисних спорудах узгоджувалась з різницею в концентрації $N-NH_4$ в цих об'єктах [121].

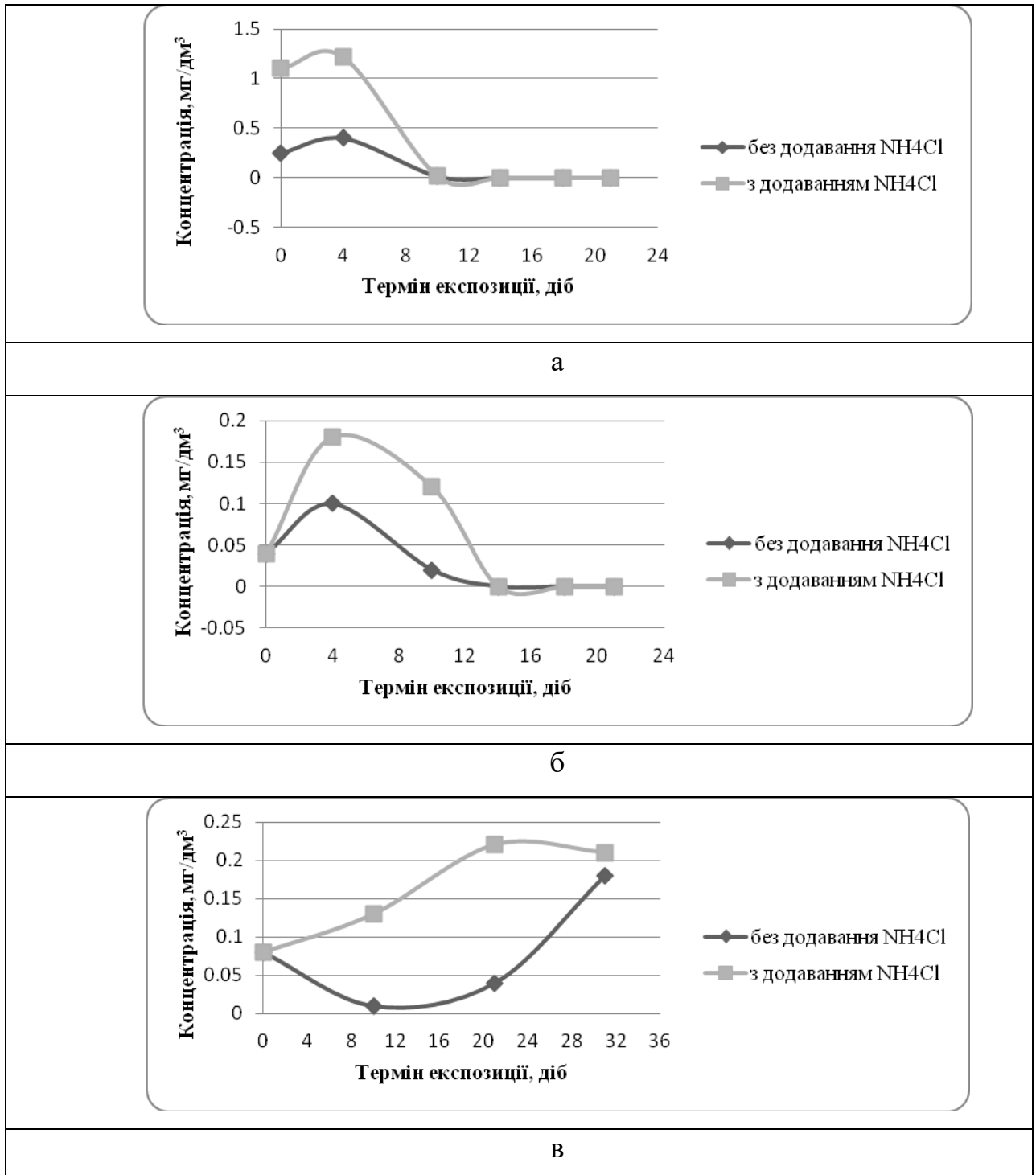


Рисунок 2.5 – Динаміка концентраціїамонійного азоту (а), азоту нітритів (б) таазотунітратів (в) у процесіекспозиції водиз р. Сів. Донець

Таблиця 2.3 – Кінетичні характеристики амоніфікації та нітрифікації у воді р. Сів. Донець.

Водойма	Константи швидкості амоніфікації, I та II фаз нітрифікації (k_1, k_2, k_3), доба ⁻¹		
	k_1	k_2	k_3
р. Сів. Донець	0,13	0,43	0,94
р. Лососинка [117]	0,03	0,23	2,35

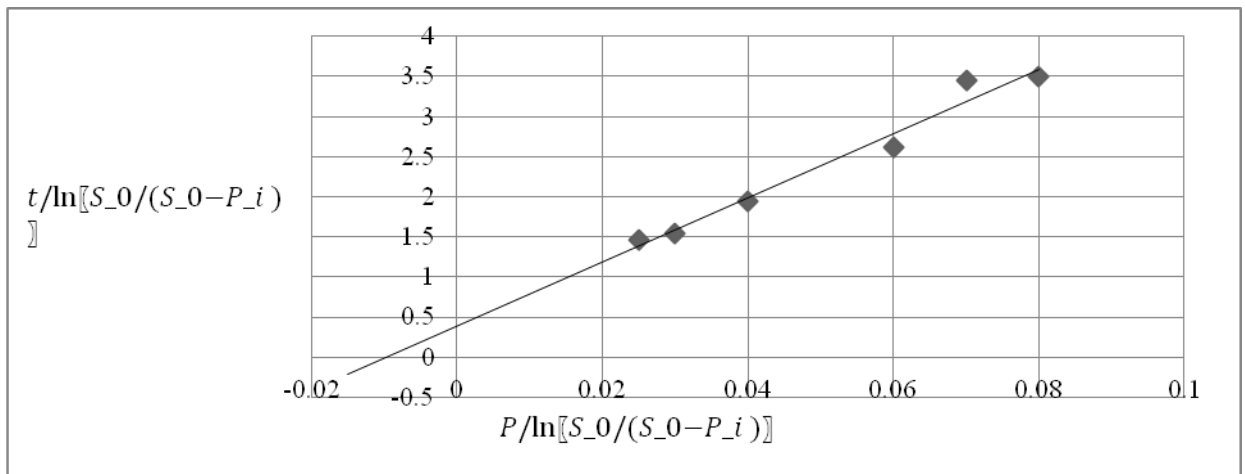


Рисунок 2.6 – Лінеаризація даних експерименту без додавання NH_4Cl

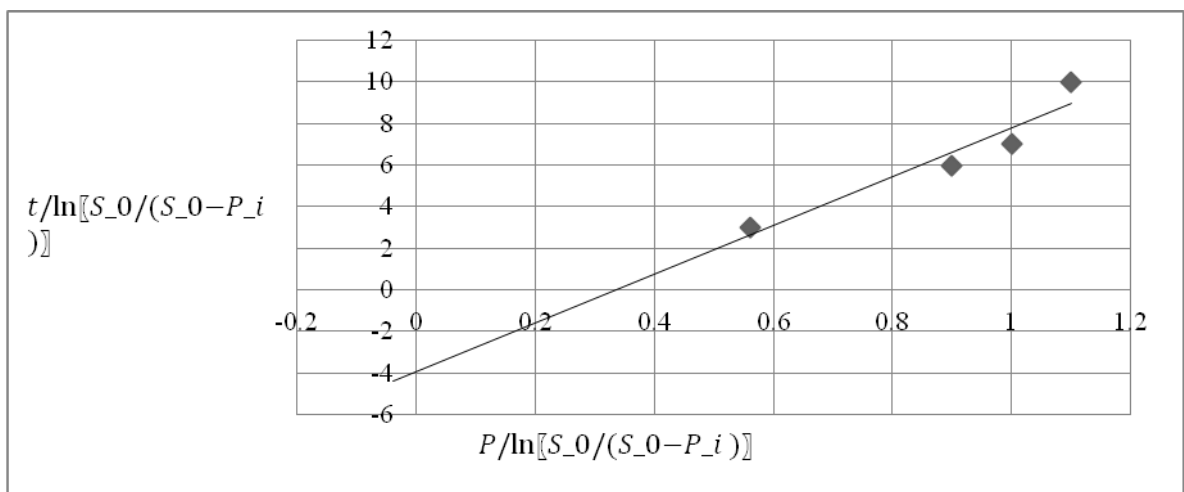


Рисунок 2.7 – Лінеаризація даних експерименту з додаванням NH_4Cl

Таблиця 2.4 – Біокінетичні показники нітрифікації в різних водних об'єктах

Нітрифікуючий мікробіоценоз	Константа Міхаеліса, мг/дм ³		V _{max} нітрифікації першої фази, мг/(дм ³ добу)	
	без провокації	з провокацією	без провокації	з провокацією
р. Сів. Донець	0,03	0,56	0,05	0,14
Краснопавлівське водосховище	0,12	3,22	0,1	0,07

Швидкість нітрифікації в р. Сів. Донець на ділянці водозабору була в 2,5 рази вища, ніж в північній європейській р. Лососинка (Карелія) [117], що відповідає зниженню активності розвитку мікробіологічних процесів в холодних кліматичних зонах. Як видно з табл. 2.4, швидкість першої фази нітрифікації без провокації дещо вища у Краснопавлівському водосховищі ніж у р. Сів. Донець. Але у випадку без додавання хлориду амонію активність амонійокислюючих бактерій у річці в два рази перевищує цей показник у водосховищі, що дає змогу припустити, що потенційна активність цього процесу вище у р. Сів. Дінець.

За встановленою швидкістю нітрифікації можна розрахувати концентрацію нітрифікуючих (амонійокислюючих) бактерій (кінетичне визначення), виходячи з даних [32]: швидкість окислення NH₃ однією клітиною амонійокислюючих бактерій складає 2,83-484 фмоль NH₃/год. Результати розрахунків концентрації нітрифікуючих бактерій в воді р. Сів.Донець на ділянці водозабору (табл. 2.5) кореспондуються з даними інших досліджень.

Таблиця 2.5 – Концентрація бактерій нітрифікаторів I фази у водному середовищі р. Сів. Донець на ділянці водозабору

Вода з	Концентрація нітрифікуючих бактерій I фази (кл/см ³) в різних варіантах досліджу	
	без провокації NH ₄ Cl	з провокацією NH ₄ Cl
р. Сів.Донець	0,4·10 ³	1,2·10 ³
р. Дрвенца[124]	0,49	

2.2.3 Дослідження нітрифікуючої здатності донних відкладень в р Сів. Донець

За даними науково-дослідної літератури [32, 40, 123, 125], основний внесок в нітрифікацію у природних водоймах вносить життєдіяльність нітрифікуючих бактерій, що іммобілізуються у верхньому шарі донних відкладень. Результати визначення нітрифікуючої здатності верхнього шару донних відкладень за даними біохімічного аналізу представлені в табл. 2.6

Таблиця 2.6 – Біохімічні характеристики донних відкладень у р. Сів. Донець на ділянці водозабору

Донні відкладення з	Активність гідроксиламін оксидоредуктази, мкг формаза/ (Г _{сухр.} ·ГОД)	Швидкість нітрифікації I фази, мг N-NH ₄ / (Г _{сухр.} ·ГОД)
р. Сів. Донець	1,69	0,025
Активний мул [119]	600-3000	0,1-0,8

Порівняно з активним мулом швидкість нітрифікації в донних відкладеннях досить низька. Проте, шар таких відкладень площею 1 дм² та глибиною 1 см (у більш глибоких шарах нітрифікація утруднена), тобто об'ємом 0,1 дм³, має вагу (при урахуванні питомої ваги супесі 0,27 кг/дм³) 0,27 кг, або 270 г. Він здатен нітрифікувати біля 1,69 мг N-NH₄ щогодини (38,9 мг/добу), отже набагато більше, ніж нітрифікуюча мікрофлора водної

товщі ($0,025 \text{ мг}/(\text{дм}^3 \text{ добу})$). Враховуючи таку швидкість нітрифікації концентрація нітрифікуючих бактерій в донних відкладеннях р. Сів.Донець на ділянці водозабору (з урахуванням питомої швидкості нітрифікації однією клітиною $484 \text{ фмоль NH}_3/\text{год}$) становить $0,93 \cdot 10^6 \text{ кл}/\text{г}$.

Дані регулярного багаторічного контролю вмісту сполук азоту у воді р.Сів.Донець на ділянці водозабору свідчать, що в дослідженій екосистемі відбувається нітрифікація I та II фаз, проте концентрація нітритів в ній екологічно безпечна. Як показали результати досліджень води та донних відкладень р. Сів. Донець на ділянці водозабору, активність процесів нітрифікації набагато вища в донних відкладеннях, ніж у водній товщі, що кореспондується з даними інших науковців. Визначені на підставі результатів лабораторного експерименту кінетичні характеристики перетворень азотовмісних сполук свідчить, що швидкість II фази нітрифікації в водній товщі переважає швидкість I фази, а це суттєво знижує ризик накопичення нітритів в водоймі та опосередковано в водоочисних спорудах на водозаборі.

2.2.4 Оцінка активності нітрифікації у Краснопавлівському водосховищі на ділянці водозабору за даними регулярного контролю

Попередні дослідження наявності процесів нітрифікації у Краснопавлівському водосховищі на ділянці водозабору виконали на підставі аналізу багаторічних та середньомісячних даних контролю концентрації азотовмісних сполук.

Проведений аналіз показав, що середньомісячна динаміка концентрації амонійного азоту у воді Краснопавлівського водосховища на ділянці водозабору у теплий період року, як і у р. Сів. Донець має тенденцію до зниження, а азоту нітратів до підвищення (рис. 2.8), що свідчить про збільшення активності нітрифікації в літньо-осінній сезон [126].

На рис. 2.8 представлена динаміка середньомісячної концентрації амонійного азоту та азоту нітратів у воді Краснопавлівського водосховища на ділянці водозабору за даними щоденного контролю концентрацій азотовмісних сполук.

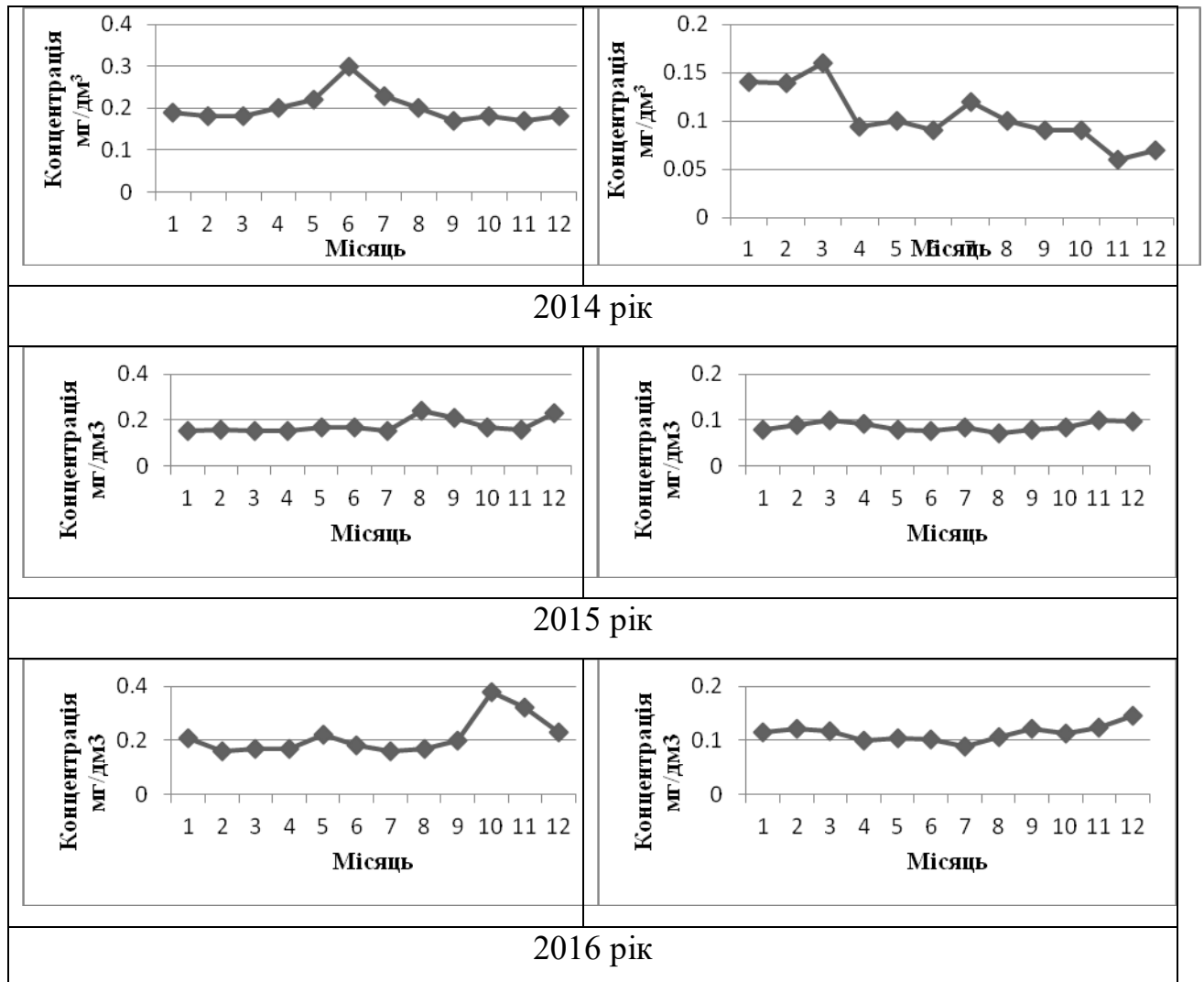


Рисунок 2.8 – Середньомісячні концентрації амонійного азоту, азоту нітратів у Краснопавлівському водосховищі (2014-2016рр.)

Як видно з рис. 2.9, у динаміці 8 річного періоду спостережень (з 2011-2018 рр.) концентрація амонійного азоту в воді має тенденцію до слабого підвищення у той час як азот нітратів – в основному знижується. Індекс нітрифікації (рис. 2.10), який визначається як доля нітрифікованого до нітратів азоту, віднесеного до загальної маси азоту амонійного, нітратів та

нітритів (за формулою 2.1), у 2016 році склала – 0,3, тоді як в 2011 році досягала 0,6. Концентрація нітритів у воді Краснопавлівського водосховища становила 0,015 мг/дм³, тобто була екологічно безпечною. Отже за розглянутий період нітрифікація води в Краснопавлівському водосховищі мала тенденцію до зменшення [126, 127].

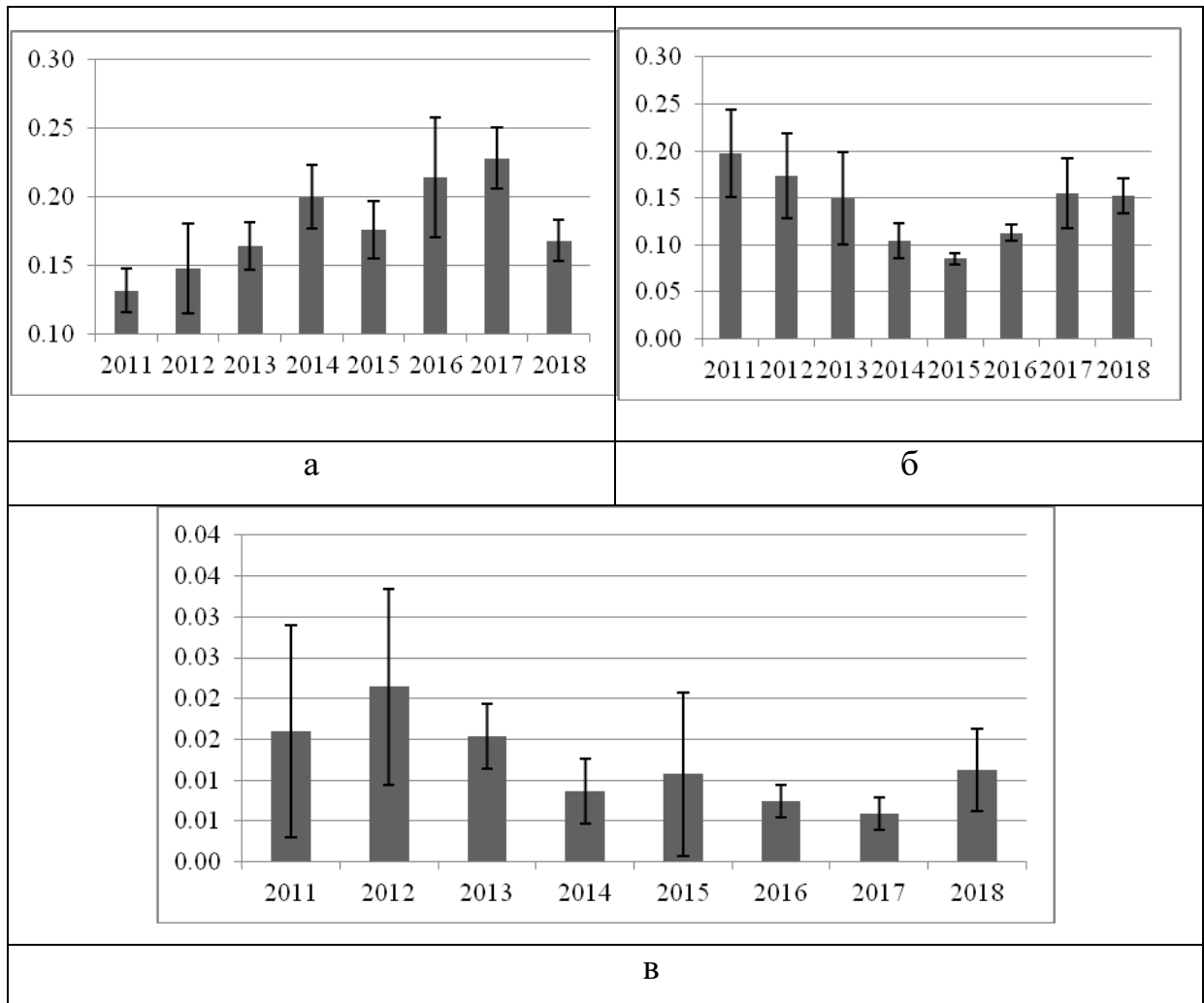


Рисунок 2.9 – Динаміка середньорічної концентрації амонійного азоту (а), азоту нітратів (б) та азоту нітритів (в) у воді Краснопавлівського водосховища

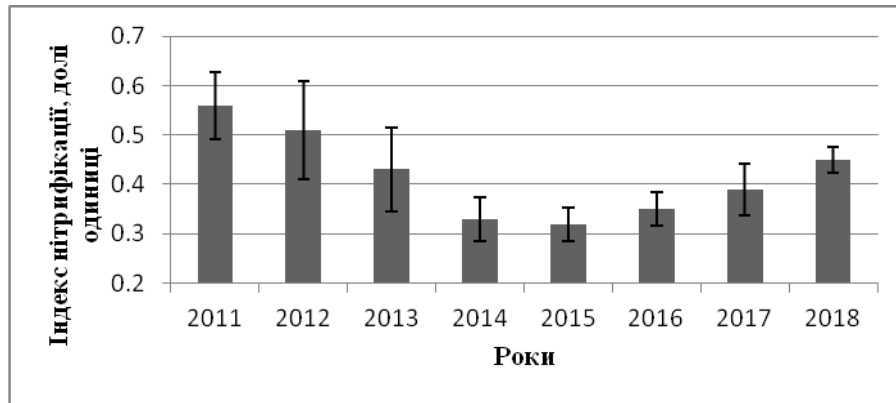


Рисунок 2.10 – Динаміка середньорічного індексу нітрифікації (2011-2018 рр.) у воді Краснопавлівського водосховища

2.2.5 Визначення хімічних та біологічних констант нітрифікації у воді Краснопавлівського водосховища за даними лабораторного експерименту

На рис. 2.11 представлені графіки динаміки азотовмісних сполук у воді Краснопавлівського водосховища. Як видно з результатів експерименту амонійний азот протягом експозиції знижувався до нуля. Азот нітритів спочатку підвищився, що є явною ознакою I фази нітрифікації, а потім зменшувався, поки не дістався безпечної концентрації, тобто «0». Азот нітратів зростав по ходу падіння концентрації азоту нітритів, і досяг максимуму при нульовій концентрації азоту нітритів, що є явною ознакою II фази нітрифікації.

У таблиці 2.7 представлено результати визначення констант швидкостей амоніфікації та обох фаз нітрифікації. Як видно, константа швидкості другої фази нітрифікації більш ніж в два рази перевищує швидкість першої фази нітрифікації та була незначно вище, чим у р. Сів. Донець, що свідчить про те, що нітрифікація проходить повністю і ризик накопичення нітритів у даному водному об'єкті є мінімальним. Константа першої фази приблизно одного порядку, але незначно вище у Онезькому озері.

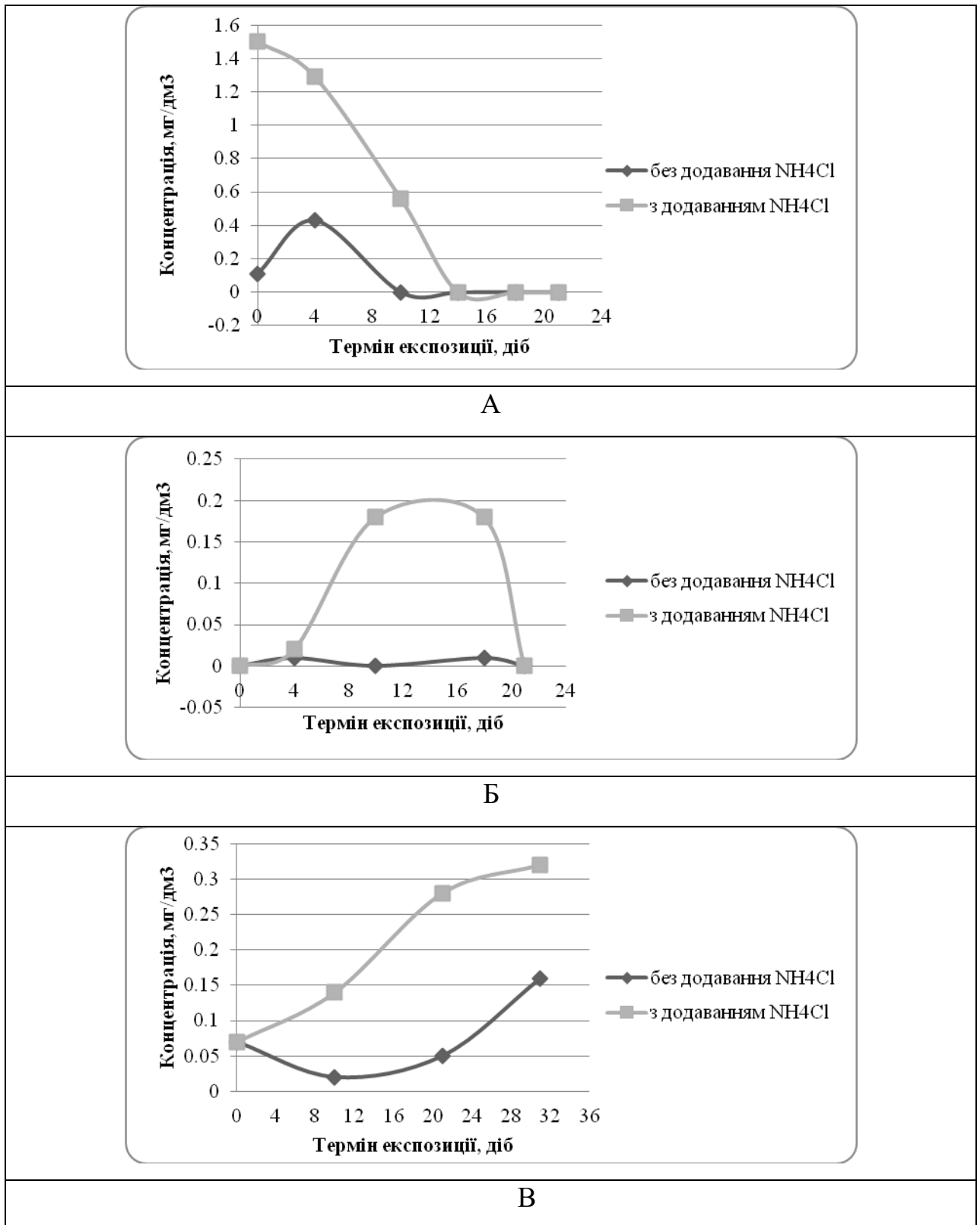


Рисунок 2.11 – Динаміка концентрації амонійного азоту (а), азоту нітритів (б) та азоту нітратів (в) у процесі експозиції води з Краснопавлівського водосховища

Озера, які наведені у науково-технічній літературі оліготрофні, північні, за низьким рівнем органічних речовин, тому амоніфікація, достатньо, слабка (k_1).

Таблиця 2.7 – Кінетичні характеристики амоніфікації та нітрифікації у воді Краснопавлівського водосховища

Водойма	Константи швидкості амоніфікації, I та II фаз нітрифікації (k_1, k_2, k_3), доба ⁻¹		
	k_1	k_2	k_3
Краснопавлівське водосховище	0,16	0,38	1,04
Ониське озеро	0,04	0,62	
Озеро Чурч'ярві	0,01	0,22	

Лінеаризація даних експериментів для визначення K_S та V_{\max} з урахуванням визначених допоміжних даних для побудови кривої лінеаризації Краснопавлівського водосховища з додаванням NH_4Cl та без представлено на рис.2.12 та рис. 2.13, а розраховані значення цих біокінетичних констант – в табл. 2.4.

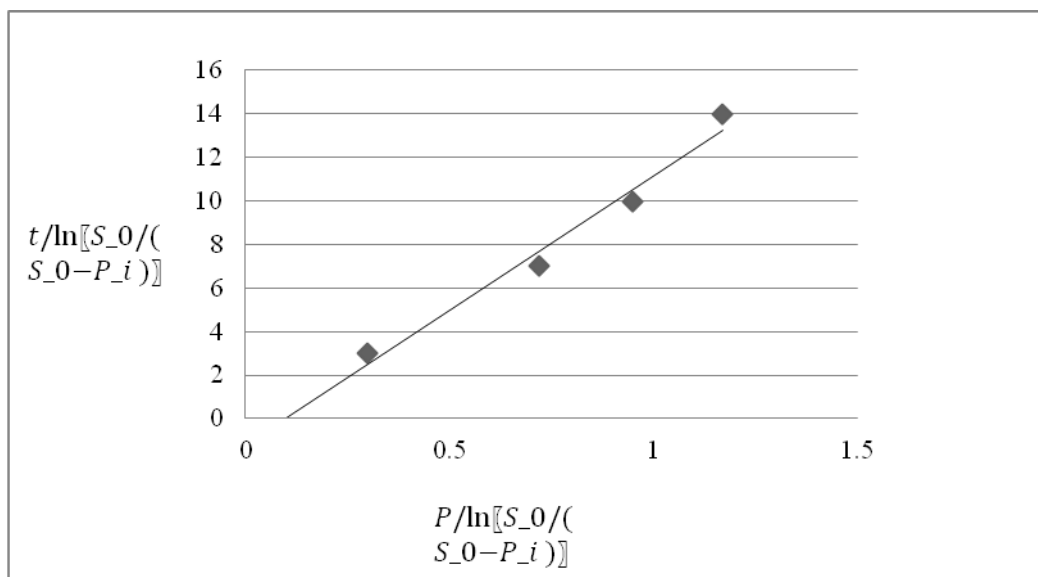
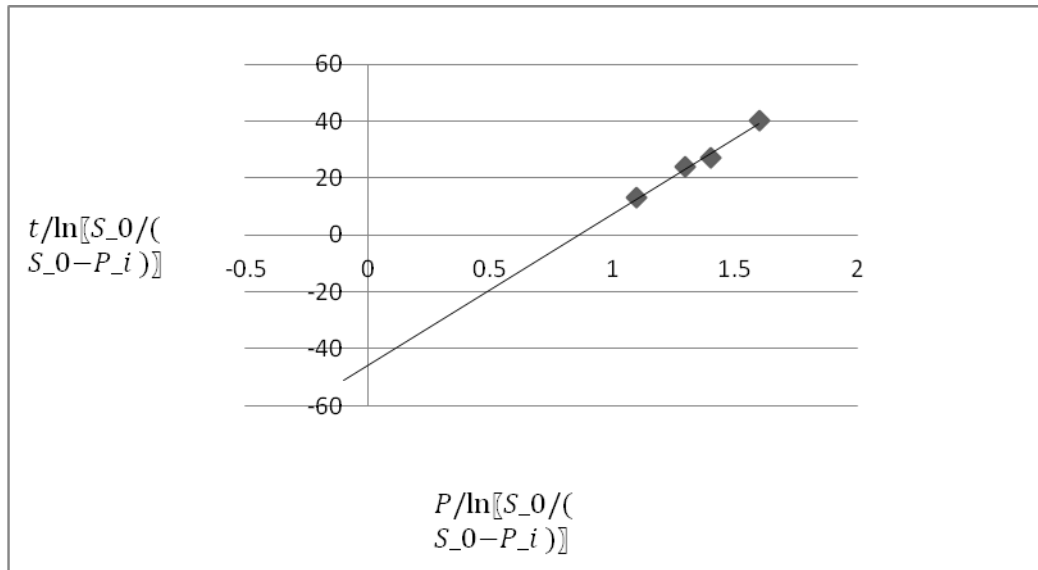


Рисунок 2.12 – Лінеаризація даних експерименту без додавання NH_4Cl **Рисунок 2.13** – Лінеаризація даних експерименту з додаванням NH_4Cl

Результати розрахунків концентрації нітрифікуючих бактерій в воді Краснопавлівського водосховища на ділянці водозабору, виконані через урахування швидкості окислення NH_3 однією клітиною амонійокислюючих бактерій (2,83-484 f моль $\text{NH}_3/\text{год}$)(табл. 2.9) кореспондуються з даними інших досліджень.

Таблиця 2.9 – Концентрація бактерій нітрифікаторів I фази у водному середовищі р. Сів. Донець на ділянці водозабору

Вода з	Концентрація нітрифікуючих бактерій I фази (кл/см ³) в різних варіантах дослідження	
	без провокації NH_4Cl	з провокацією NH_4Cl
Краснопавлівське водосховище	1,4210 ³	10 ³
Озера нижнього Амура [125]	(0,166-1,466) 10 ³	

З табл. 2.9 видно, що концентрація нітрифікуючи бактерій у воді Краснопавлівського водосховища вище ніж у р. Сів. Донець.

2.2.6 Дослідження нітрифікуючої здатності донних відкладень в Краснопавлівському водосховищі

Результати визначення нітрифікуючої здатності верхнього шару донних відкладень у Краснопавлівському водосховищі за даними біохімічного аналізу представлені в табл. 2.10.

Таблиця 2.10 – Біохімічні характеристики донних відкладень у Краснопавлівському водосховищі

Донні відкладення з	Активність гідроксиламін оксидоредуктази, мкг формаза/ (Г _{сухр.} ·ГОД)	Швидкість нітрифікації I фази, мг N-NH ₄ / (Г _{сухр.} ГОД)
Краснопавлівське водосховище	2,04	0,028
Активний мул [119]	22-50	0,35-0,77

Як свідчить табл. 2.10, активність донних відкладень у Краснопавлівському водосховищі незначно вища ніж у річці Сів. Донець.

Як видно, порівняно з активним мулом швидкість нітрифікації в донних відкладеннях досить низька. Проте, шар таких відкладень площею 1 дм² та глибиною 1 см (у більш глибоких шарах нітрифікація утруднена), тобто об'ємом 0,1 дм³, має вагу (при урахуванні питомої ваги супесі 0,27 кг/дм³) 0,27 кг, або 270 г. Він здатен нітрифікувати біля 62,1 мг N-NH₄ щогодини (1490,4 мг/добу), отже набагато більше, ніж нітрифікуюча мікрофлора водної товщі (0,028 мг/(дм³ добу)). Враховуючи таку швидкість нітрифікації концентрація нітрифікуючих бактерій в донних відкладеннях Краснопавлівського водосховища на ділянці водозабору (з

урахуванням питомої швидкості нітрифікації однією клітиною 484 $\mu\text{моль NH}_3/\text{год}$) становить $1,42 \cdot 10^3$.

Дані регулярного багаторічного контролю вмісту сполук азоту у воді Краснопавлівського водосховища так як і в р. Сів. Донець на ділянці водозабору свідчать, що в дослідженій екосистемі відбувається нітрифікація I та II фаз, проте концентрація нітритів в ній екологічно безпечна. Як показали результати досліджень води та донних відкладень на ділянці водозабору, активність процесів нітрифікації набагато вища в донних відкладеннях, ніж у водній товщі, що кореспондується з даними інших науковців. Визначені на підставі результатів лабораторного експериментування кінетичні характеристики перетворень азотовмісних сполук свідчать, що швидкість II фази нітрифікації в водній товщі переважає швидкість I фази, а це суттєво знижує ризик накопичення нітритів в водоймі та опосередковано - в водоочисних спорудах на водозаборі.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 2

1. Місто Харків забезпечується питною водою з двох водних джерел: природного – р. Сіверський Донець, та штучного – Краснопавлівського водосховища.

2. Визначення активності нітрифікації в цих водних об'єктах виконували за трьома напрямками: аналіз та розрахунок активності нітрифікації в водоймах за даними багаторічних спостережень, експериментальне визначення активності нітрифікації в водній товщі, експериментальне визначення активності нітрифікації в донних відкладеннях.

3. На ділянках водозабору за даними багаторічного контролю у р. Сів. Донець середньорічний індекс нітрифікації (який кількісно відбиває активність нітрифікації) з 2011 р. до 2016 р. стало знижуватися, а за 2017-2018 суттєво збільшився. У Краснопавлівському водосховищі середньорічний

індекс нітрифікації знижувався з 2011 р. до 2015 р., а потім стало підвищуватися.

4. Визначені в експериментальному дослідженні хімічні константи у р. Сів. Донець і Краснопавлівському водосховищі показали, що в обох водоймах константи швидкості другої фази нітрифікації вдвічі більші, ніж константи швидкості першої фази, що свідчить про те, що ризик накопичення нітритів у воді як річки, так і водосховища – мінімальний. Контроль концентрації нітритів в цих водних об'єктах підтвердив екологічну безпеку води за цим показником ($\leq 0,009$ мг/дм³).

5. Визначені в експериментальному дослідженні біокінетичні константи (константа Міхаеліса та максимальна швидкість реакції нітрифікації першої фази) показали, що наявна швидкість нітрифікації (і розрахована за нею концентрація нітрифікуючих бактерій I фази) дещо вища у Краснопавлівському водосховищі ніж у р. Сів. Донець. А потенційна швидкість нітрифікації, а, отже і концентрація нітрифікаторів I фази, при провокації амонієм – навпаки дещо вищі в р. Сів. Донець.

6. Активність I фази нітрифікації в донних відкладеннях досліджуваних водойм за даними вимірювання активності ферменту гідроксиламін оксидоредуктази показали, що в донних відкладеннях у Краснопавлівському водосховищі ця активність дещо вища ніж у р. Сів. Донець.

РОЗДІЛ 3

НІТРИФІКАЦІЯ В СПОРУДАХ ВОДОПІДГОТОВКИ ТА В РОЗПОДІЛЬЧИХ МЕРЕЖАХ ВОДОПОСТАЧАННЯ - ПРОБЛЕМА ДЛЯ РАЦІОНАЛЬНОГО ВОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО ПИТНОГО ВОДОСПОЖИВАННЯ ЛЮДЕЙ

3.1 Об'єкти та методи досліджень

3.1.1 Об'єкти досліджень

Місто Харків забезпечується питною водою з двох джерел: річки Сіверський Донець та Краснопавлівського водосховища (рис.3.1).

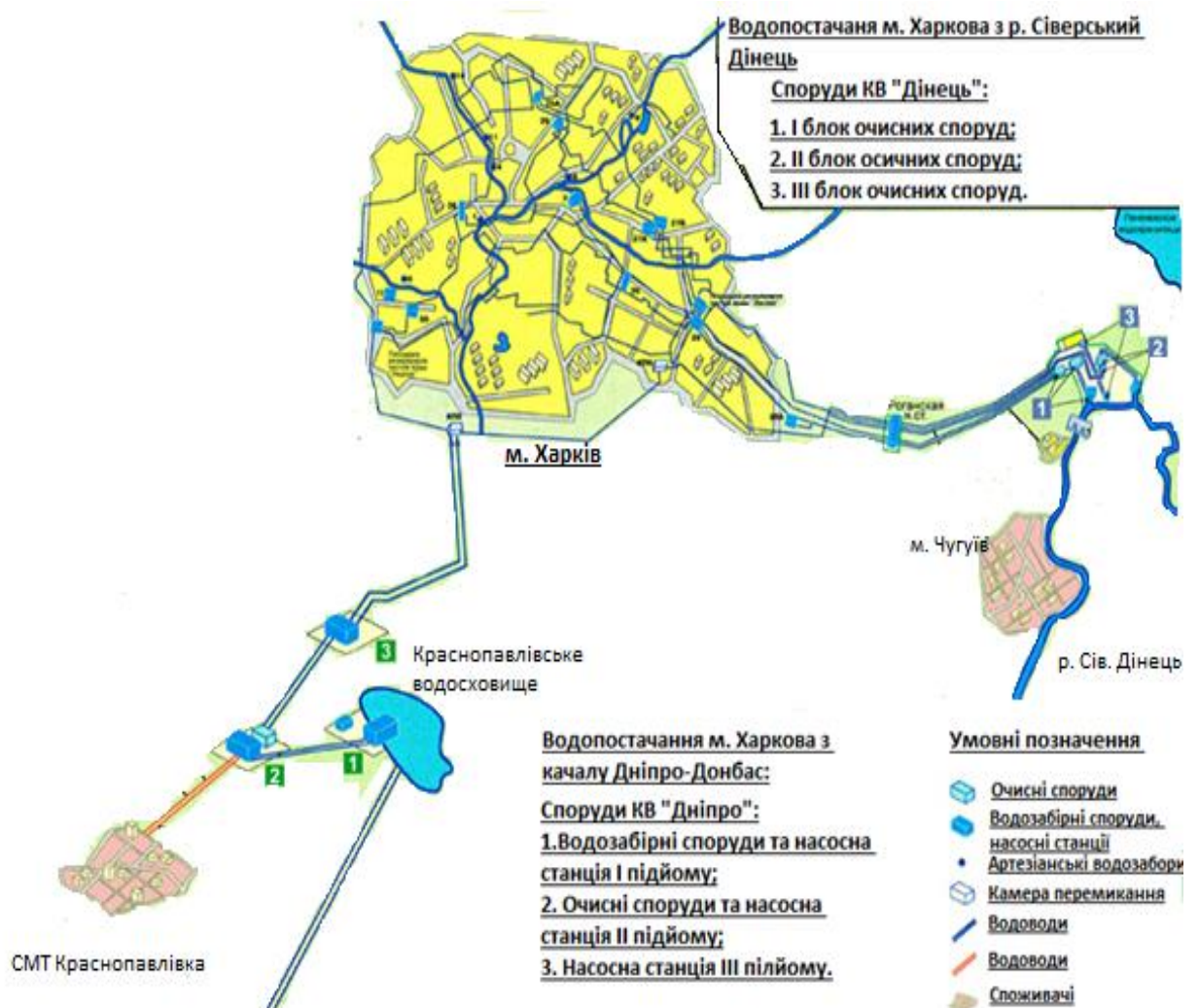


Рисунок 3.1 – Схема водопостачання м. Харкова

Об'єкт експериментальних досліджень – споруди комплексу водопідготовки (КВ) «Донець» та КВ «Дніпро». Соруди та схеми водопідготовки на КВ «Донець» та «Дніпро» представлені на рис. 3.2, 3.3.

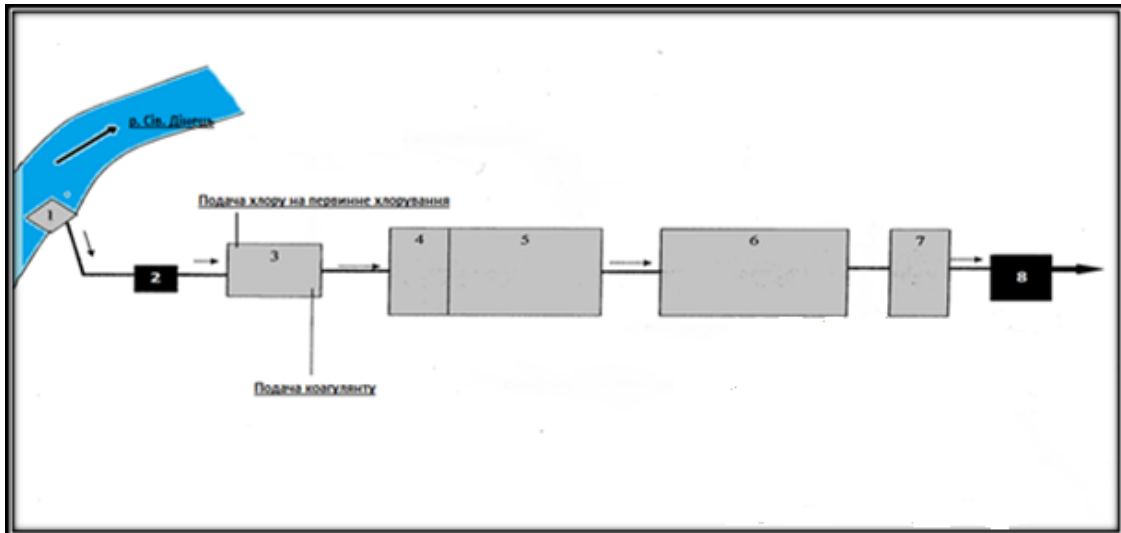


Рисунок 3.2 – Технологічна схема роботи КВ «Донець»: 1 – водозабірний оголовок; 2 – Насосна станція I підйому; 3 – Змішувач; 4 – Камера реакцій; 5 – Відстійник; 6 – Фільтри; 7 – резервуар чистої води; 8 – Насосна станція II підйому.

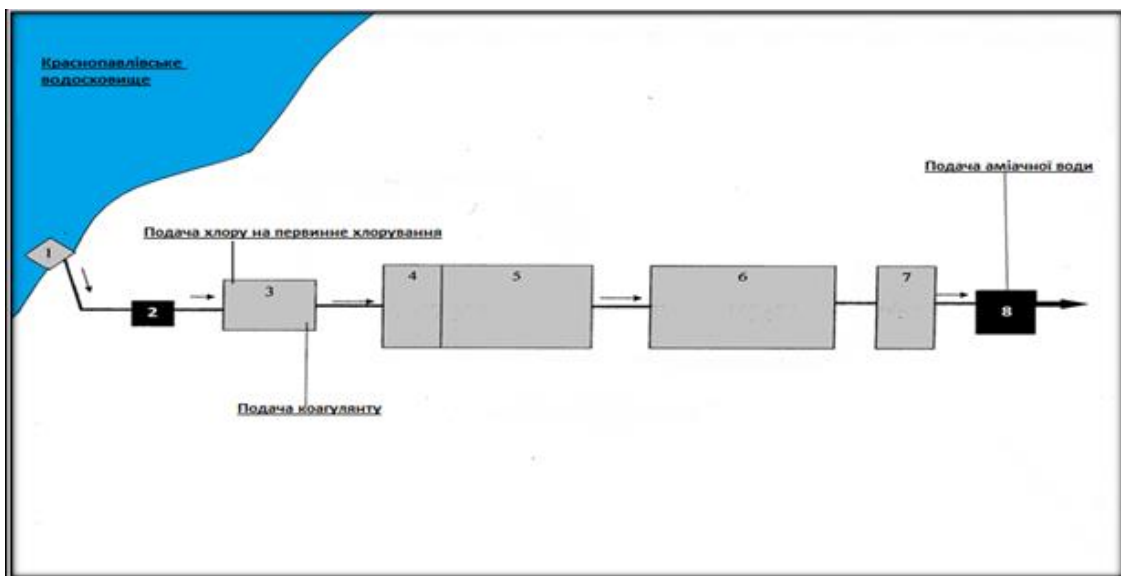


Рисунок 3.3 – Технологічна схема роботи КВ «Дніпро»: 1 – водозабірний оголовок; 2 – насосна станція I підйому; 3 – змішувач; 4 – камера реакцій; 5 –

відстійник; 6 – фільтри; 7 – резервуар чистої води; 8 – насосна станція II підйому.

Споруди водопідготовки (очисні споруди водопостачання) призначені для отримання і забезпечення питною водою господарсько-питних потреб і промислових підприємств м. Харкова та прилеглих населених місць з Краснопавлівського водосховища та р. Сів. Донець у відповідності з вимогами ДСанПіН 2.2.4-171-10. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

Комплекс водопідготовки «Донець»

Комплекс водопідготовки «Донець» розташований у 40 км від м. Харкова на р. Сіверський Донець. На КВ «Донець» вода з річки поступає в водозабірний ківш, в якому розташований водозабірний оголовок з установленими на ньому решітками. З водозабірної оголовку вода по двом самопливним лініям поступає у водоприймальний колодязь з плоскими стінками. Вода з водоприймального колодязя поступає на насоси (4 шт.) насосної станції I-го підйому. Потім вода поступає у камеру переключення. Далі вода подається на очисні споруди [114].

На очисних спорудах проводиться очищення та знезараження води. Технологічний процес очищення включає в себе: первинне хлорування, коагулювання, змішування, відстоювання, фільтрування та вторинне хлорування.

Від насосної станції I-го підйому вихідна вода поступає на очисні змішувачі. Перед змішувачами у воду подається хлор на первинне хлорування з метою зниження мікроорганізмів, а також окислення органічних сполук. На початку змішувачів вводиться коагулянт – сірчаноокислий алюміній, що готується в реагентному господарстві, гідроксилхлоридалюмінію Pro-AQUA-18, або інший коагулянт. Швидкість протікання води у водоводах I-го підйому на виливу в змішувач становить 1-1,5 м/сек, що забезпечує достатню турбулентність потоку, що сприяє

повному змішуванню реагентів з водою. Після змішувачів вода надходить в камери пластівцеутворення перегородчастого типу з горизонтальною циркуляцією. Камери пластівцеутворення призначені для створення сприятливих умов процесу коагуляції, чому сприяє плавне перемішування потоку. Спочатку протікає стадія прихованої коагуляції, що характеризується формуванням первинних найдрібніших пластівців, які потім укрупнюються і утворюють великі видимі агрегати. Після камер утворення пластівців вода надходить на горизонтальний відстійник (розділений на дві половини: праву і ліву) та на освітлювач із зваженим осадом. Горизонтальний відстійник і освітлювач зі зваженим осадом служать для попереднього очищення води, в яких осідає основна маса завислих речовин [114].

Освітлена на відстійнику і освітлювачі вода надходить на фільтри. Після фільтрів в трубопроводі чистої води вводиться хлор на вторинне хлорування для її знезараження. Потім вода надходить в резервуар чистої води, який розділений на дві половини – праву і ліву. З резервуара чистої води насосною станцією II-го підйому вода подається споживачам [114].

Комплекс водопідготовки «Дніпро»

Комплекс водопідготовки «Дніпро» розташований на Краснопавлівському водосховищі у 130 км від м.Харкова. Споруди майданчика підйому призначені для забору річкової води з Краснопавлівського водосховища і подачу на майданчик 2-го блоку для її подальшого очищення до якості питної. Проектна продуктивність споруд – 400 тис. м³/добу; фактична – 200 тис. м³/добу. КВ «Дніпро» – технічні води з хлораторної котельні та установки «Струмін» у об'ємі 8,85 м³/год скидаються у Краснопавлівське водосховище. А також в залежності від якості вихідної води змінюється об'єм забору води (чим нижче якість, тим менше фільтроцикл і тим більше води потрібно на промивку фільтру, а отже, і більше технічно води утворюється) [115].

Водопідготовка на КВ «Дніпро» здійснюється наступним чином: вода забирається з водного об'єкта водозабірними спорудами, до яких входять:

підвідний канал, водозабір та під'їзний міст з акведуками та під'їзна дамба. Під'їзний канал служить для забезпечення сталого забору води до відмітки 100 м.Б.с. Водозабір приєднаний з насосною станцією I-го блоку, призначений для забору та подачі води з Краснопавлівського водосховища на майданчик II-го блоку для подальшої очистки. Водозабірна споруда складається з водоприймальної частини з гідромеханічним обладнанням і насосної станції. Водозабір, поєднаний з насосною станцією I-блоку, з'єднується з берегом за допомогою моста 300 м і під'їзної дамби довжиною 110 м. Акведуки по обидва боки під'їзної дамби служать для укладання комунікацій. Камера перемикання призначення для розподілу води, яка подається по водоводах насосами. Для знезараження і збереження пропускної здатності водоводів передбачається первинне хлорування дозами до 6 мг/л. Для забезпечення водою питної якості споруд I-го блоку використовується водоочисна станція «Струмінь», проектна продуктивність 100 м³/добу [116].

Передбачено блокування в одній будівлі наступних приміщень, пов'язаних загальним технологічним процесом:

1. Фільтрувальна зала (складається з сітчастого фільтра, трубчастий відстійник з камерою пластівцеутворення та з напірного фільтру).
2. Склад реагентів.
3. Службове приміщення.

Вода з водосховища для очищення відбирається з камери переключення. Для затримання великих домішок встановлюється сітчастий фільтр. Потім вода надходить у камеру утворення пластівців, після чого у трубчастий відстійник. Відстояна вода подається на швидкий фільтр з піщаним завантаженням, де відбувається освітлення води. Пройшовши фільтр, вода надходить в бак водонапірної башти.

Для експериментальних біохімічних досліджень нітрифікації в спорудах водопідготовки використовували засипки швидких фільтрів. На фільтрах проводиться остаточне очищення води для господарсько-питних цілей. При фільтруванні освітлена у відстійнику вода проходить крізь шар

фільтруючого матеріалу, в якому затримуються завислі речовини, які в ній містяться. Фільтр являє собою залізобетонний прямокутний резервуар, розділений каналами (верхній та нижній) на дві половини.

Швидкі фільтри

Як на КВ «Дніпро» так і на КВ «Донець» застосовуються одношарові та двошарові швидкі фільтри, швидкість фільтрування 4,5-7,5 м/год, час знаходження води в фільтрі 20-45 хв. На КВ Дніпро використовуються засипка фільтрів з кварцового піску та антрациту, а на КВ Донець окрім цих засипок на фільтрі № 15 використовується засипка з цеоліту (табл. 3.1).

Кварцовий пісок – фільтруюча засипка, сорбційна спроможність якої дозволяє видаляти з води окислене залізо та марганець. Має високу стійкість до механічних, хімічних, атмосферним та водних впливів. Антрацит – природне викопне вугілля, що використовується для видалення з води зважених речовин та мутності .

Таблиця 3.1 – Засипка фільтрів на комплексах водопідготовки

Засипка фільтрів	Комплекс водопідготовки		
	«Донець»		«Дніпро»
	Фільтр 15	Фільтр 16	
Цеоліт	+	-	-
Кварцовий пісок	+	+	+
Антрацит	+	+	+

Цеоліт при очистці води відфільтровує такі забруднення як: важкі метали, феноли, нітрати, аміак, віруси, пестициди, хімікати, органічні речовини, амоній, нафтопродукти. Також він знижує жорсткість води, підвищує рівень рН, що робить воду більш лужною, внаслідок чого підвищує її питні характеристики. За даними науково-технічної літератури цеоліт є

найбільш сприятливою фільтруючою засипкою для іммобілізації нітрифікуючих бактерій [128, 129].

Схема роботи швидких фільтрів на КВ «Донець» та КВ «Дніпро» представлена на рис. 3.4.

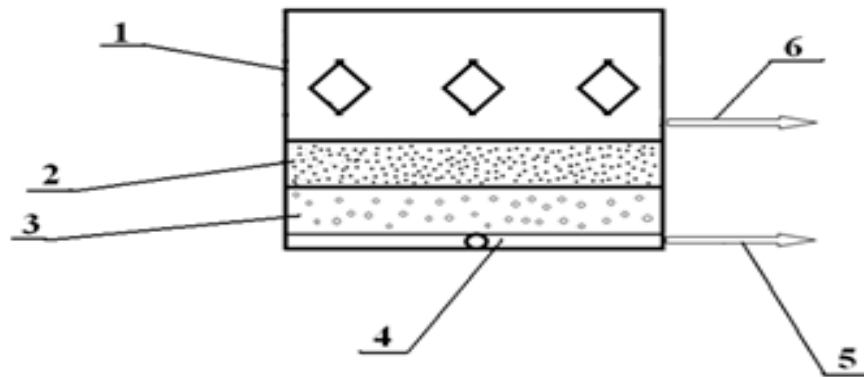


Рисунок 3.4 – Схема роботи швидких фільтрів КВ «Донець» та «Дніпро»: 1) Жолоби для відводу промивної та подачі вихідної води; 2) шар фільтруючого матеріалу; 3) підтримуючий шар; 4) дренажно-розподільча система; 5) трубопровід подачі води для промивки та відводу очищеної води; 6) трубопровід освітленої води та трубопровід відводу води для промивки.

3.1.2 Методики контролю хімічного складу води та нітрифікуючої здатності фільтруючого завантаження

Гідрохімічний аналіз водних середовищ проводили по стандартним методикам у відповідності з вимогами нормативних документів України [120]. Визначали:

- азот амонійний – колориметрично з реактивом Неслера,
- азот нітритів – колориметрично з α -нафтиламіном,
- азот нітратів – колориметрично з саліцилатом натрію;
- азот К’ельдаля– після мокрої мінералізації титриметрично;
- сухий залишок
- рН – електрометрично на рН метрі -іономіріЕВ-74.

Біохімічні показники визначали за методикою з визначення ГДОР біомаси нітрифікуючих бактерій I фази, захищеної патентом України (розділ 2). Для визначення потенційної нітрифікуючої активності в засипках швидких фільтрів на досліджуваних комплексах водопідготовки були відібрані проби фільтруючих засипок (0,5 кг).

3.2 Виявлення процесів нітрифікації в спорудах водопідготовки та в розподільчих водопровідних мережах за даними регулярного контролю

3.2.1 Виявлення процесів нітрифікації в КВ «Донець» та в розподільчих водопровідних мережах, що відносяться до цього комплексу

Нітрифікацію в системах водопідготовки можливо виявити не тільки за допомогою мікробіологічних досліджень, а й за динамікою концентрації N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ та рН. Оскільки нітрифікація супроводжується утворенням неорганічних кислот (друга фаза – сильної неорганічної кислоти – HNO₃) то рН середовища при цьому знижується.

Середньорічна динаміка концентрації амонійного азоту та рН в воді з р. Сів. Донець на етапах водозабір – водопідготовка – водопровідна розподільча мережа представлена на рис.3.5, 3.6 [127].

Як свідчать представлені дані, в процесі водопідготовки концентрація амонійного азоту у воді зменшується. Цей процес зумовлений видаленням амонію при фільтрації крізь цеолітові фільтри (здатні до іонообміну), які застосовуються на комплексі. Але динаміка рН на цих етапах свідчить про стаке підкислення середовища. До того ж спостерігається слабке зростання концентрації азоту нітратів. Ці два чинники доводять, що в спорудах КВ «Донець» відбувається нітрифікація води. Концентрація нітритів в воді не перевищує 0,004 мг/дм³, тобто є екологічно безпечною.

Нітрифікація продовжується і в водорозподільчих мережах, про що свідчать дані динаміки концентрації амонійного азоту та рН води на ділянці водопідготовка – розподільчі мережі. Проте концентрація нітритів в воді в розподільчій мережі не перевищує $0,004 \text{ мг/дм}^3$. Це, зумовлено тим, що швидкість першої фази нітрифікації нижче швидкості другої фази [130].

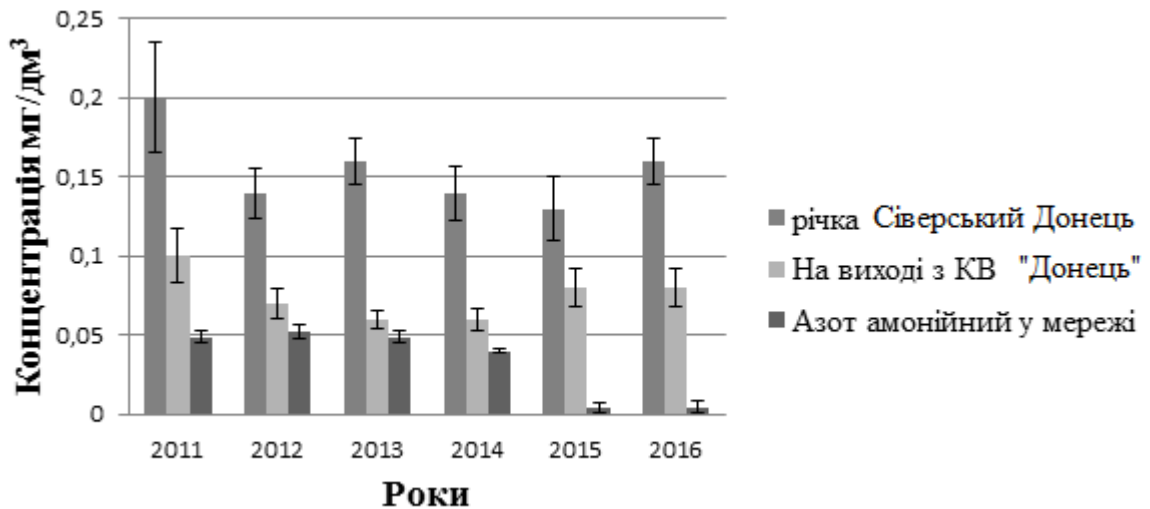


Рисунок 3.5 – Концентрація амонійного азоту в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Донець»)

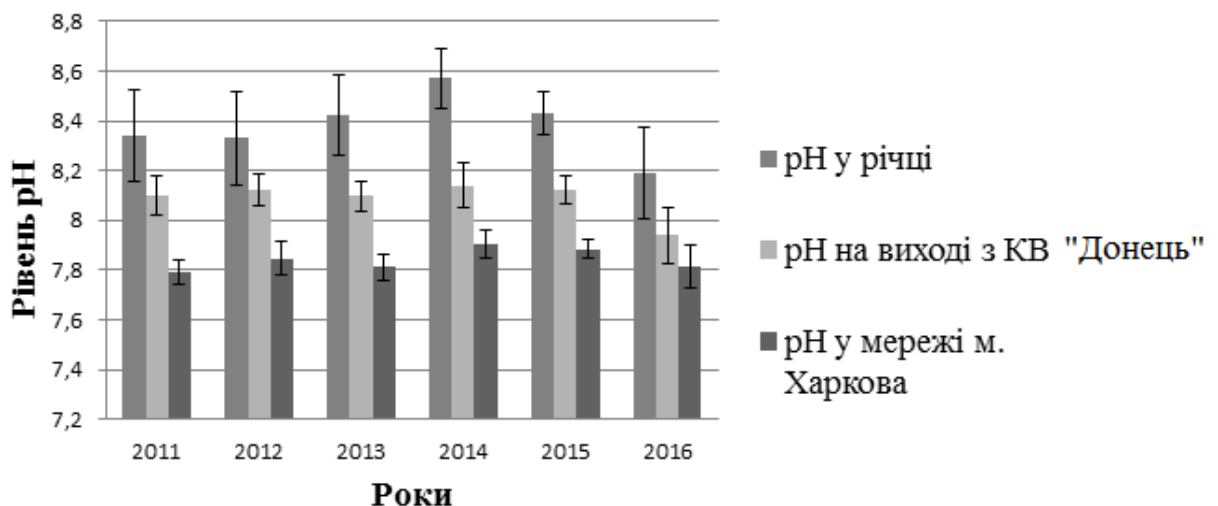


Рисунок 3.6 – Динаміка рН води по етапах питного водопостачання (КВ «Донець»)

3.2.2 Виявлення процесів нітрифікації в КВ «Дніпро» та в розподільчих водопровідних мережах, що відносяться до цього комплексу

Інша ситуація складається на комплексі водопідготовки, де при водопідготовці використовують хлорамонізацію води (КВ «Дніпро») (рис. 3.3). Як видно, хлорамонізація супроводжується значним підвищенням концентрації амонійного азоту в воді на етапі водопідготовки. Проте в розподільчих мережах концентрація амонійного азоту падає до значень, які навіть нижчі, ніж у воді, що надходить на водопідготовку. Такі підвищені концентрації амонійного азоту (рис. 3.7) активують нітрифікацію в спорудах водопідготовки, про що свідчить динаміка концентрації нітратів у воді (рис. 3.9): вона зростає в 5-6 разів. Наявність нітрифікації підтверджує і динаміка рН води (рис. 3.8) на ділянці вихідна вода – водопідготовка, яке свідчить про стає підкислення, що продовжується і в мережах (в 2013-2016 рр.) [127, 130].

Контроль концентрації нітритів показав, що середня концентрація азоту нітритів на вході на очисні споруди складала 0,07-0,021 мг/дм³, а після споруд водопідготовки вона знижувалась до 0-0,004 мг/дм³. Отже, при активній нітрифікації в спорудах водопідготовки КВ «Дніпро» швидкість першої фази нітрифікації не перевищувала швидкість нітрифікації другої фази, що виключало накопичення нітритів у воді. Ця ситуація зберігалась і в розподільчих мережах: концентрація нітритів у воді не перевищувала 0,003 мг/дм³.

Таким чином, дані проведених досліджень свідчать, що в спорудах водопідготовки (КВ «Донець» і КВ «Дніпро») м. Харкова відбувається нітрифікація, особливо активно в спорудах комплексу водопідготовки, де використовують хлорамонізацію (КВ «Дніпро»). Проте умови водопідготовки забезпечують таку швидкість другої фази нітрифікації, яка зводить концентрацію нітритів до екологічно безпечних концентрацій, як на виході з споруд водопідготовки, так і в мережах водопостачання.

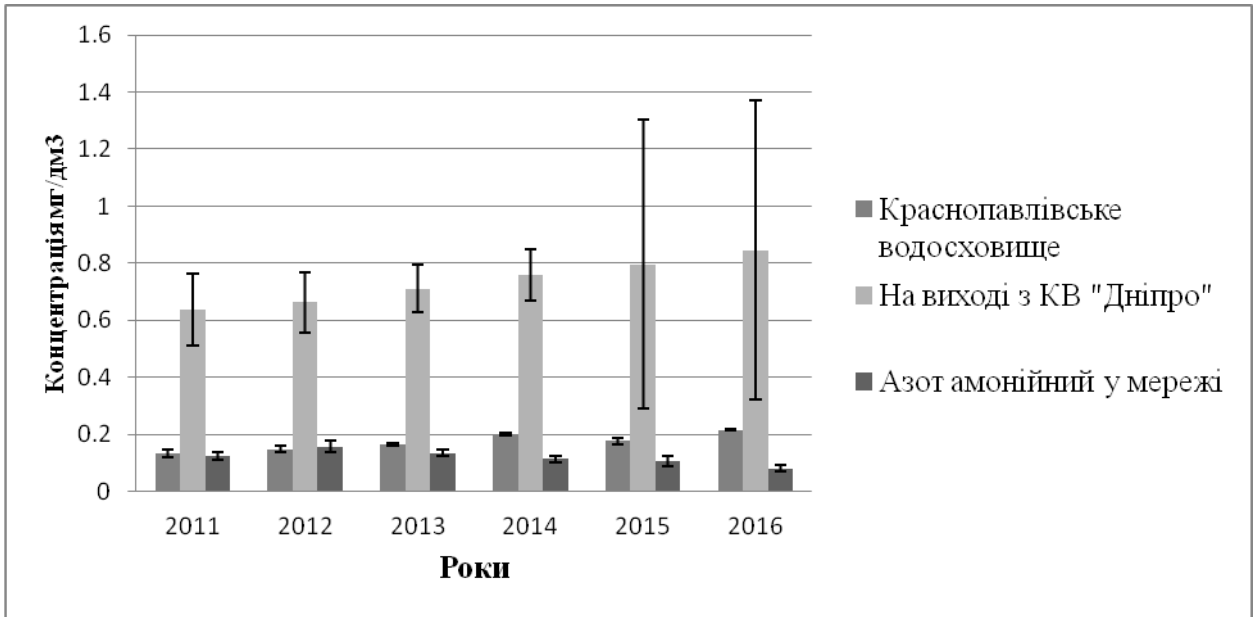


Рисунок 3.7 – Концентрація амонійного азоту в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»)

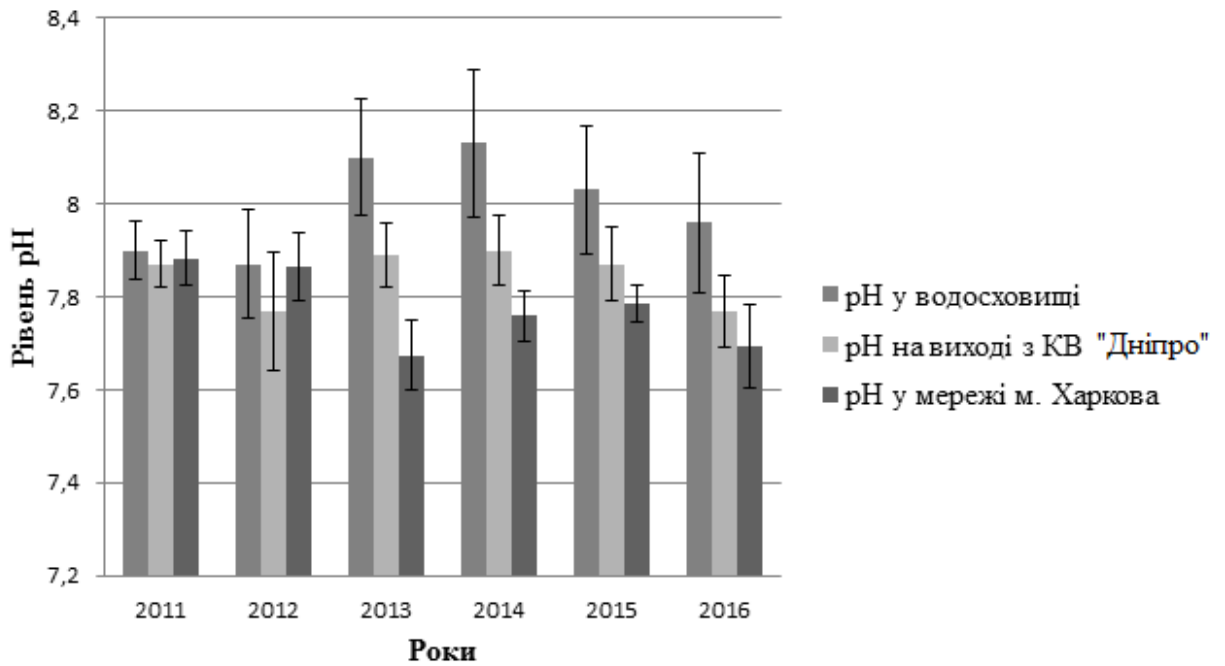


Рисунок 3.8 – Динаміка рН води по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»)

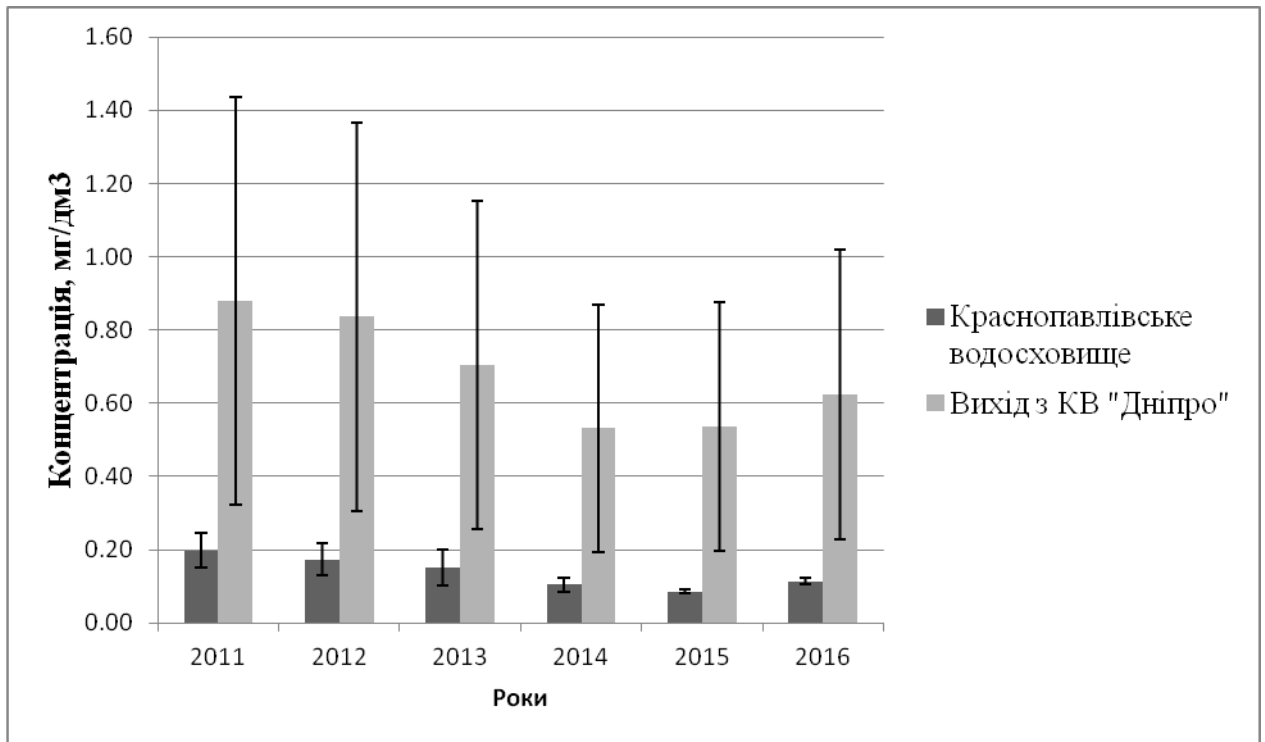


Рисунок 3.9 – Концентрація азоту нітратів в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»)

3.3 Експериментальне дослідження нітрифікуючої здатності фільтруючих завантажень в спорудах водопідготовки

Результати біохімічних та мікробіологічних досліджень різних фільтруючих завантажень приведені в табл. 3.2.

Я видно з таблиці, у порівнянні з засипками з кварцового піску та антрациту, цеолітова засипка є найсприятливішою для іммобілізації на ній нітрифікуючих бактерій, що дає змогу припустити, що на КВ «Донець» є ризик накопичення нітритів після проходження очистки у швидких фільтрів [131].

Таблиця 3.2 – Визначення біохімічних та мікробіологічних характеристик фільтруючих завантажень на КВ «Дніпро» та КВ «Донець»

Фільтруючі завантаження	Біохімічні характеристики, – активність дегідрогеназ, мкг фомазану (Г _{сухр.} ·доба) ⁻¹		Мікробіологічні характеристики, - концентрація бактерій, кл/Г _{сухр.}	
	ГДОР	ДГА	аммонійокиснюючих	сапрофітів
КВ «Дніпро» (пісок кварцовий)	7,20	6,97	40	1,5·10 ⁵
КВ «Донець» (пісок кварцовий + антрацит) до промивки	7,15	0,53	40	0,7·10 ³
	після промивки	3,49	0	0
КВ «Донець» (цеоліт) до промивки	7,8	0,56	49	3·10 ³
	после промивки	4,32	0	0

3.4 Аналіз впливу нітрифікації в водоймі – джерелі питного водопостачання, на активність нітрифікації в спорудах водо підготовки

Для аналізу впливу активності нітрифікації в водоймі, з якої виконується забір води для питного водопостачання, на процеси нітрифікації в спорудах водопідготовки розраховали середньорічні (усереднюючи середньомісячні дані) індекси нітрифікації в водоймі (р. Сів. Донець) та на

виході з споруд [132, 133]. Результати розрахунків, виконаних за даними КВ «Донець», графічно представлені на рис. 3.10.

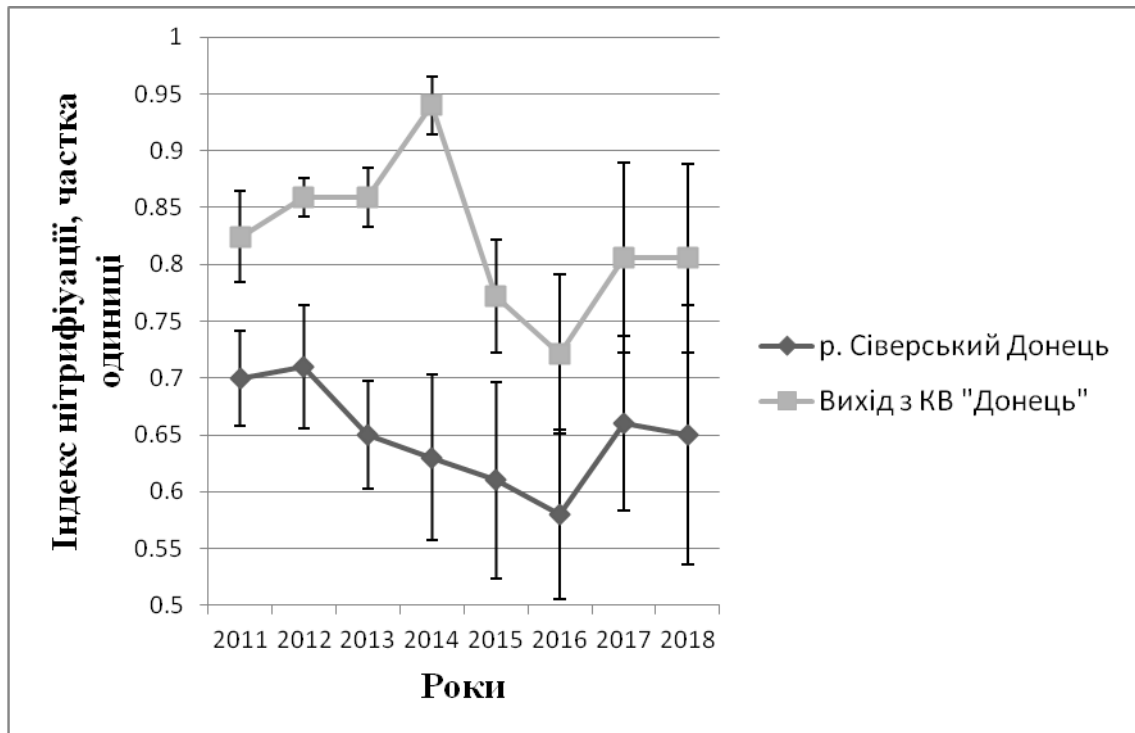


Рисунок 3.10 – Динаміка індексу нітрифікації в воді на вході та виході з КВ «Донець»

Як свідчать представлені дані, спостерігається певна позитивна кореляція між активністю нітрифікації в досліджених водних середовищах.

Для кількісної оцінки цієї кореляції розраховували коефіцієнт кореляції за середньмісячними даними протягом року між ступенем нітрифікації в природній водоймі, з якої виконується водозабір, та ступенем нітрифікації в спорудах водопідготовки в динаміці 8 років (рис. 3.11).

Як видно з представлених даних, мінімальне значення (0,64-0,72) коефіцієнт кореляції між цими показниками мав в 2012-2014 рр., а в інші 5 років становив 0,8-0,93, що свідчить про достовірну позитивну кореляцію. Це переконливо доводить, що нітрифікація в природній водоймі служить вагомим екологічним чинником впливу на мікробіологічні процеси, що

відбуваються в спорудах водопідготовки (головним чином в фільтруючому завантаженні), а отже і на екологічну безпеку питної води для населення.

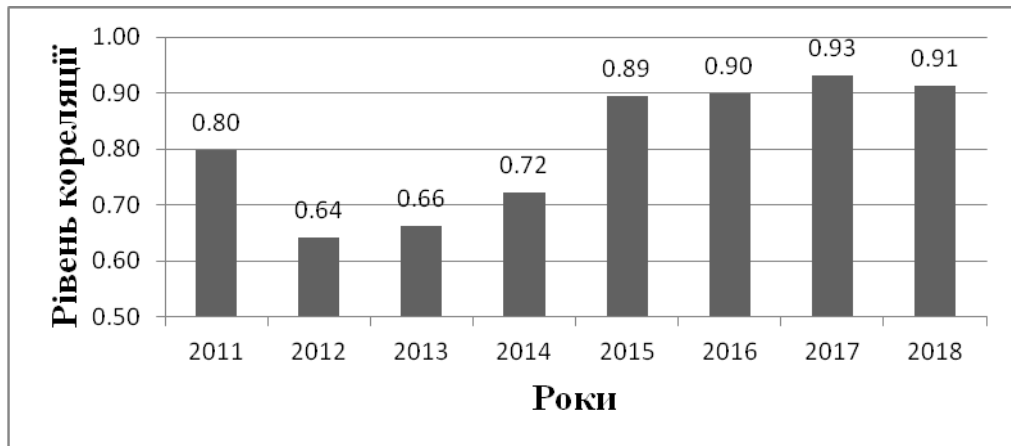


Рисунок 3.11 – Коефіцієнти кореляції між річною динамікою індекса нітрифікації в воді р. Сів. Донець (джерела водозабору) та в воді на виході з КВ «Донець»

Результати розрахунків середньорічних (усереднених за середньомісячними даними) індексів нітрифікації в Краснопавлівському водосховищі та на виході з КВ «Дніпро», графічно представлені на рис. 3.12.

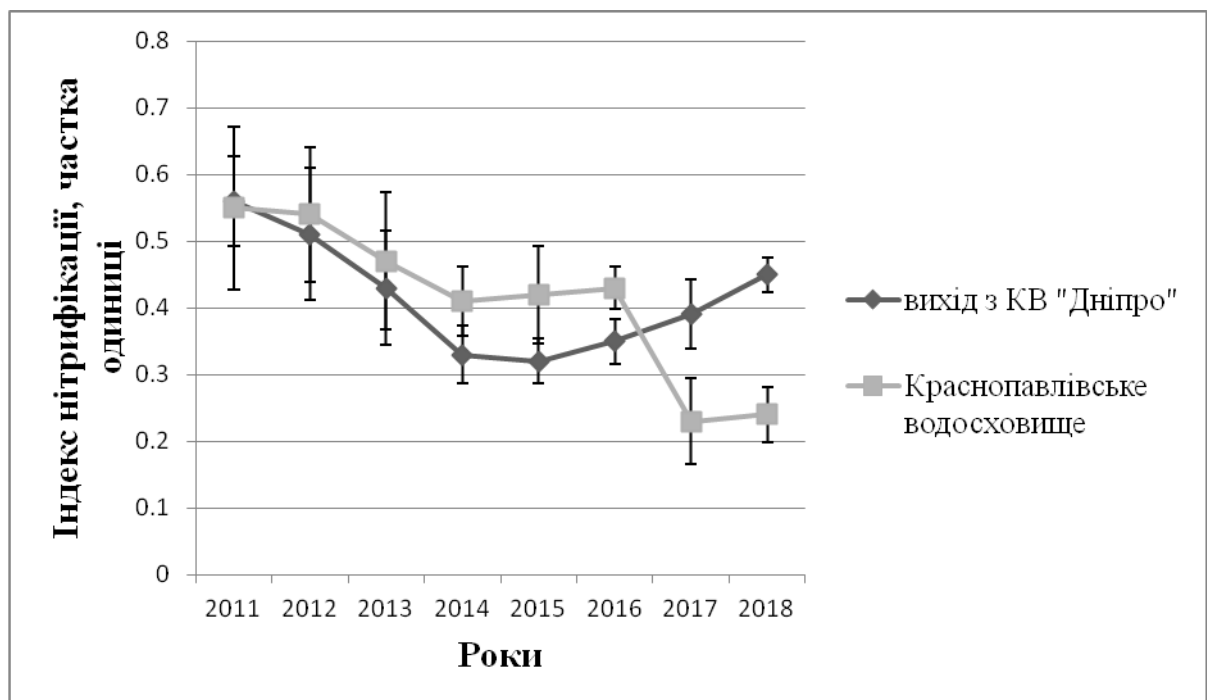


Рисунок 3.12 – Динаміка індексу нітрифікації в воді на вході та виході з КВ «Дніпро».

Як видно, між представленими характеристиками спостерігається певна кореляція з 2011 по 2016 рр. Розраховані коефіцієнти кореляції за середньомісячними даними протягом року між ступенем нітрифікації в Краснопавлівському водосховищі, з якої виконується водозабор, та ступенем нітрифікації в спорудах водопідготовки в динаміці 8 років (рис. 3.13).

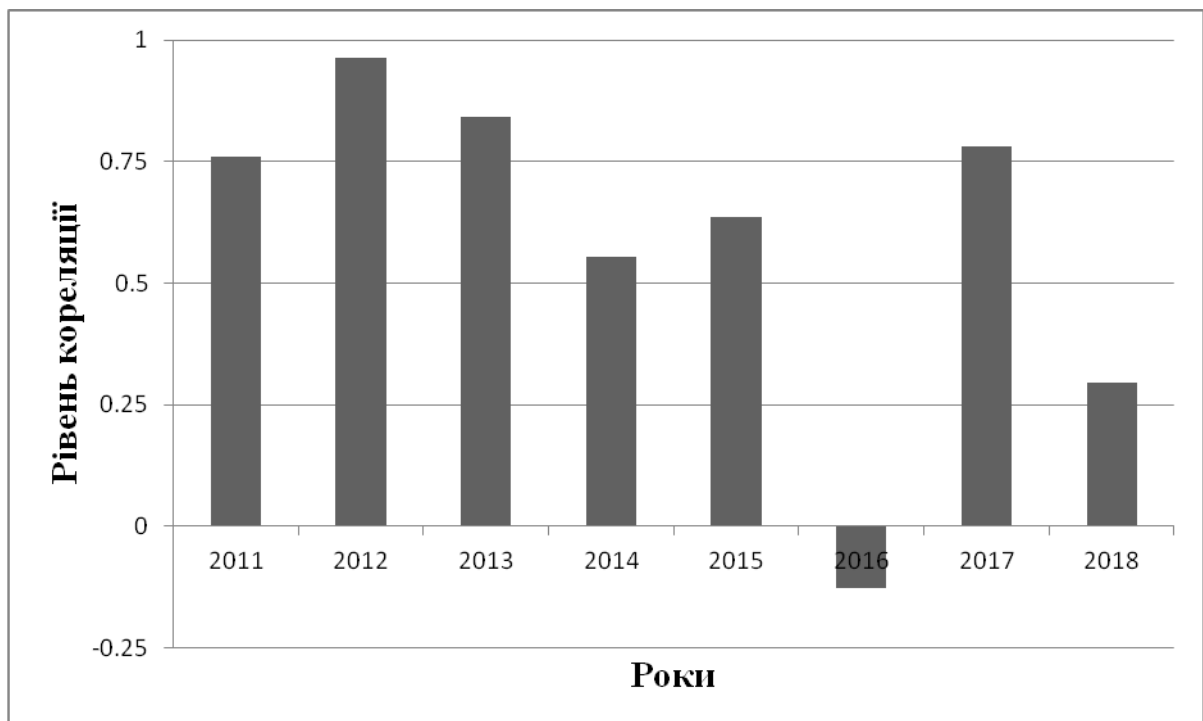


Рисунок 3.13 – Коефіцієнти кореляції між річною динамікою індекса нітрифікації в воді Краснопавлівського водосховища (джерела водозабору) та в воді на виході з КВ «Дніпро»

Представлені дані відображають певну позитивну кореляцію між активністю нітрифікації в водоймі – джерелі питного водозабору, та в воді, що пройшла очистку на спорудах водопідготовки. Але не так однозначно як на КВ «Донець». І це зумовлено проведенням на КВ «Дніпро» хлорамонізації – процесу, який впливає на активність нітрифікації в спорудах

водопідготовки, напевно, навіть більш інтенсивно, ніж нітрифікація в природній водоймі.

3.5 Експериментальне дослідження впливу хлорамонізації на активність нітрифікації в спорудах водопідготовки КВ «Дніпро»

Як свідчать дані науково-технічної літератури, використання хлорамонізації при водопідготовці спричиняє підвищення концентрації $N-NH_4$ в водному середовищі – одного з найважливіших екологічних чинників розвитку нітрифікуючих бактерій, а отже зумовлює надзвичайну інтенсифікацію нітрифікації в спорудах водопідготовки. Така активізація нітрифікації внаслідок хлорамонізації здатна унеможливити подальше використання води для питного використання через досягнення концентрації $N-NO_2$ екологічно небезпечних концентрацій.

Експериментальні дослідження були спрямовані на визначення впливу підвищення концентрації $N-NH_4$ при хлорамонізації на фізіологічні (утворення $N-NO_2$,) та мікробіологічні (концентрація нітрифікуючих бактерій I фази нітрифікації) показники нітрифікації в спорудах водопідготовки. Дослідження виконували при двох технологіях подачі аміаку: преамонізації та постамонізації.

При преамонізації аміак подавали перед насосами насосної станції (НС) II підйому (рис.3.14) у всмоктуючі патрубки насосів НС I підйому, тобто на 4-5 год раніше подачі хлору. Доза аміаку складала 0,5-0,8 мг/дм³. Як свідчать дані рис. 3.15, концентрація аміаку в воді після преамонізації (період з 30 липня по 1 вересня) дещо підвищилась порівняно з періодами без хлорамонізації. Причому, після водопідготовки концентрація $N-NH_4$, як свідчить табл. 3.3, стало знижувалась, що свідчить про проходження I фази нітрифікації. Це припущення підтверджує і концентрація $N-NO_2$ (рис. 3.16) та її динаміка після водопідготовки (табл. 3.3) в період проведення преамонізації. Як видно, концентрація $N-NO_2$ зростає до неприпустимих

значень. Для забезпечення екологічної безпеки такої води значно збільшили водозабір, а, отже, і скид технічної води в водойму, що безумовно порушувало принцип раціонального використання водних ресурсів.

Таблиця 3.3 – Вплив преамонізації на середньомісячні концентрації N-NH₄ та N-NO₂ на вході та виході з споруд водопідготовки

Варіант знезараження води	Концентрація, мг/дм ³			
	N-NH ₄ ,		N-NO ₂ ,	
	вхід	вихід	вхід	вихід
З преамонізацією (довірчий інтервал)	0,36 (0,089)	0,31 (0,066)	0,16 (0,037)	0,02 (0,01)
Без преамонізації (довірчий інтервал)	0,19 (0,017)	0,042 (0,006)	0,01 (0,002)	0,001 (0,0003)

Як показали біохімічні дослідження, при проведенні преамонізації у швидких фільтрах під час проходження води з підвищеним вмістом N-NH₄ інтенсифікується процес нітрифікації (табл. 3.4). Як вже зазначалось вище, фільтруюча засипка є дуже сприятливим середовищем для іммобілізації та розвитку нітрифікуючих бактерій. І, як видно з даних табл.3.4, преамонізація підвищувала концентрацію нітрифікуючих бактерій першої фази нітрифікації в засипці фільтрів біль ніж в 100 разів.

При постамонізації амоній подається після резервуара чистої води (рис. 3.18). Така технологія дозволила:

- зменшити концентрацію нітрифікуючих бактерій I фази нітрифікації в засипці фільтру приблизно в 100 разів (табл. 3.4);
- мінімізувати ризик накопичення нітритів під час проходження очистки у швидких фільтрах КВ «Дніпро». Середня концентрація азоту нітритів після споруд водопідготовки при постамонізації становить 0-0,004 мг/дм³, що майже в 300 разів менше, ніж при проведенні преамонізації;

– пролонгувати дію аміаку щодо зв'язування хлору на 130 км до надходження у Леднівські резервуари м. Харкова.

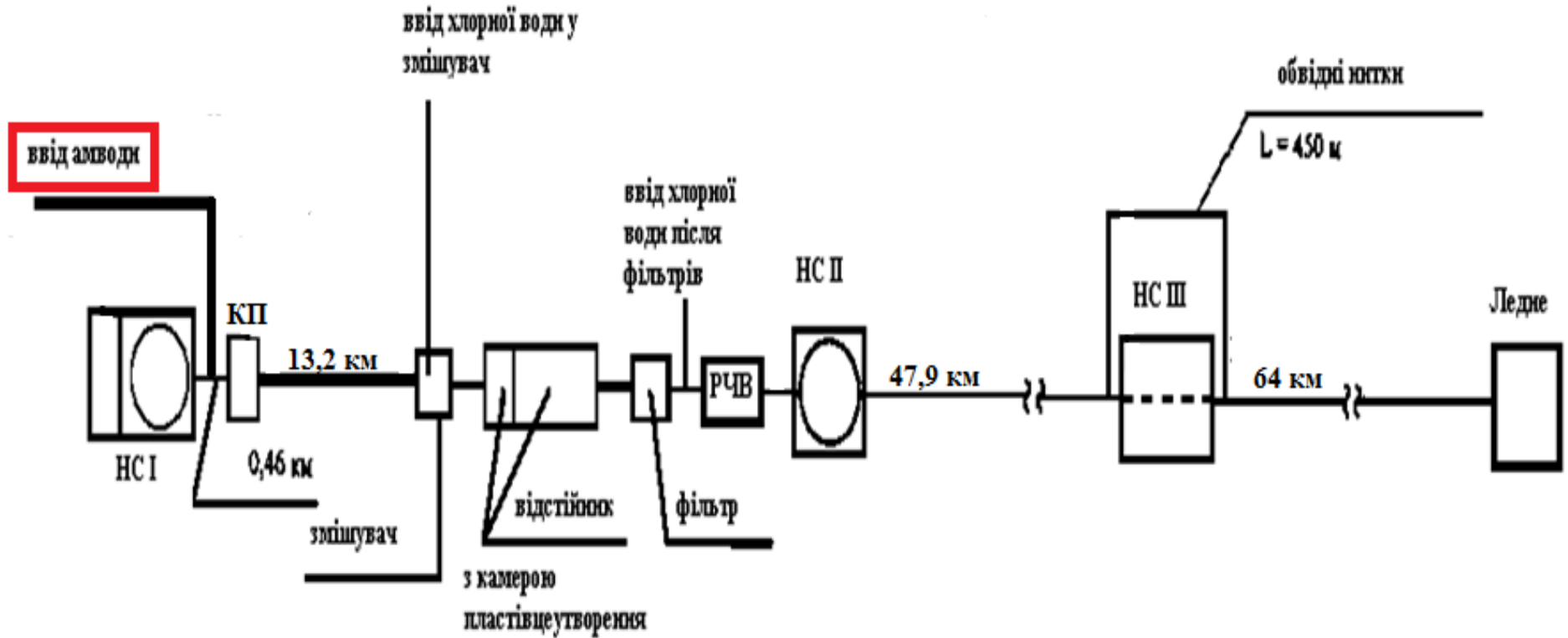


Рисунок 3.14 – Схема обробки води на КВ «Дніпро» з преамонізацією

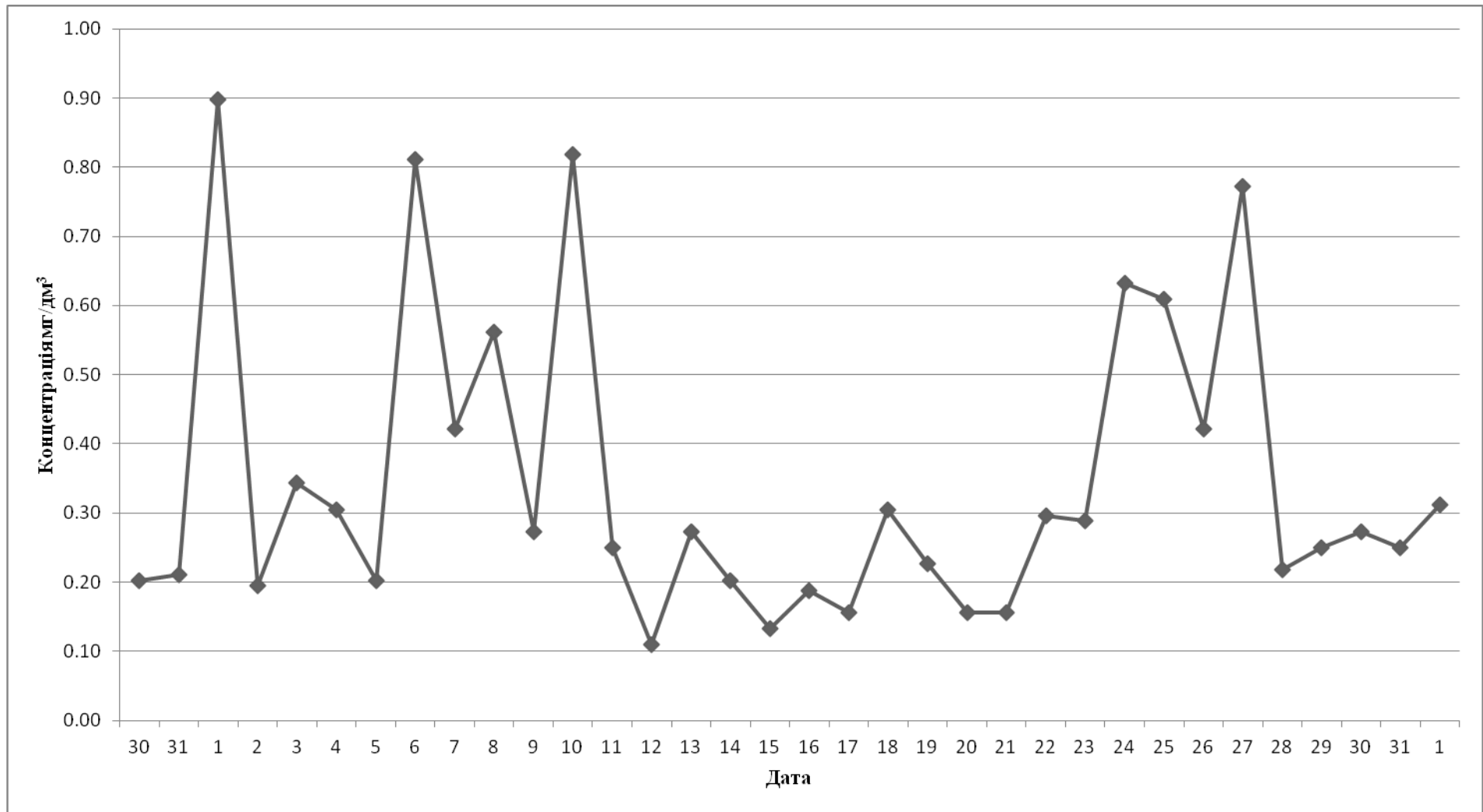


Рисунок 3.15 – Концентрація амонійного азоту під час використання методу преамонізації (30 липня – 1 вересня)

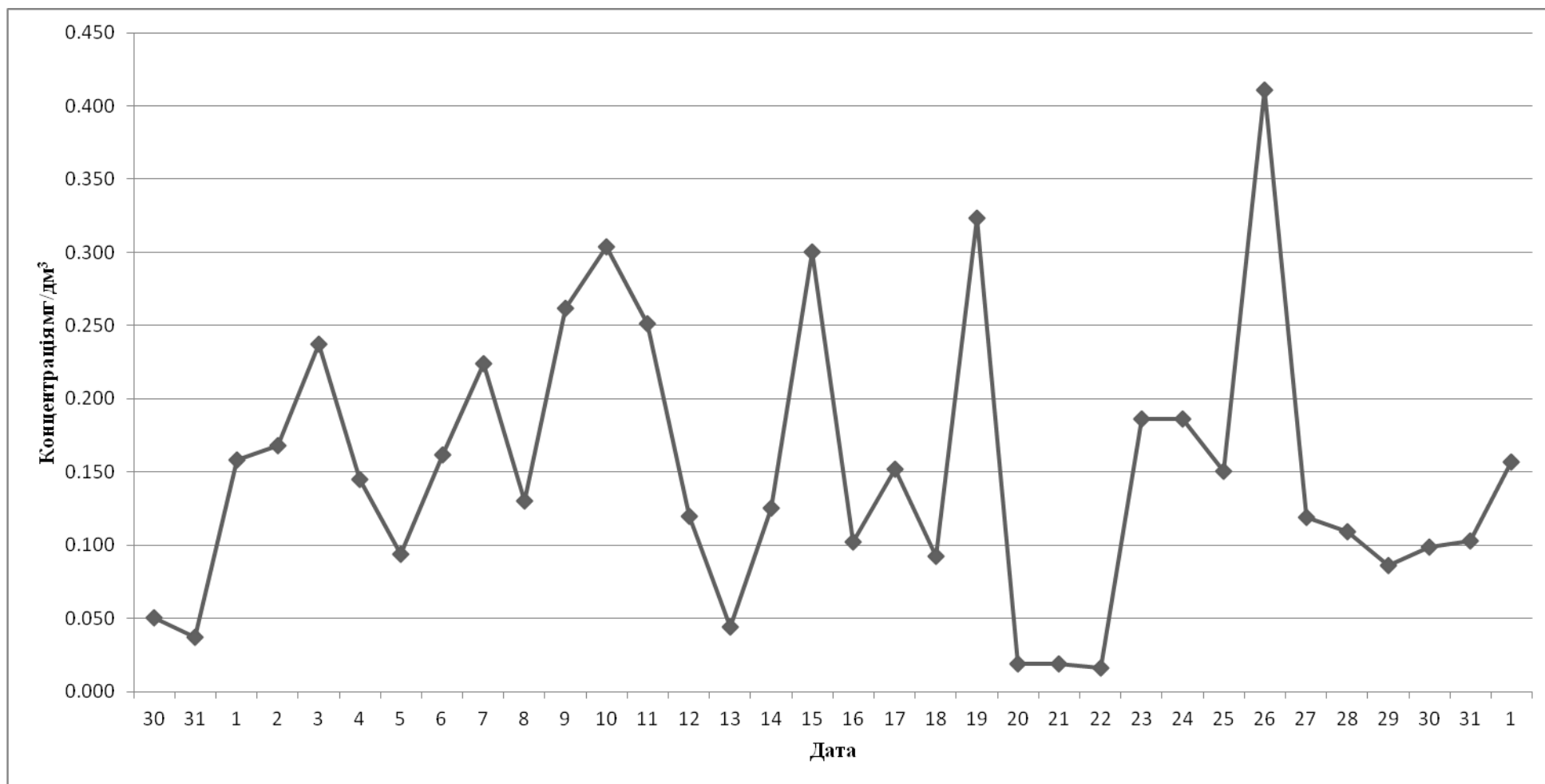


Рисунок 3.16 – Концентрація азоту нітритів під час використання методу преамонізації

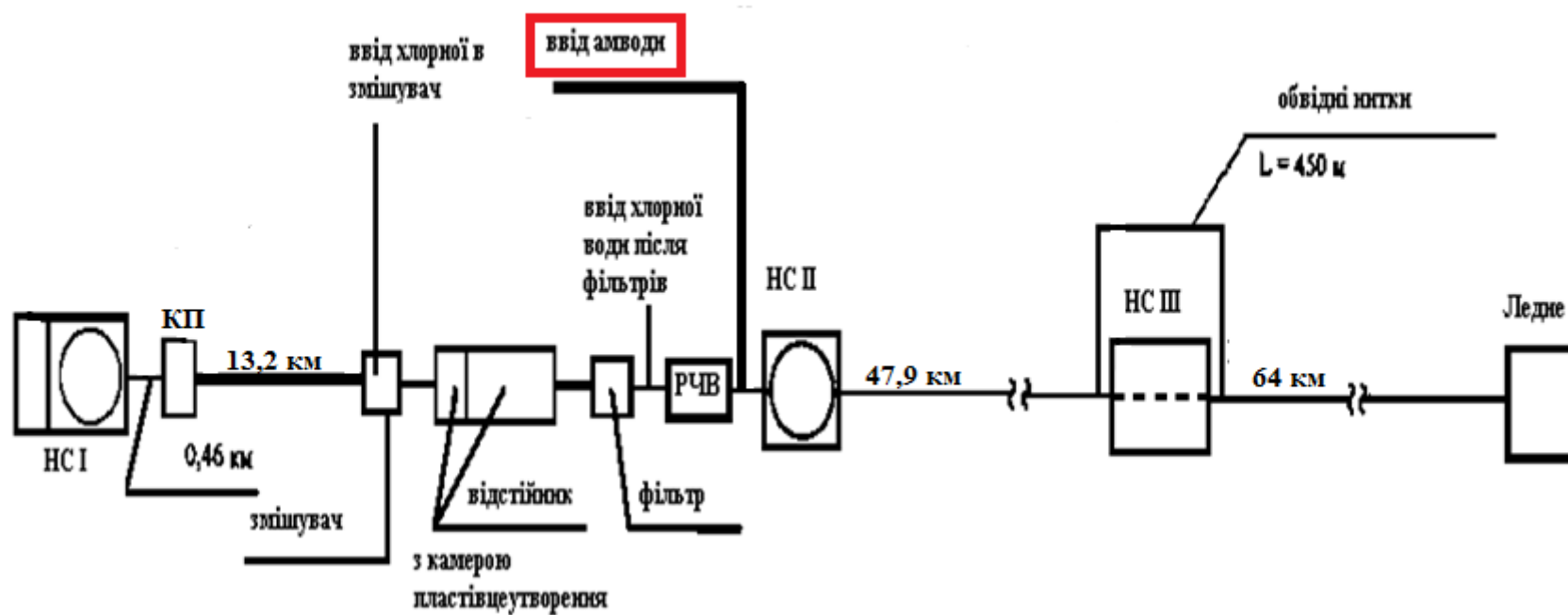


Рисунок 3.17 – Схема обробки води на КВ «Дніпро» з постамонізацією

Таблиця 3.4 – Вплив технологій хлорамонізації на біохімічні та мікробіологічні показники нітрифікації в засипці фільтрів

Варіанти знезараження	Біохімічний показник (ГДОР, мкг фомазану ($\Gamma_{\text{сухр.}} \cdot \text{доба}$) ⁻¹)	Мікробіологічний показник (концентрація нітрифікуючих бактерій I фази), кл/ $\Gamma_{\text{сухр.}}$
Без хлорамонізації	7,15	40
З преамонізацією	914	$6 \cdot 10^3$
З постамонізацією	7,20	40

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 3

1. На очисних спорудах водопідготовки «Донець» та «Дніпро» проводиться очищення та знезараження води. Технологічний процес очищення включає в себе: первинне хлорування, коагулювання, змішування, відстоювання, фільтрування та вторинне хлорування. На КВ «Дніпро» використовується хлорамонізація води при водопідготовці. Як на КВ «Донець», так і на КВ «Дніпро» застосовуються одношарові та двошарові швидкі фільтри – потенційні носії для іммобілізації нітрифікуючої мікрофлори. На КВ Дніпро використовується засипка фільтрів з кварцового піску та антрациту, а на КВ Донець окрім цих засипок на фільтрі № 15 використовується засипка з цеоліту.

2. За 5 років спостережень в воді з р.Сів. Донець й Краснопавлівського водосховища по етапах «водозабір – водопідготовка– водопровідна розподільча мережа» середньорічна динаміка концентрації амонійного азоту демонструє стале зменшення, середньорічна динаміка концентрації азоту нітратів – стале підвищення, динаміка рН – стале зниження (підкислення). Це переконливо свідчить про наявність нітрифікації у зазначених об'єктах.

3. Контроль концентрації нітритів показав, що вона на етапі водопідготовки як на КВ «Дніпро», так і на КВ «Донець» не перевищує $0,004 \text{ мг/дм}^3$, тобто є екологічно безпечною. Отже умови водопідготовки забезпечують таку швидкість другої фази нітрифікації, яка зводить концентрацію нітритів до екологічно безпечних концентрацій.

4. У порівнянні з засипками з кварцового піску та антрациту, цеолітова засипка є найсприятливішою для іммобілізації на ній нітрифікуючих бактерій, що дає змогу припустити, що на КВ «Донець» є ризик накопичення нітритів після проходження очистки у швидких фільтрів.

5. За даними 8 річних спостережень встановлено, що між ступенем нітрифікації в природній водоймі, з якої виконується водозабір, та ступенем нітрифікації в спорудах водопідготовки існують висока позитивна кореляція.

Це переконливо доводить, що нітрифікація в природній водоймі служить вагомим екологічним чинником впливу на мікробіологічні процеси, що відбуваються в спорудах водопідготовки (головним чином в фільтруючому завантаженні).

6. При проведенні преамонізації надходження в фільтри води з підвищеним вмістом $N-NH_4$ активізують розвиток в них амонійоокислюючих бактерій (нітрифікаторів першої фази нітрифікації), що спричиняє зростання концентрації $N-NO_2$ до неприпустимих значень. При постамонізації концентрація нітрифікуючих бактерій I фази нітрифікації в засипці фільтру зменшується приблизно в 150 разів, що мінімізує ризик накопичення нітритів.

7. Дані по індексу нітрифікації на КВ «Дніпро» відображають певну позитивну кореляцію між активністю нітрифікації в водоймі – джерелі питного водозабору, та в воді, що пройшла споруди водопідготовки. Але не так однозначно як на КВ «Донець». І це зумовлено проведенням на КВ «Дніпро» хлорамонізації.

8. Як показали біохімічні дослідження, при проведенні преамонізації у швидких фільтрах під час проходження води з підвищеним вмістом $N-NH_4$ інтенсифікується процес нітрифікації. Фільтруюча засипка є дуже сприятливим середовищем для іммобілізації та розвитку нітрифікуючих бактерій.

РОЗДІЛ 4

ПРОЦЕСИ НІТРИФІКАЦІЇ В МІСЬКИХ БІОЛОГІЧНИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ № 2 М. ХАРКОВА

4.1 Технологічна схема очистки міських стічних вод в очисних спорудах № 2 [134]

Міські очисні споруди № 2 (рис. 4.1) розташовані у 20 км від м. Харків у смт. Безлюдівка. Метод очищення стічних вод – повне біологічне очищення. Проектна потужність – 300 тис.м³/доб.

На очисні споруди надходять стічні води, які являють собою суміш господарсько-побутових і промислових стічних вод. В експлуатації знаходяться споруди потужністю 300 000 м³/доб, що складаються з двох блоків споруджень: старий блок – 100 тис.м³/добу, новий блок – 200 тис.м³/добу.

Біологічне очищення стічних вод відбувається в 3 та 4-коридорних аеротенках-витиснювачах з регенерацією активного мулу (рис.4.2). В аеротенках відбувається змішування стічних вод з активним мулом, суміш аерується повітрям. При цьому відбувається окислення та сорбція забруднюючих речовин мікроорганізмами активного мулу, тобто відбувається біологічне очищення стічних вод. Система подачі повітря – аерація води пневматична, дрібнобульбашкова. Аерація здійснюється за допомогою фільтросних полімерних труб. Тривалість аерації стічних вод в аеротенках складає 7-8 год. Витрат повітря становлять 4-6 м³/м³. В аеротенках стічні води змішуються з активним мулом, суміш аерується повітрям від компресорної. Всього на новій лінії МОСВ №2 4 секції аеротенків.

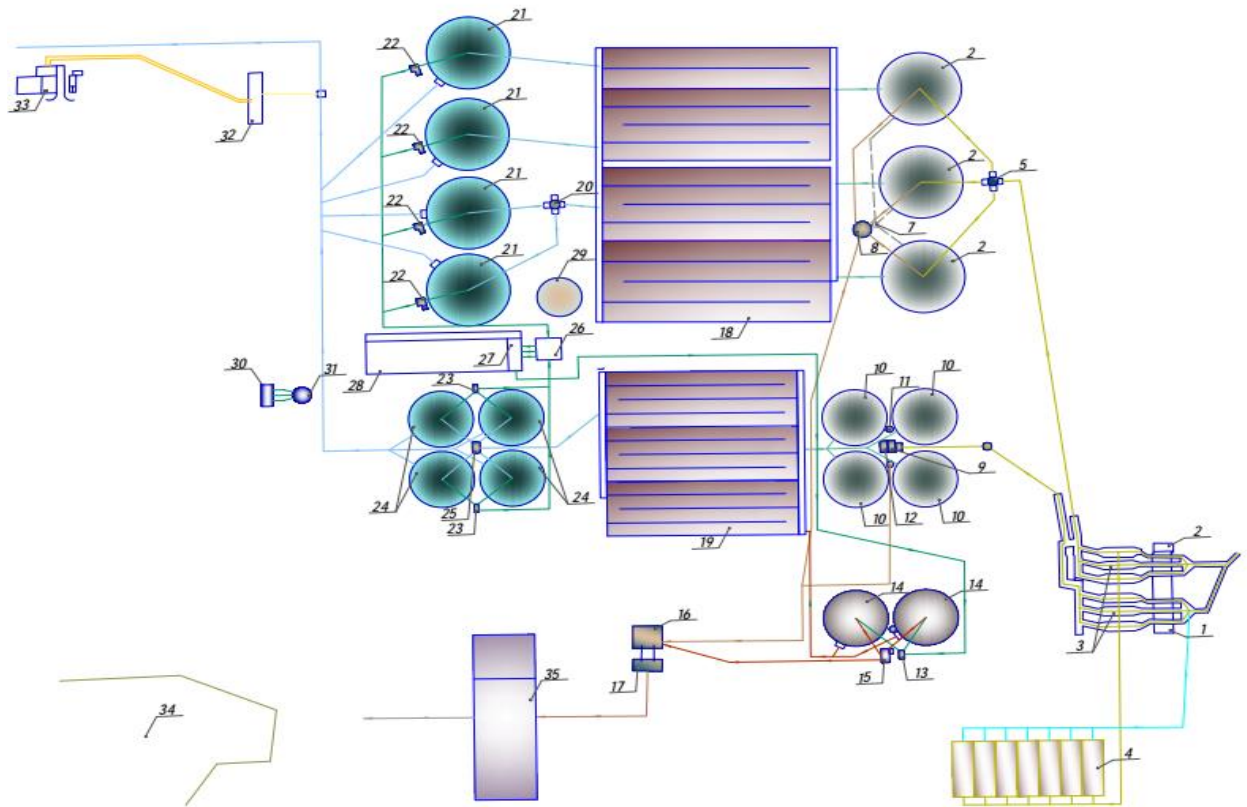


Рисунок 4.1 – Схема міських очисних споруд № 2 м. Харкова: 1 – решітки; 2 – НС гідроелеваторів; 3 – піскоуловлювачі; 4 – піскові майданчики; 5 – розподільча чаша первинних відстійників; 6 – первинні відстійники; 7 – жируловлювач; 8 – НС; 9 – розподільча чаша; 10 – первинні відстійники; 11 – жируловлювач; 12 – камера випуску сирого осаду; 13 – розподільча чаша мулоущільнювачів; 14 – мулоущільнювачі; 15 – камера випуску ущільненого осаду; 16 – резервуар сирого осаду; 17 – мулонасосна; 18 – аеротенки (нова лінія); 19 – аеротенки (стара лінія); 20 – розподільча чаша; 21 – вторинні відстійники; 22 – камера випуску активного мулу; 23 – розподільча чаша вторинних відстійників; 24 – вторинні відстійники; 25 – камера випуску активного мулу; 26 – резервуар активного мулу; 27 – НС циркуляційного активного мулу; 28 – компресорна; 29 – бризкальний басейн; 30 – НС рециркуляції; 31 – приймальний резервуар НС рециркуляції; 32 – хлораторна; 33 – склад хлору; 34 – мулові пруди; 35 – цех зневоднення осаду.

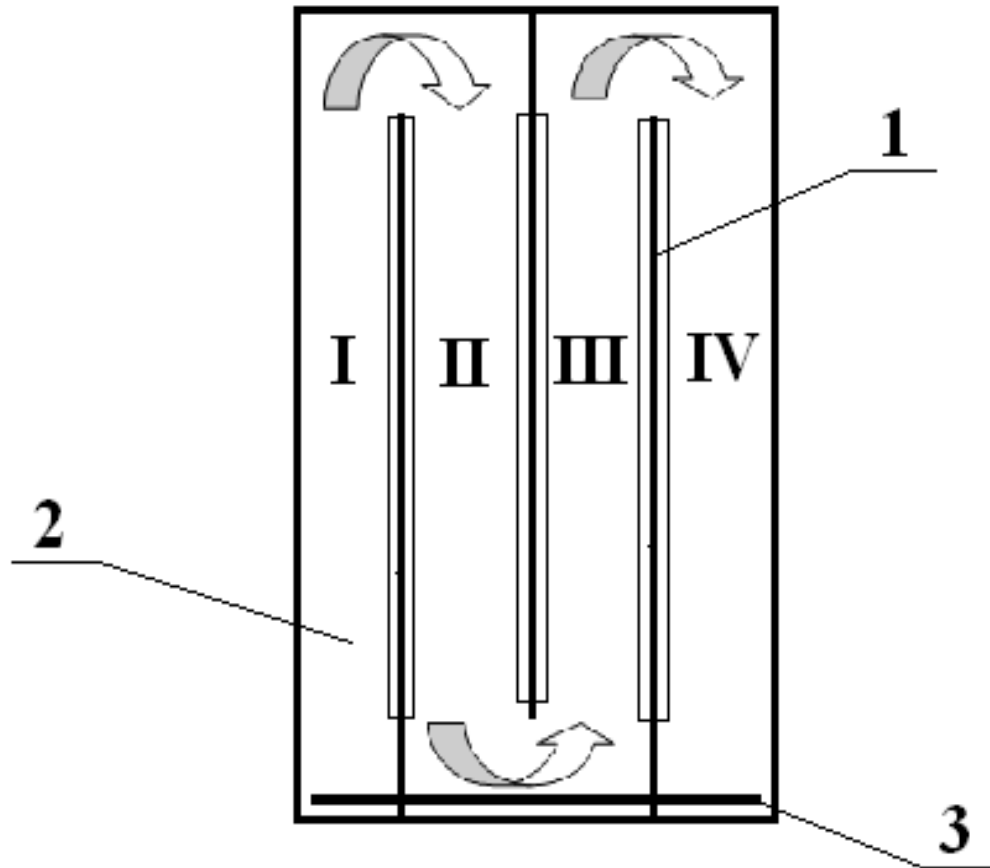


Рисунок 4.2 – Схема 4 коридорного аеротенку – витіснювача нової лінії МОСВ №2 м. Харкова: 1) подача води з первинних відстійників; 2) коридор – регенератор; 3) подача активного мулу

4.2 Склад стічних вод, що надходять на ОС № 2 м. Харкова, та очищених стічних вод

Стічні води, що надходять на міські очисні споруди водовідведення № 2 комплексу «Харківводовідведення» м. Харкова, містять забруднення мінерального, органічного та бактеріологічного походження. По своєму складу стічні води, що надходять на очисні споруди, змішані, господарчо-побутові та близькі до них по складу виробничі стічні води.

У таблиці 4.1 представлені основні показники складу вхідних стічних вод, що надходять на очисні споруди:

Таблиця 4.1 – Склад стічних вод, що надходять на міські очисні споруди водовідведення № 2 м. Харкова

№	Найменування забруднюючих речовин	Концентрація, мг/дм ³
1	рН	6,5-9,0
2	Азот амонійний	20,0-35,0
3	БСК ₅	120-250
4	Завислі речовини	180-300
5	Сульфати	240-350
6	Хлориди	100-150
7	ХСК	250-600
8	Залізо загальне	1,0-3,5
9	Мідь	0,02-0,075
10	Хром ⁺⁶	0,01-0,03
11	Хром ⁺²	0,005-0,02
12	Нафтопродукти	1,5-5
13	Фосфати	10,0-17,0
14	СПАР	0,2-2,0
15	Нікель	0,03-0,1
16	Цинк	0,04-0,25

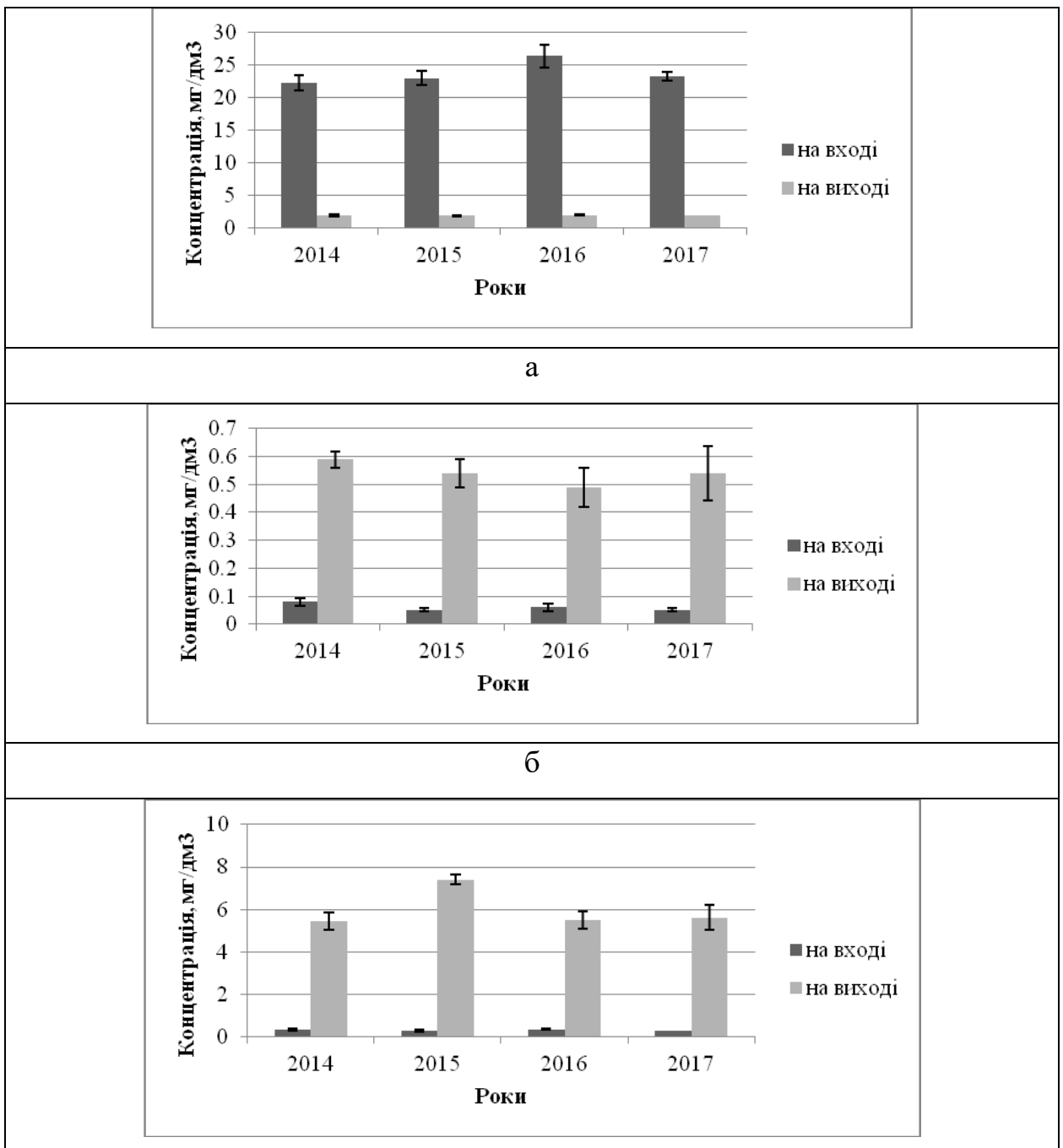
Вимоги до складу стічних вод, що пройшли біологічне очищення, повинні задовольняти показникам гранично-допустимих скидань забруднюючих речовин (ГДС), розроблених конкретно для даних споруд та встановлених у Дозволі на спеціальне водокористування. Дозвіл виданий департаментом екології та природних ресурсів Харківської обласної державної адміністрації 05.06.2015 р. Укр. №04.01-10-488А/Хар.У табл. 4.2 показана характеристика стічних вод на випуску згідно цього Дозволу.

Таблиця 4.2 – Склад очищених стічних вод на міських очисних спорудах водовідведення № 2 м. Харкова

№	Найменування забруднюючих речовин	Концентрація, мг/дм ³
1	Органічні речовини (БСК ₅)	15
2	Азот амонійний	2,3
3	Мінералізація	800
4	Завислі речовини	15
5	Сульфати	500
6	Хлориди	350
7	ХСК	80
8	Залізо	0,42
9	Мідь	0,13
10	Хром ⁺⁶	0,02
11	Хром ⁺³	0,02
12	Нафтопродукти	1,5
13	Фосфати	2,3
14	СПАР	0,5
15	Нікель	0,1
16	Цинк	1,0
17	Нітрати	45
18	Нітрити	2,5
19	Фенол	0,001

4.3 Ефективність видалення сполук азоту з стічних вод при очистці в МОС № 2

За даними регулярного контролю якості води з 2014 по 2017 роки було побудовано діаграми коливання концентрації $N-NH_4$, $N-NO_2$ та $N-NO_3$ на вході та виході з очисних споруд (рис. 4.3).



В

Рисунок 4.3 – Динаміка середньорічної концентрації азоту: амонійного (а), азоту нітритів (б) та нітратів (в) в стічній воді

Як видно з даних рис. 4.3, концентрація амонійного азоту після проходження глибокої біологічної очистки суттєво падає (на 92%), а при цьому концентрація нітритів та нітратів зростає, що є явною ознакою поперше, глибокої біологічної очистки стічних вод, а по-друге проходження повного процесу нітрифікації (Іта ІІ фази) [135].

4.4 Визначення нітрифікуючої здатності активного мулу аеротенків Міських очисних споруд № 2

Біологічна очистка стічних вод на міських очисних спорудах відбувається в чотирьох коридорних аеротенках-вітиснювачах з зосередженою подачею активного мулу та розосередженою подачею стічних вод в першу половину другого коридору (табл. 4.2). Динаміка концентрації $N-NH_4$ в стічній воді в процесі її обробки в аеротенку-вітиснювачі представлена на рис. 4.4. Як видно, процес активної нітрифікації $N-NH_4$ відбувається в четвертому коридорі аеротенку після суттєвого зниження ХСК стічної води (табл. 4.3). Відносно слабка нітрифікація проявляється вже в третьому коридорі, як свідчить динаміка $N-NO_3$ (рис. 7 б). Вона не відображається динамікою $N-NH_4$ (рис. 7 а), вірогідно, через те, що в третьому коридорі швидкості споживання $N-NH_4$ процесами нітрифікації та асиміляції врівноважені швидкістю його утворення в процесі амоніфікації азотвмісних органічних речовин [135].

Швидкість окиснення $N-NH_4$ висока порівняно з одержаними даними у природних водоймах, (концентрація мікроорганізмів у природній воді значно менша) та, як ми бачимо з рис 4.4 у різних частинах аеротенку дуже варіюється.

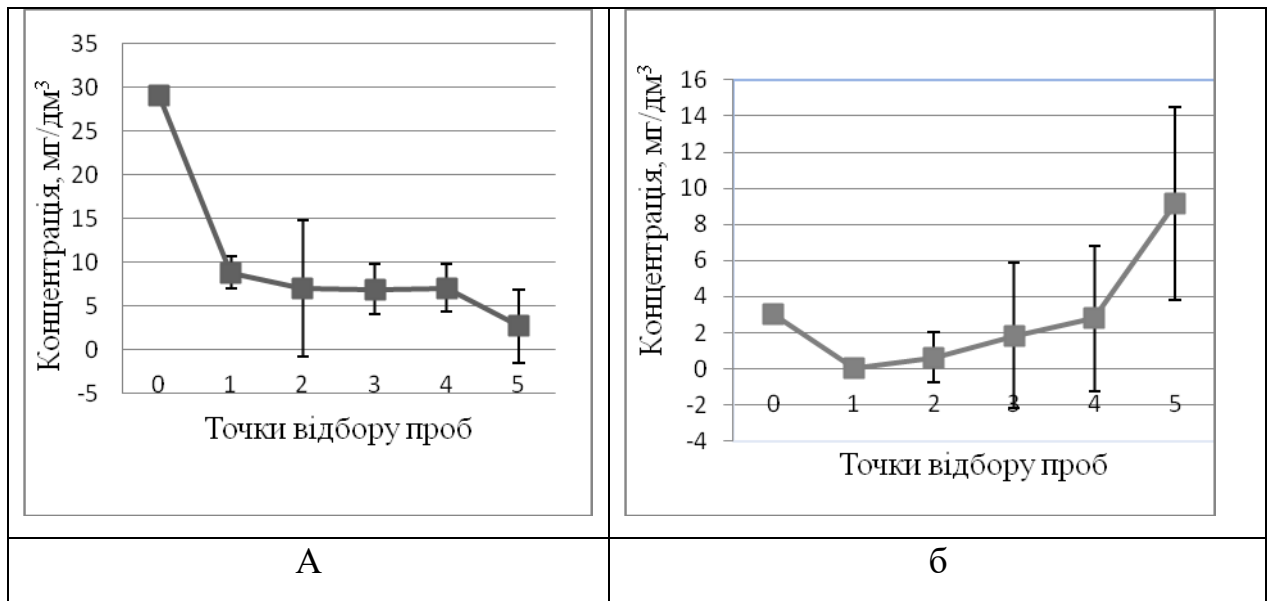


Рисунок 4.4 – Концентрація N-NH₄ (а) (б) в стічній воді по зонах аеротенка-витиснювача: 0 – поступаюча стічна вода, 1 – середина другого коридору, 2 – вхід у третій коридор, 3 – вихід з третього коридору, 4 – вхід у четвертий коридор, 5 – вихід з четвертого коридору

Візуальні, хімічні та мікробіологічні характеристики активного мулу (в тому числі необхідні для оцінки якості мулу за Д. Ейкельбумом) з аеротенків і регенераторів міських очисних споруд №2, його технологічні властивості на період проведення досліджень представлені в табл. 4.4 [136].

Відповідно до класифікації Д. Ейкельбума за представленими характеристиками активний мул можна охарактеризувати як мул доброї якості.

Нітрифікуючу здатність активного мулу з аеротенків очисних споруд, які скидають очищені стічні води в р.Уди, визначали біохімічним методом за активністю ферменту, що каталізує реакцію хемолітотрофного окиснення амонію – гідроксиламін оксидоредуктази (табл.4.5).

Таблиця 4.4 – Гідробіологічні та мікробіологічні показники якості активного мулу

Контрольований показник	Характеристика показника у вивчаємому мулі (згідно до методики Д. Ейкелььбума)					
	P1	A1	P4	A4	P5	A5
1	2	3	4	5	6	7
Індекснитчатості	< 1	1	1	1	1	1
Вільноплаваючіклітини	0	0	0	0	0	0
Спірили, бали	0	0	1	0	0	0
Інфузорії/амеби	Багато оголених амеб	Багато оголених амеб	Багато оголених амеб	Багато оголених амеб	Багато оголених амеб	Багато оголених амеб
Джгутикові/амеби	0	0	0	0	0	0
Відсотокфлоков > 25мкм	> 50	> 70	> 60	> 70	> 60	> 70
Характеристика нитчастих	Короткісломканіпорвані нитки у рідкісних полях зору					

Закінчення таблиці 4.4

1	2	3	4	5	6	7
Характеристика найпростіших	Багато Aspidisca, зоогля, мікроколонії. Коловертки (Philodina, Notommataa nsata, Cathypnaluna , Diplois, Callidina). Прикріплені та стрекаючі інфузорії	Багато раковинних амеб (Arcelladisco ides), Aspidisca, Oxitricha, зоогля, мікроколонії , Lionotus. Багато коловерток, прикріплені х інфузорій (Vorticella). є стрекаючі	Багато коловерток (Philodina, Notommataa nsata, Cathypnalun a, Diplois, Callidina), війчасті інфузорії. Зоогля. Амеба. Джгутикові – 1. Є спірили.	Зоогля, мікроколонії , маленькі вільноплаваючі інфузорії (Lionotus). Багато коловерток (Philodina), прикріплені х інфузорій (Vorticellaco nvallaria). стрекаючі. Голі амеби (Amoebalim ax, A. proteus)	Малоцетин ковий черв'як Aelosoma. Коловертки (Philodina, Notommata, Cathypnalun a, Diplois, Callidina). Хижа інфузорія Suctorians. Багато раковинних амеб (A. discoides) мікроколонії інфузории	Малоцетин ковий черв'як Aelosoma. Багато раковинних амеб (A. discoides), голі амеби (A. proteus). Вільноплава ючі інфузорії. Коловертки (Philodina, Notommataa nsata, a, Diplois, Calli dina)

Таблиця 4.5 – Активність оксидоредуктаз мулів, що мають різну амонійокислюючу спроможність

№ проби	Питома швидкість окислення N-NH ₄ мікробіоценозом, мг/Г _{без} ·ГОД	Біохімічна характеристика мікробіоценоза, активність гідроксил амін оксидоредуктази, мкгфомазану/Г _{без} ·ХВ
1	0,10	10
2	0,21	15
3	0,35	22
4	0,48	40
5	0,67	45
6	0,77	50
7	1,60	160

Швидкість нітрифікації, яку здійснює активний мул, визначали в лабораторних експериментах. Для цього певний об'єм мулової рідини поміщали в живильне середовище (500 см³), доводячи концентрацію мулу до ~ 2 г/дм³. Відбирали аліквоту (100 см³) для точного визначення концентрації беззольної речовини активного мулу в цьому середовищі гравіметричним методом [120]. Живильне середовище – середовище Соріано і Уокера (рідке середовище для накопичення та обліку нітрифікуючих бактерій першої фази нітрифікації) [137], містило лише мінеральні компоненти, органічні сполуки були відсутніми. Інкубацію виконували при постійному струшуванні для збагачення середовища розчинним киснем протягом 2-4 год. Швидкість нітрифікації (V_n) визначали за формулою:

$$V_n = \frac{C_{\text{вих}} - C_{\text{вх}}}{t} \quad (4.1)$$

де $C_{\text{вих}}$ – концентрація N-NH₄ на початку інкубації, мг/дм³;

C_i – концентрація $N-NH_4$ через час i інкубації, мг/дм³;

T_i – час інкубації, год;

$C_{ам}$ – беззольна речовина активного мулу, г/дм³.

Концентрацію бактерій певних еколого трофічних груп, що входили до мікробіоценозу активного мулу встановлювали мікробіологічними методами [137]:

- сапрофітів – при висіві на тверде середовище МПА з подальшим підрахунком колоній;
- нітрифікуючих бактерій першої фази нітрифікації – при посіві в рідке середовище Соріано та Уокера методом граничних розведень

Концентрацію бактерій розраховували на вагу беззольної речовини активного мулу.

Порівняно з донними відкладеннями швидкість нітрифікації, що здійснюється активним мулом (яку визначали в лабораторних експериментах), на порядок вища (розділ 2), що свідчить про значно вищий вміст нітрифікуючих бактерій в зазначених мікробіоценозах. Дані прямого мікробіологічного визначення концентрації нітрифікуючих бактерій в активному мулі біологічних очисних споруд та його нітрифікуючої активності представлено в табл. 4.6.

Як свідчать представлені дані, концентрація нітрифікуючих бактерій першої фази нітрифікації в активному мулі очисних споруд на 3-5 порядків перевищує цей показник в донних відкладеннях р. Сів.Донець (розділ 2). Причому наприкінці аеротенку-витиснювача концентрація нітрифікуючих бактерій підвищується. Цей факт кореспондується з динамікою концентрації $N-NH_4$ в четвертому коридорі аеротенку (рис. 4.4). Саме в цій зоні внаслідок мінімізації негативного впливу концентрації органічних сполук в оброблюваній стічній воді відбувається найактивніша нітрифікація. За даними мікробіологічних досліджень, в цій зоні активної нітрифікації

концентрація нітрифікуючих бактерій першої фази нітрифікації в активному мулі досягає 10^6 - 10^8 кл/г беззольної речовини мулу.

Таблиця 4.6– Мікробіологічні характеристики нітрифікуючої здатності активного мулу міських очисних споруд №2

Відбір проб мулу	ХСК, мг/дм ³	Концентрація N-NH ₄ , мг/дм ³	Концентрація бактерій,	
			кл/Г _{без} сапрофітів	нітрифікаторів I фази
- початок аеротенка- вириснювача	110-160	16,7-19,1	10^{14} - 10^{16}	10^6 - 10^7
- кінцем аеротенка- вириснювача	30-52	1,8-2,3	10^{14} - 10^{16}	10^6 - 10^8

На підставі одержаних даних можна розрахувати винос нітрифікуючих бактерій з очисних споруд в природну водойму при скиді стічних вод. З урахуванням концентрації завислих речовин в стічних водах при скиді (≤ 15 мг/дм³) та об'єму скиду (180 тис. м³/добу), щоденна емісія нітрифікуючих бактерій з очисних споруд в р.Уди може досягати $2,7 \cdot 10^{17}$ кл/добу.

Як свідчать дані табл.4.6, в активному мулі присутня велика кількість сапрофітів. Якщо враховувати, що 75% бактерій-сапрофітів здатна до денітрифікації, то концентрація бактерій-денітрифікаторів в цьому мулі може досягати значень $0,75(10^{13}-10^{15})$ кл/Г_{без}. Отже щоденна емісія цієї мікрофлори при скиді 180 тис. м³/добу стічних вод з міських очисних споруд №2 (та концентрація в них завислих речовин мулу ≤ 15 мг/дм³) становить 10^{23} - 10^{25} кл/добу. Ця мікрофлора здійснить інтенсивний вплив на мікробіологічні процеси в водному середовищі р. Уди, куди виконується скид стічних вод. Цей вплив позначиться на мікробіологічних реакціях кругообігу азоту в

водних екосистемах р.Уди особливо на процесах денітрифікації нітритів та нітратів [136].

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 4

1. Біологічне очищення стічних вод на Міських очисних спорудах № 2 відбувається в 3 та 4-коридорних аеротенках-витіснювачах з регенерацією активного мулу, зосередженою подачею активного мулу та зосередженою подачею стічних вод в першу половину другого коридору. Проектна потужність – 300 тис.м³/доб. Тривалість аерації стічних вод в аеротенках складає 7-8 год.

2. Як свідчить динаміка концентрацій N-NH₄ та N-NO₃, слабка нітрифікація проявляється вже в третьому коридорі аеротенка, а процес активної нітрифікації відбувається в четвертому коридорі аеротенка після суттєвого зниження ХСК стічної води.

3. Концентрація амонійного азоту в оброблюваних стічних водах після проходження біологічної очистки суттєво падає (на 92 %). При цьому концентрація нітритів та нітратів зростає, що є явною ознакою проходження повного процесу нітрифікації (I та II фази) та свідчить про глибоку біологічну очистку оброблюваних на очисних спорудах стічних вод.

4. Питома швидкість окислення N-NH₄ мікробіоценозом активного мулу в досліджуваних біологічних очисних спорудах становила 0,1-1,2 мг/Г_{без}·год. Порівняно з донними відкладеннями швидкість нітрифікації, яка здійснюється активним мулом, на порядок вища.

5. Нітрифікуючу здатність активного мулу аеротенків очисних споруд визначали біохімічним методом за активністю ферменту гідроксиламіноксидоредуктази та мікробіологічним методом – концентрацією нітрифікуючих бактерій I фази.

6. Нітрифікуюча здатність активного мулу аеротенків більш ніж в 10 разів перевищувала нітрифікуючу здатність донних відкладень в р. Сів. Донець та Краснопавлівського водосховища і становила 22-50 мкг формазана/(Г_{сухр.}·год). Концентрація нітрифікуючих бактерій в активному

мулі очисних споруд наприкінці аеротенку-витиснювача досягала 10^6 - 10^8 кл/г сухої ваги мулу, що ніж в 10^3 разів перевищувала цей показник в досліджених донних відкладеннях.

7. . З урахуванням концентрації завислих речовин в стічних водах при скиді (≤ 15 мг/дм³) та об'єму скиду (180 тис. м³/добу), щоденна емісія нітрифікуючих бактерій з очисних споруд в р.Уди може досягати $2,7(1 \cdot 10^{17})$ кл/добу.

РОЗДІЛ 5

ВПЛИВ СКИДУ ГЛИБОКО ОЧИЩЕНИХ СТИЧНИХ ВОД НА НІТРИФІКАЦІЮ ПРИРОДНІЙ ВОДОЙМІ –ПРИЙМАЧІ ОБРОБЛЕНИХ СТИЧНИХ ВОД

5.1 Характеристики р. Уди, що приймає очищені міські стічні води з МОСВ № 2

Очищені на МОСВ №2 стічні води направляються в скидний канал і по щитовому колектору скидаються в р. Уди (рис. 5.1).



Рисунок 5.1– Карта-схема скиду очищених стічних вод у р. Уди

Уди (Уда)— річка на Середньоруській височині, права притока р. Сів. Донець. Загальна довжина р. Уди становить 164км, з них у межах Харківської області – 127км. Площа водозбірного басейну – 3894 км², з них у Харківській області – 3460 км². Загальний перепад висот (від витoku до гирла)— 105м, середній похил річки— 0,64 м/км.

Характеристики р.Уди на ділянці скиду очищених стічних вод з МОСВ № 2 представлено в табл. 5.1. Представлені гідрологічні показники в цілому

сприятливі для розвитку процесів нітрифікації, як в водній товщі, так і в донних відкладеннях.

Таблиця 5.1 – Гідрологічні показники р. Уди на ділянці скиду очищених стічних вод

Показник	Значення
Мінімальна середньомісячна витрата води року 95% забезпеченості, м ³ /с	11, 0700
Середня швидкість течії ділянки річки, м/с	0,410
Середня глибина ділянки річки, м	0,90
Гідравлічний радіус потоку в річці, м	0,99
Середня ширина ділянки річки, м	30,0
Коефіцієнт шорсткості русла річки	0,040
Кінематичний коефіцієнт в'язкості потоку	0,0102

Об'єму скиду очищених стічних вод з МОСВ № 2 м. Харкова складає – 180 тис. м³/добу.

5.2 Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод за даними багаторічного контролю

5.2.1 Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці скиду стічних вод за даними багаторічного контролю

Попередні дослідження наявності процесів нітрифікації у р. Уди на ділянці за 500 м до та 500 м після скиду стічних вод з Міських очисних споруд № 2 виконали на підставі аналізу багаторічних даних контролю концентрації азотовмісних сполук в річковій воді на цих ділянках (рис. 5.2) [135].

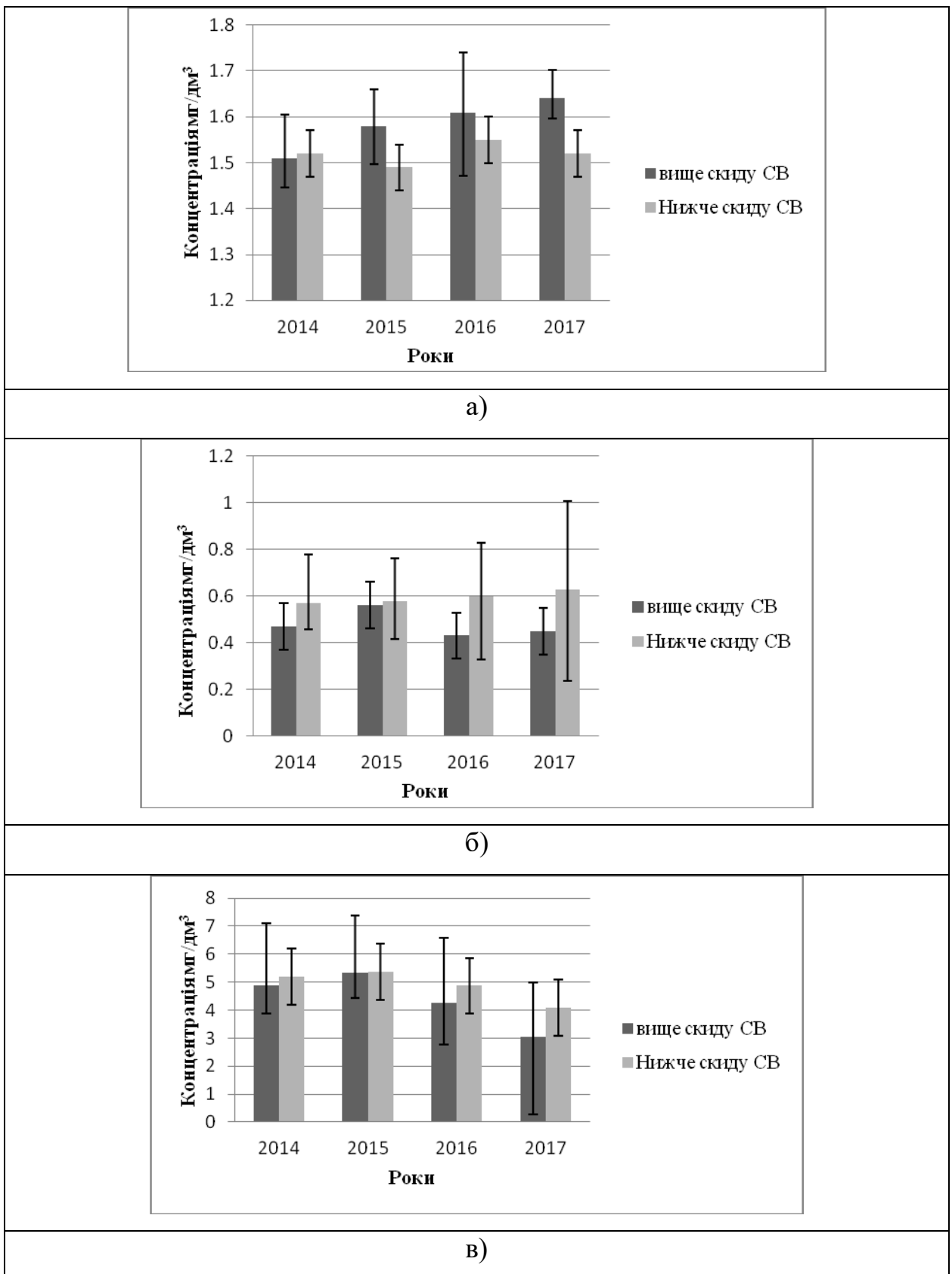


Рисунок 5.2 – Динаміка середньорічної концентрації амонійного азоту (а), азоту нітритів (б) та азоту нітратів (в) у воді р. Уди.

Як видно з рис. 5.2, в р. Уди на ділянці 500м до та 500м після скиду очищених стічних вод концентрація амонійного азоту у динаміці 5 річного періоду в основному зменшується, а азоту нітритів та нітратів – стало зростає, що свідчить про збільшення активності нітрифікації в р. Уди після скиду очищених стічних вод. Цей висновок підтвердив і розрахунок індексу нітрифікації за період спостережень (2014-2017 рр.) на ділянках до та після скиду стічних вод(рис. 5.3) з 2012 р. Як видно, цей показник з 2015 по 2017 р. на ділянці після скиду стічних вод на 5-13 % перевищував показник на ділянці до скиду.

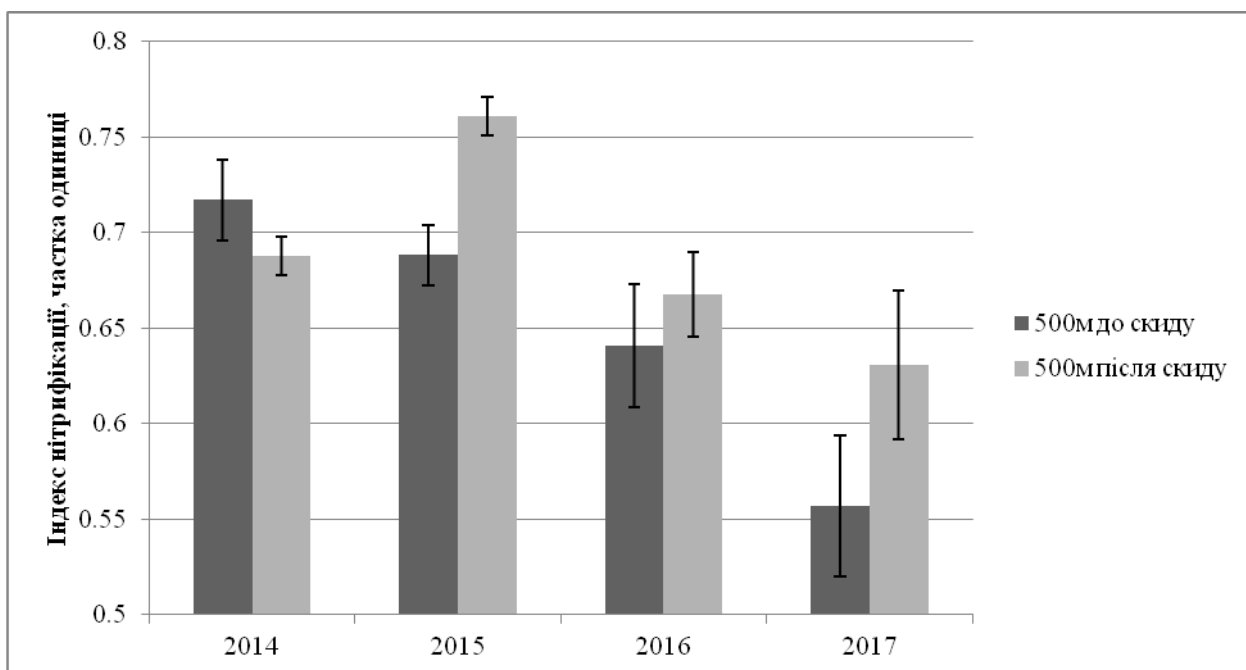


Рисунок 5.3 – Динаміка середньорічного ступеню нітрифікації (2014-2017 рр.) у воді р. Уди до та після скиду очищених стічних вод

Отже активність нітрифікації на ділянці після скиду стічних вод з Міських очисних споруд № 2 за усіма одержаними даними стало підвищувалась (що підтверджує дані французьких науковців). Це може бути зумовленим емісією нітрифікуючих бактерій з очисних споруд. Необхідно встановити в якму з компонентів водних екосистем (водній товщічи в донні відкадення) в р Уди відбувалась інтенсифікація нітрифікації [135].

5.2.2. Оцінка активності нітрифікації у р. Уди на ділянці 500 м до скиду стічних вод та по ходу течії річки на відстані 1700 м

Розглянули вплив скиду глибоко очищених стічних вод на динаміку концентрації азотовмісних сполук в воді р.Уди на відстані більш ніж 500 м після скиду. На рис. 5.4, 5.5, 5.6 представлені концентрації амонійного азоту, азоту нітритів та азоту нітратів за 500 м до скиду стічних вод та по ходу течії річки на відстань 1700 м нижче скиду міських стічних вод з Міських очисних споруд водовідведення №2.

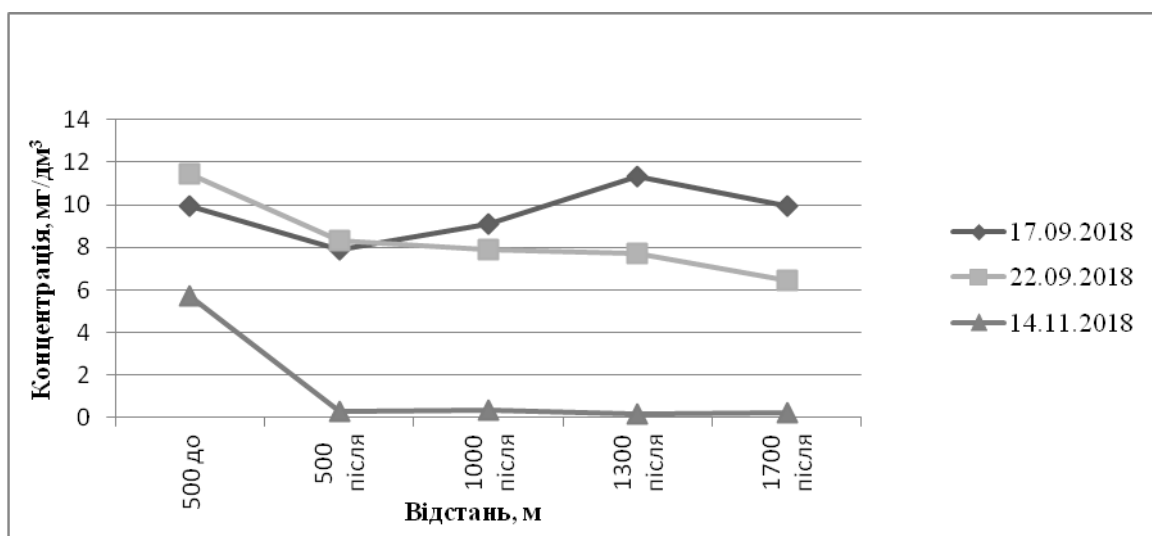


Рисунок 5.4– Динаміка концентрації амонійного азоту по ходу течії р. Уди на ділянці 500 м до та по ходу течії річки на 1700 м відносно скиду очищених стічних вод з МОСВ №2 м. Харкова

Як видно, в динаміці відстані від скиду очищених стічних вод концентрація амонійного азоту в воді р. Уди в більшості вимірювань мала тенденцію до зменшення, особливо в період зменшення температур. Це можна пояснити зменшенням в цей період концентрації органічних сполук у річній воді, що сприяє активізації нітрифікації (22.09-14.11. 2018).

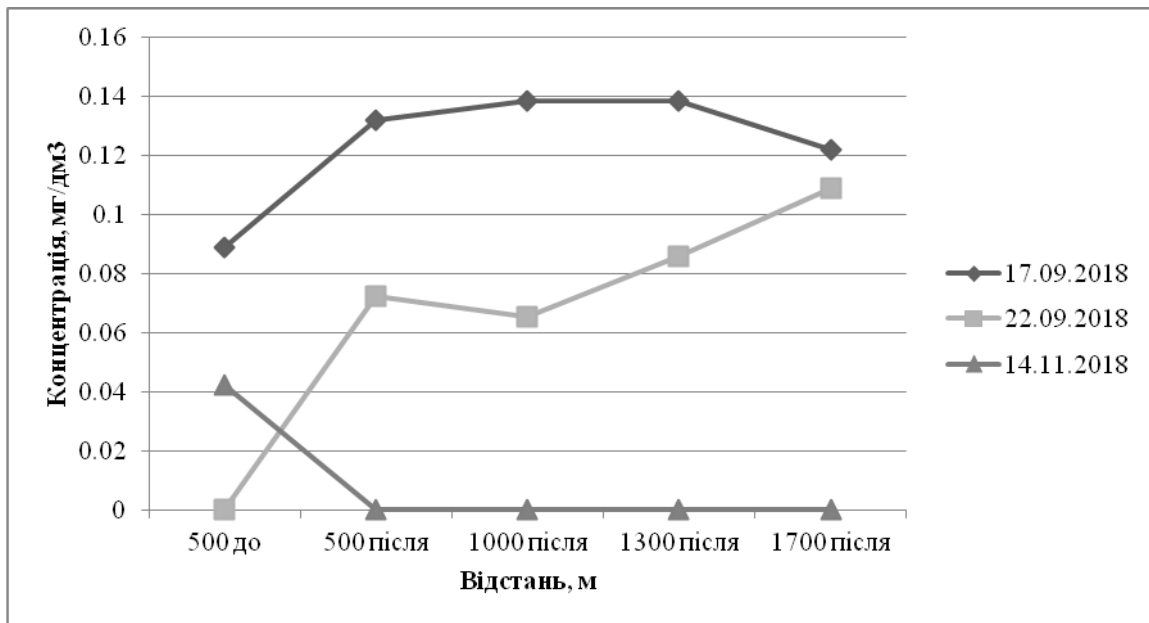


Рисунок 5.5 – Динаміка концентрації азоту нітритів по ходу течії р. Уди на ділянці 500 м до та по ходу течії річки на 1700 м відносно скиду очищених стічних вод з МОСВ№2 м. Харкова

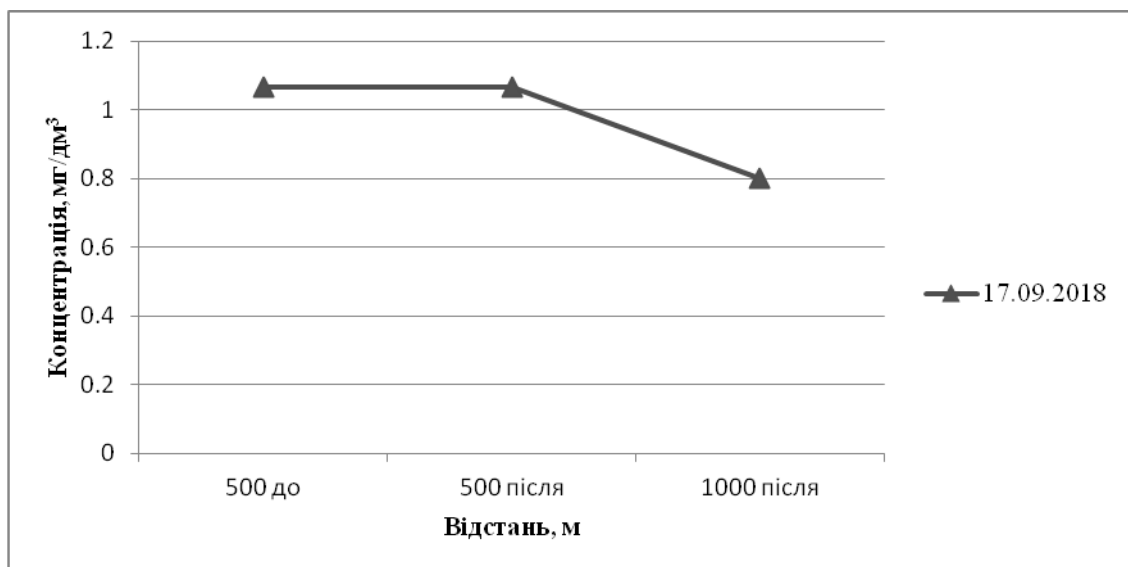


Рисунок 5.6 – Динаміка концентрації азоту нітратів по ходу течії р. Уди на ділянці 500 м до та по ходу течії річки на 1000 м відносно скиду очищених стічних вод з МОСВ№2 м. Харкова

Необхідно відмітити, що саме в цей же період (22.09 2018) відмічається різке підвищення концентрації нітритного азоту в воді р. Уди (на тлі

зниження концентрації амонійного азоту) в динаміці відстані від ділянки скиду очищених стічних вод. Зазначена характеристики свідчить про активізацію саме першої фази нітрифікації, яка створює певну екологічну небезпеку для водних екосистем через підвищення концентрації азоту нітритів. Проте на відборі проб, виконаному нітрифікації 14.11. 2018 спостерігаємо активне падіння концентрації нітритів в воді в динаміці відстані від ділянки скиду очищених стічних вод. Таке явище можна пояснити активізацією нітрифікації другої фази.

5.2.3 Визначення кінетичних характеристик нітрифікації в водному середовищі р. Уди до та після скиду стічних вод за даними лабораторного експерименту

Визначення кінетичних характеристик нітрифікації в водній товщі р.Уди до та після скиду стічних вод виконували за методикою, викладеною в п.2.1.2. На рис. 5.4, 5.5 представлені графіки динаміки концентрації азотовмісних сполук у воді р. Уди на ділянках до та після скиду стічних вод, визначені в лабораторному експерименті.

Як видно,вихідна концентрація амонійного азоту в воді р. Удина обох ділянках значно перевищувала вихідну концентрацію амонійного азоту в воді р. Сів. Донець та Краснопавлівського водосховища, що зумовлено не тільки більшою забрудненістю цього об'єкта але й сезоном проведення експериментальних досліджень (пізньої весни на поверхневих водоймах - об'єктах водопостачання, та ранньою осінню – на об'єкті приймачі очищених стічних вод). То б то експеримент з водою з р. Удидиконувався в період після активної літньої вегетації і відмирання біомаси водної рослинності. За результатами експерименту (рис. 5.4), концентрація амонійного азоту протягом експозиції спочатку підвищувалась, що обумовлено наявністю вільного аміаку та реакцій амоніфікації, але потім стійко падала до нуля [135, 138-139].

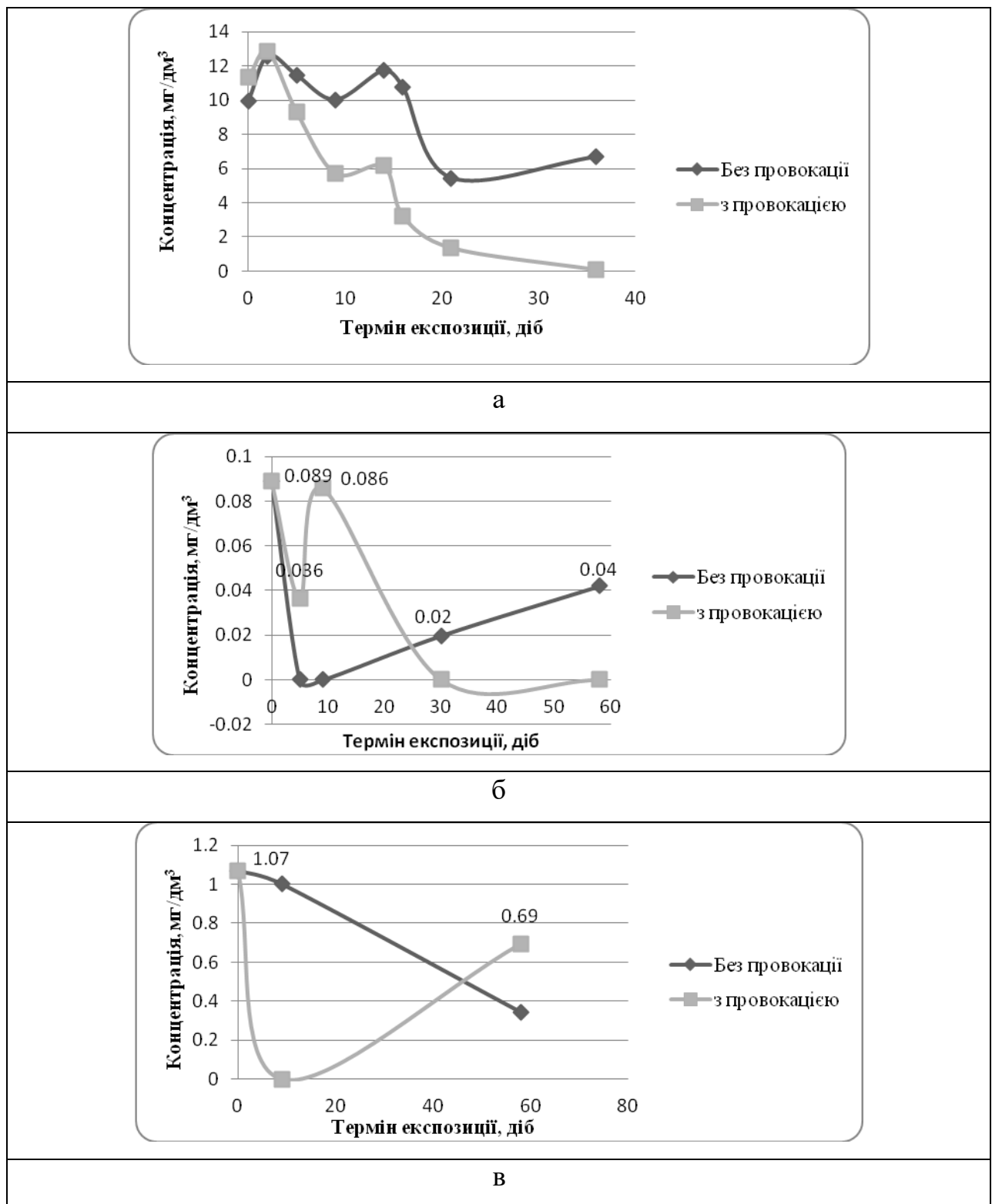


Рисунок 5.4– Динаміка концентрації амонійного азоту (а), азоту нітритів (б) та азоту нітратів (в) у процесі експозиції в одиз р. Уди за 500м до скиду очищених стічних вод

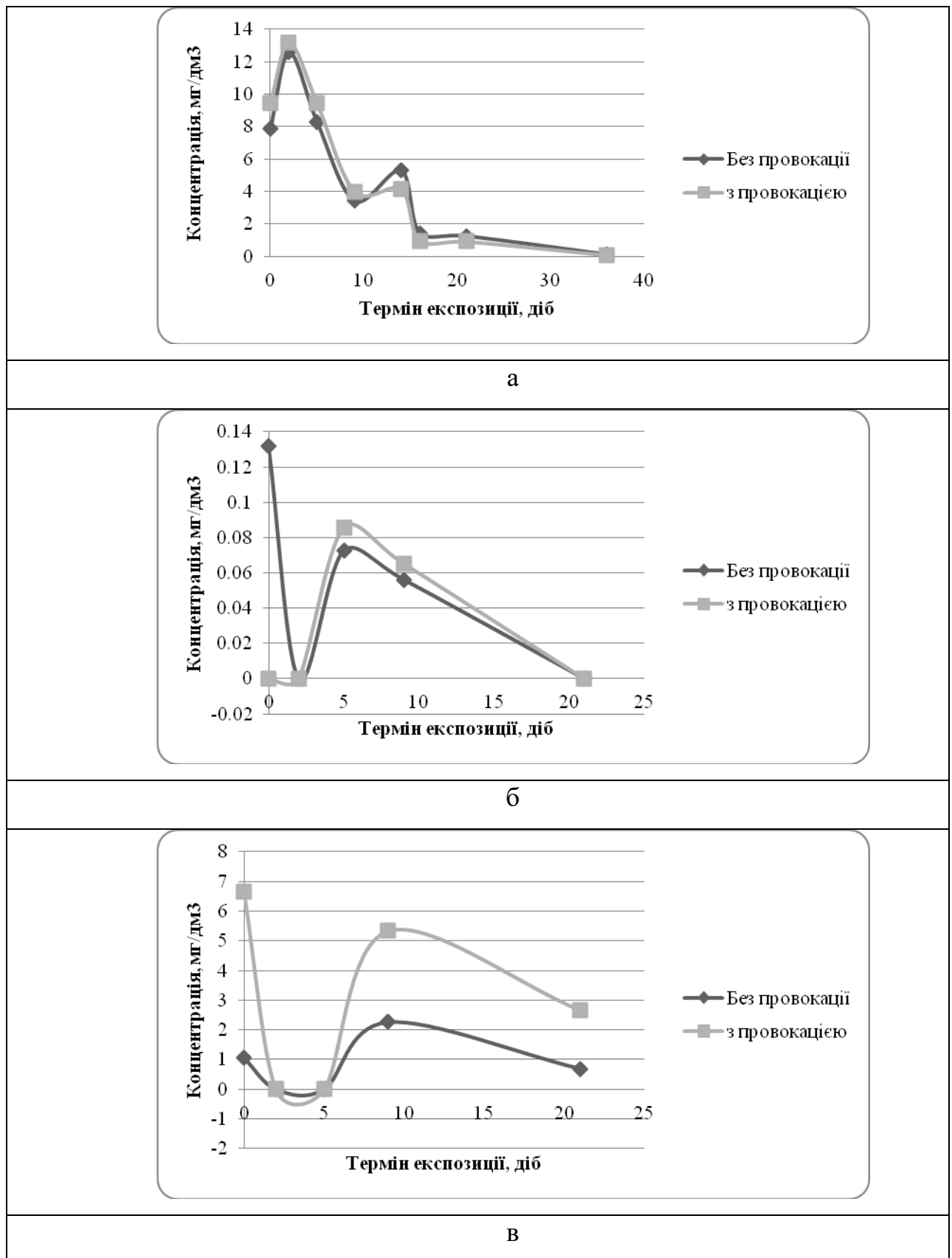


Рисунок 5.5– Динаміка концентрації амонійного азоту (а), азоту нітритів (б) та азоту нітратів (в) у процесі експозиції в воді з р. Уди за 500 м після скиду очищених стічних вод

Концентрація азоту нітритів також спочатку підвищилась, що є явною ознакою I фази нітрифікації, а потім зменшувалась, поки не дісталась безпечної концентрації. Концентрація азоту нітратів зростала по ходу падіння концентрації азоту нітритів, і досягла максимуму при нульовій концентрації азоту нітритів, що є явною ознакою проходження в цій водній системі II фази нітрифікації.

В цілому в проведених експериментальних дослідженнях динаміка концентрації амонійного азоту в пробах води до скиду та після скиду очищених стічних вод МОСВ№2 м. Харкова була дуже подібною (особливо в варіантах без провокації). Динаміка концентрації азоту нітритів в варіантах води до та після скиду очищених стічних вод дещо відрізнялась. А от динаміка концентрації азоту нітратів в варіантах води до та після скиду очищених стічних вод відрізнялась кардинально, що свідчить не тільки про зміну нітрифікуючого мікробіоценозу, але й про зміни складу та активності інших азототрансформуючих еколого-трофічних груп мікроорганізмів, наприклад, денітрифікуючих. Це явище прогнозувалось в розділі 4 при розрахунку емісії бактерій різних еколого-трофічних груп з біологічних очисних споруд в природну водойму, в яку виконується скид.

Застосування провокації на відміну від результатів дослід з водою з р. Сів. Донець та Краснопавлівського водосховища мало вплинуло на динаміку концентрації амонійного азоту та нітритів. Певні відмінності спостерігалися лише по динаміці концентрації нітратів. Це вірогідно, зумовлено високою концентрацією цих азотовмісних сполук в річній воді, для яких збільшення концентрації амонійного азоту на 1 мг/дм³ становило лише десь 10% , в той час як для р. Сів. Донець воно становило 380 %, а для води з Краснопавлівського водосховища – 1400 %.

Розрахунки біокінетичних констант амоніфікації та двох стадій нітрифікації за одержаними експериментальними даними представлені у табл. 5.2.

Таблиця 5.2 – Кінетичні характеристики амоніфікації та нітрифікації у воді р. Уди на ділянці 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод

Водойма	Константи швидкості амоніфікації, I та II фаз нітрифікації (k_1, k_2, k_3), доба ⁻¹		
	k_1	k_2	k_3
р. Уди (500м до скиду)	0,22	0,95	1,31
р. Уди (500м після скиду)	0,22	0,96	1,39

Як видно з табл. 5.2, k_2 у три рази вище ніж k_1 , а k_3 значно перевищує k_2 в пробах води як до, так і після скиду очищених стоків, що дає змогу припустити мінімальну вірогідність накопичення нітритів у річці. У порівнянні з р. Сів Донець та Краснопавлівським водосховищем величина k_2 і k_3 майже в два рази вищі [135].

Лінеаризація даних експериментів для визначення K_S та V_{max} на ділянці 500 м до та 500 м після скиду очищених стічних вод графічно представлено на рис. 5.6, а розраховані значення цих біокінетичних констант – в табл. 5.3.

Розрахунки біокінетичних показників (табл. 5.3) показали, що одержані дані кореспондуються з даними досліджень інших природних водойм та біологічних очисних споруд [140]. До скиду очищених стічних вод K_S на порядок вище ніж після скиду, що свідчить про значно нижчу спорідненість ферментів нітрифікації до амонійного азоту на ділянці до скиду. Швидкість нітрифікації на ділянці після скиду стічних вод більш ніж вдвічі перевищує цей показник до скиду.

Отже, скид стічних вод сприяє підвищенню нітрифікуючої здатності водного середовища. Таке явище на ділянці після скиду очищених стічних вод відмічали і закордонні наукові фахівці [40].

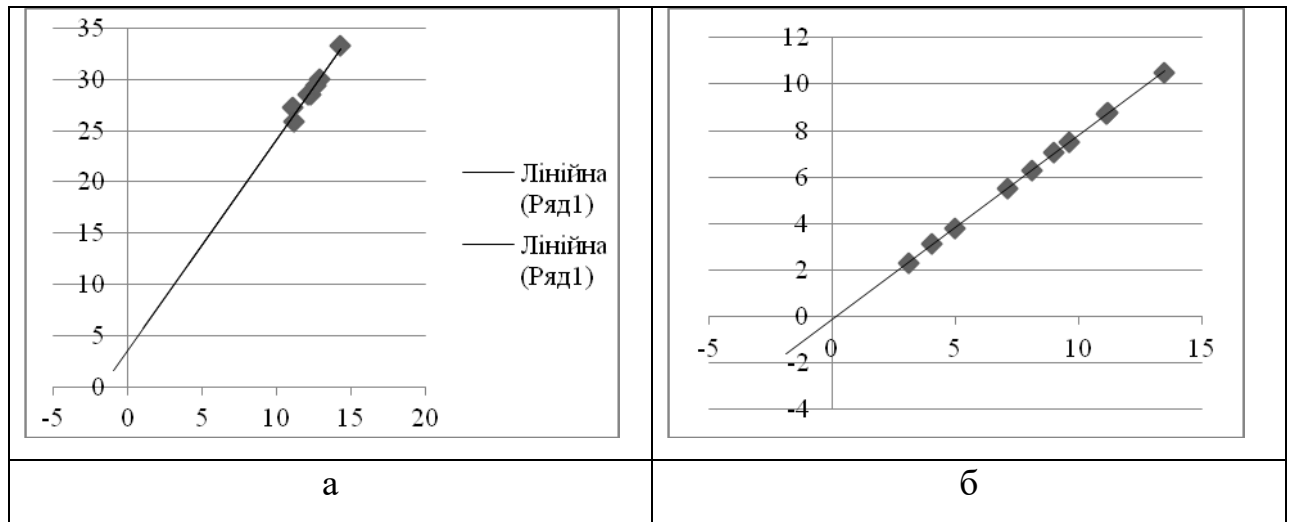


Рисунок 5.6 – Лінеаризація даних експерименту з водою р. Уди на ділянці 500 м до скиду очищених стічних вод (а) та 500 м після скиду (б).

Таблиця 5.3 – Біокінетичні показники нітрифікації в р. Уди та концентрація нітрифікуючих бактерій I фази у водному середовищі на ділянках до та після скиду очищених стічних вод

Нітрифікуючий мікробіоценоз	K_s , мг/дм ³	V_{\max} нітрифікації I фази, мгN-NH ₄ /(дм ³ добу)	Концентрація нітрифікуючих бактерій I фази, клітин/см ³
р. Уди на ділянці 500 м до скиду очищених стічних вод	1,7	0,48	$2,9 \cdot 10^6$
р. Уди на ділянці 500 м після скиду очищених стічних вод	0,17	1,29	$7,9 \cdot 10^6$

За встановленою швидкістю нітрифікації можна розрахувати концентрацію нітрифікуючих (амонійокислюючих) бактерій (кінетичне визначення) (табл. 5.3), виходячи з даних [141, 142]: швидкість окислення

NH_3 однією клітиною амонійокислюючих бактерій складає 2,83-484 фмоль $\text{NH}_3/\text{год}$.

5.2.4 Визначення нітрифікуючою здатності донних відкладень в р. Уди на ділянках до та після скиду стічних вод

За даними науково-дослідної літератури [140, 143-146], основний внесок в нітрифікацію у природних водоймах вносить життєдіяльність нітрифікуючи бактерій, що іммобілізуються у верхньому шарі донних відкладень. Результати визначення нітрифікуючої здатності верхнього шару донних відкладень за даними біохімічного аналізу представлені в табл. 5.4.

Таблиця 5.4 – Біохімічні характеристики донних відкладень у р. Уди

Донні відкладення	Активність гідроксил амін оксидоредуктази, мкг формазана / ($\Gamma_{\text{сухр.}} \cdot \text{хв}$)	Швидкість нітрифікації I фази, мг N- NH_4 / ($\Gamma_{\text{сухр.}} \cdot \text{год}$)
до скиду стічних вод	0,05	0,03
після скиду стічних вод	0,05	0,03
Активний мул з МОСВ№2 м. Харкова	10-160	0,10-1,6

Як свідчать одержані дані, активність фермента гідроксил амін оксидоредуктази в донних відкладеннях р. Уди загалом на порядок менше, ніж активність цього ферменту в активному мулі міських очисних споруд №2. до та після скиду має один і той же порядок значень, а отже і швидкість нітрифікації в цих донних відкладеннях практично однакова.

Таким чином, підвищення активності нітрифікації в р. Уди, яке було встановлено за даними багаторічного контролю концентрації азотовмісних сполук, рН, індекса нітрифікації на ділянках до та після скиду стічних вод, зумовлено інтенсифікуючим впливом скиду очищених стічних вод на ці показники в водній товщі, а не на показники нітрифікації в донних відкладеннях. Такий висновок підтверджує дані французьких вчених, одержаних при вивчення нітрифікації в р. Сена [40].

Як вважають французькі фахівці, нітрифікуюча мікрофлора, яка виноситься з очисних споруд зі стічними водами, що скидаються (в нашому дослідженні щоденна емісія нітрифікуючих бактерій з очисних споруд в р. Уди може досягати $2,7(10^{15} - 10^{17})$ кл/добу), інтенсифікує нітрифікацію в природних водоймах. Причому, підвищення активності процесу нітрифікації відбувається саме в водній товщі. Певну зміну нітрифікуючого мікробіоценозу в воді р. Уди після скиду очищених стічних вод з МОСВ №2 м. Харкова відмітили і наші дослідження. Певний вплив емісії бактерій з очисних споруд створює і на активність денітрифікації в р. Уди на ділянці після скиду очищених стічних вод, а, отже, і на кругообіг азоту в цих екосистемах. Відмічені властивості дещо змінюють існуючі уявлення про розподілення активностей нітрифікації в природних водних екосистемах – водній товщі й донних відкладеннях, та впливу на них певних екологічних чинників.

Одержані дані свідчать, що нітрифікація в очисних спорудах здійснює істотний вплив на активність цього процесу в природній водоймі, куди виконується скид очищених стічних вод, а, отже, є важливим екологічним чинником нітрифікації в природній водоймі та активності її самоочищення від сполук азоту.

бактерій (кінетичне визначення) після скиду стічних вод складала $7,9 \cdot 10^6$ кл/см³, що майже у три рази перевищує цей показник до скиду ($2,9 \cdot 10^6$ кл/см³).

6. За даними експериментальних досліджень до скиду очищених стічних вод K_s нітрифікації в воді р. Уди на порядок вище, ніж після скиду, що свідчить про значно нижчу спорідненість ферментів нітрифікації до амонійного азоту на ділянці до скиду. Ці дані дозволяють припустити, що після скиду очищених стічних вод в р. Уди змінюється мікробний склад нітрифікуючого мікробіоценозу в результаті збагачення привнесеної з очисних споруд мікрофлорою.

7. Експериментальне дослідження нітрифікуючої здатності мікрофлори донних відкладень в р. Уди до та після скиду очищених стічних вод показали, що активність фермента гідроксил амін оксидоредуктази в донних відкладеннях до та після скиду має один і той же порядок значень, а отже і швидкість нітрифікації в цих донних відкладеннях практично однакова.

8. Таким чином, підвищення активності нітрифікації в р. Уди, яке було встановлено за даними багаторічного контролю концентрації азотовмісних сполук, рН, індекса нітрифікації на ділянках до та після скиду стічних вод, зумовлено інтенсифікуючим впливом скиду очищених стічних вод на ці показники в водній товщі, а не на показники нітрифікації в донних відкладеннях.

9. Одержані результати дозволяють стверджувати, що нітрифікація в біологічних очисних спорудах є вагомим екологічним чинником нітрифікації в природній водоймі, куди ведеться скид очищених стічних вод за рахунок емісії нітрифікуючих бактерій з цими водами у складі завислих речовин ($2,7(10^{15} - 10^{17})$ кл/добу). Ця винесена з очисних споруд мікрофлора змінює нітрифікацію і концентрацію нітрифікуючих бактерій в природній водоймі після скиду, змінює кінетику нітрифікації, динаміку азотовмісних сполук в водному об'єкті та активність його самоочищення від сполук азоту.

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

1. Аналіз науково-технічних даних показав, що мікробіологічна нітрифікація є вагомим екологічним чинником ситуації, яка створюється в природних водоймах, в спорудах водопідготовки (в тому числі впливати на безпечне та раціональне водокористування), а також в природних водоймах - приймачах скиду стічних вод при скиді глибоко нітрифікованих стічних вод.

2. Розроблено комплексний підхід до визначення активності нітрифікації в водних екосистемах (вільноплаваючої та іммобілізованої мікрофлори) природних водойм та споруд водокористування. Для вільноплаваючої мікрофлори в водній товщі - багаторічний гідрохімічний контроль концентрації неорганічних азотвмісних сполук, визначення динаміки цих показників в пробах води при лабораторній експозиції та розрахунок хімічних та біологічних кінетичних констант, для іммобілізованої мікрофлори – біохімічний та мікробіологічний аналіз.

3. Встановлено, що індекс нітрифікації в р. С.Донець і в Краснопавл. водосх. на ділянках водозабору протягом дослідженого періоду стало знижуватися. Швидкість нітрифікації (а, отже, і концентрація нітрифікуючих бактерій) у досліджуваних водоймах була приблизно однаковою, константа Міхаеліса була вище у воді р. Сів. Донець. Нітрифікуюча активність донних відкладень у Краснопавлівському водосховищі була дещо вища, ніж у річці Сів. Донець. Концентрація нітритів на досліджених ділянках обох водойм була екологічно безпечною.

4. Виявлено що на етапах «водойма – водопідготовка– розподільча мережа» КВ «Донець» і КВ «Дніпро» м. Харкова відбувається нітрифікація. На активність нітрифікації в спорудах водопідготовки впливає підвищення концентрації NH_4^+ при хлорамонізації шляхом преамонізації (збільшується концентрація іммобілізованих нітрифікуючих бактерій I фази більш ніж в 100 разів, а концентрації нітритів - в 300 разів до екологічно недопустимого рівня). Нітрифікацію в спорудах водопідготовки підсилює використання в якості засипки для швидких фільтрів цеоліту.

5. Доведено, що активність нітрифікації в спорудах водопідготовки позитивно корелює з активністю нітрифікації в природній водоймі – джерелі водозабору, яка виконує таким чином роль екологічного чинника цього процесу в спорудах та впливає на безпечне і раціональне водокористування.

6. Експериментально встановлено, що в активному мулі біологічних очисних споруд № 2 м. Харкова концентрація нітрифікуючих бактерій I фази становить 10^6 - 10^8 кл/г сухої ваги, питома швидкість окислення N-NH₄ мікробіоценозом – 0,8-1,6 мг/г беззольної речовини за годину.

7. Експериментально в натурних та лабораторних умовах визначено, що скид глибоко очищених стічних вод з очисних споруд № 2 м. Харкова у р. Удиза рахунок виносу нітрифікуючої мікрофлори підвищує активність процесів нітрифікації (потенційну швидкість нітрифікації - більш ніж вдвічі) в водній товщі цієї водоймі, а, отже, й активність її «самоочищення» від амонійного азоту автохтонного та аллохтонного походження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. В. В. Лысак. Микробиология :Учебное пособие. Минск: БГУ, 2007.426 с.
2. КондартьеваЕ.Н. Автотрофные прокариоты : Учебное пособие. Москва:МГУ, 1996. 312 с.
3. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. Москва, Ин-т микробиологии, 2003. 348 с.
4. Ножевникова А.Н., Савельева Н.Д., Крюков В.Р. Биология водородных бактерий и карбоксидо бактерий. *Хемосинтез: К 100-летию открытия С.Н.Виноградским*: зб. матеріалів. Москва, 1989. С. 48-75.
5. Романова А.К. Ассимиляция углекислоты при хемолитоавтотрофии. *Хемосинтез: К 100-летию открытия С.Н. Виноградским*: зб. матеріалів. Москва, 1989. С. 148-169.
6. Madigan M.T., Martinko J.M., Stahl D. and Clark D.P. Brock Biology of Microorganisms. Boston, 2012. №13. P. 1152.
7. Ляликова Н.Н., Лебедева Е.В. Нитрифицирующие бактерии и их роль в природе. *Хемосинтез: К 100-летию открытия С.Н.Виноградским* : зб. матеріалів. Москва, 1989.С. 32-47.
8. Зенова Г.М., Степанов А.Л., Лихачева А.А., Манучарова Н.А. Практикум по биологии почв : Учебное пособие. Москва, МГУ, 2002. С. 120.
9. Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв : Учебное пособие (3 изд).Москва, МГУ, 2005.445 с.
10. Микробная коррозия и ее возбудители / Андреюк Е.И., БилайВ.И., Коваль Э.З., Козлова И.А. Киев: Наукова думка, 1980. 287с.
11. Кондратьева Е.Н. Хемолитотрофы и метилотрофы : монография. Москва, МГУ, 1983. 172 с.
12. Жизнь растений: вб-ти томах / Под редакциейА. Л. Тахтаджяна. Москва, 1974. *Том 1. С. 547.*

13. Петрусов А.И., Котова И.Б.. Микробиология: учебник для студ. Высш. учеб. Заведений. Москва, 2006 – 352 с.
14. Андруз Дж., Бримбулекумб П., Джикелз П., Лисс П. Введение в химию окружающей среды/ пер. с англ. А.Г. Заварзина. Москва: Мир, 1999. 271 с.
15. Клёцкина О.В., Минькевич И.И., Андреев А.И. Исследование процессов самоочищения подземных вод от техногенного загрязнения соединениями азота. Современные проблемы науки и образования. Москва, 2014. №27. 10 с.
16. Daims H., Lücker S., Wagner M. A New Perspective on Microbes Formerly Known as Nitrite-Oxidizing Bacteria. *Trends in Microbiology*. 2016. №24 (9). P. 699-712.
17. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод : Учебное пособие. Москва, 1980. 200 с.
18. Prond T., Meulenbery R., Hazen W. Oxidation of reduced inorganic sulfur compounds by acido philicthiobacilli. *FEMS Microbiology Letters*. 1990. № 75. P. 292.
19. Zavarzin G.A. Microbial cycles. *Global ecology : Encyclopedia of Ecology* / Eds S.E. Jorgensen, B.D. Fath. 2010. P.2328—2335.
20. Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология : учебное пособие. Иркутск, 2009. 147 с.
21. Bertoni R. Limnology of rivers and lakes. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Oxford, 2011. P. 67-71.
22. Dodds W. K.. Freshwater ecology. Concepts and environmental applications : *Academic Press Inc.* Oxford, 2002. 569 pp.
23. Elliott J.A., Jones I.D. and Thackeray S.J. Testing the Sensitivity of Phytoplankton Communities to Changes in Water Temperature and Nutrient Load, in a Temperate Lake : *Hydrobiologia*. 2006. №559. P. 401-411.

24. Белькова Н.Л. Таксономическое разнообразие микробного сообщества водной толщи озера Байкал : автореф. дисс. ... канд. биол. Наук: 03.00.16 / ДВГУ, Владивосток. Владивосток, 2004. 20 с.
25. Кузнецов, С.И. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах Текст. / С.И. Кузнецов, А.И. Саралов, Т.Н. Назина-Москва, 1985. 213 с.
26. Yan N.D. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient-poor Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.1986. № 43. P. 788-796.
27. Quiros R. Factors related to variance of residuals in chlorophyll - total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia*. 1990. №200/201. P. 343-355.
28. Brown C., Hoyer M., Bachman R., Canfield D. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and Nitrate and ammonia in lakes 47 north-temperate lake data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2000. №57. P. 1574-1583.
29. Романенко В.Д. Основы гідроекології: Навчальне видання. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
30. Справочник по гидрохимии./ Под ред. А.М. Никанорова – Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 390 с.
31. Clevinger C.C., Heath R.T., Bade D.L., Oxygen use by nitrification in the hypolimnion and sediments of Lake Erie. *Journal of great lakes research*. 2014. №40. P. 202–207.
32. J. Polak. Nitrification in the Surface Water of the Włocławek Dam Reservoir. The Process Contribution to Biochemical Oxygen Demand (N-BOD). *Polish Journal of Environmental Studies*.2003. Vol. 13, No. 4. P. 415-424.
33. De Bie M. J. M., Starink M., Boschker H. T. S., Peene J. J., Laanbroek H. J. Nitrification in the Schelde estuary: methodological aspects and factors influencing its activity. *FEMS Microb. Ecol*. 2002. № 42. 99 pp.

34. Kentzer A., Giziński A., Mieszczankin T. Hydrochemistry of the Lower Vistula River in the section Płock– Toruń during the period 1986-1995: The influence of the Włocławek Dam Reservoir on water quality. *AUNC Limnological Papers*. 1999. №20. P. 13-24,
35. Hanson J. M., R. H. Peters. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macro benthos biomass in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1984. № 41. P. 439-445.
36. Wiśniewska H., Niewolak S., Korzeniewska E., Filipkowska Z. Ecological aspects of nitrogen transformation in the mesotrophic lake (lake Długiewigierskie) in the presence of black cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Polish Journal of Environmental Studies*. 2006. №21 (2). 937 pp.
37. Bellos T., Sawidis T, Sekos I. Nutrient chemistry of River Pinios (Thessalia, Greece). *Environment International*. 2004. № 30. 105pp.
38. Bianchi M., Bonin P., Feliatra. Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhone River plume (northwestern Mediterranean Sea). *Marine ecology progress series mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994. Vol. 103. P 197-202.
39. Xiaoh., Yang, Z.F., Huangg.h., Zhang X.Q., Yu H., Rong X. Nitrification in natural waters with high suspended-solid content. *A study for the Yellow River. Chemosphere*. 2004. №57. 1017 pp.
40. Raimonet M., Vilmin L., Flipo N., Rocher V., Laverman A. M. Modelling the fate of nitrite in an urbanized river using experimentally obtained nitrifier growth parameters. *Water Research, IWA Publishing*. 2015. 73.P.373-387.
41. Akbarzadeh Z., Laverman A., Rezanezhad F., Raimonet M. Viollier E., Shafei B., Cappellen P. Benthic nitrite exchanges in the Seine River (France): An early diagenetic modeling analysis. *Science of the Total Environment*. 2018. № 628–629. P. 580–593.
42. Gołaś I., Zmysłowska I., Harnisz M., Korzekwa K., Skowrońska A., Teodorowicz M., Górniak D., Gros M., S. Brzozowa Nitrogen Cycle Bacteria in the Waters of the River Drwęca. *Polish J. of Environ. Stud.* 2008. Vol. 17, No. 2. P. 215-225.

43. Щеголькова Н. М. Динамика экологического состояния основного водотока мегапоулиса : автореф. дис. ... на соискание ученой степени доктора биологических наук : 03.00.16 / МГУ, Москва. Москва, 2006. 48 с.
44. Aissa-Grouz N., Garnier J., Billen G., Mercier B., Martinez A.,. The response of river nitrification to changes in waste water treatment (the case of the lower Seine River downstream from Paris). *Ann. Limnol. Int. J. Limnol.* 2015. № 51. P. 351–364. <https://doi.org/10.1051/limn/2015031>.
45. Strauss E.A., Richardson W.B., Bartsch L.A., Cavanaugh J.C., Bruesewitz D.A., Imker H., Heinz J.A., Soballe D.M. Nitrification in the Upper Mississippi River: patterns, controls , and contribution to the NO₃ budget. *J. North Am. Benthol. Soc.* 2004. № 23. P. 1–14. [https://doi.org/10.1899/0887_593\(2004\)023b0001:NITUMRN2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887_593(2004)023b0001:NITUMRN2.0.CO;2).
46. Raimonet M., Cazier T., Rocher V., Laverman A.M.,. Nitrifying kinetics and the persistence of nitrite in the Seine River, France. *J. Environ. Qual.* 2017. №595. P. 585–595. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.06.0242>
47. 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.
48. ДСанПіН 2.2.4-171-10.Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною (чинний від 28.12.2019). Київ, 2019. 35 с. (Інформація та документація).
49. Директива Ради 98/83/ЄС. Про якість води, призначеної для споживання людиною. (Чинний від 03.11.1998). ЄС, 1998. 21 с. (Інформація та документація).
50. National Primary Drinking Water Regulations: Proposed Lead and Copper Rule Revisions. (Valid from the 11.13.2019). USA, 2019. P. 91.

51. Rittmann B.E., Tang Y., Meyer K., Bellamy W.D.,. Biological Processes. Water Treatment Plant Design. American Water Works Association. 2012. Chpt. 17. P. 644-679.
52. Van der Aa L., Kors L., Wind A., Hofman J., Rietveld L. Nitrification in rapid sand filter: phosphate limitation at low temperatures. *Water Supply*. 2002. № 2. P. 37-46.
53. Andersson, a, Laurent, P., Kihn, a, Prevost, M., Servais, P. Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Res*. 2001. № 35, P. 2923-2934.
54. Kors, L.J., Moorman, J.H.N., Wind, A.P.M., van der Hoek, J.P. Nitrification and low temperature in a raw water reservoir and rapid sand filters. *Water Sci. Technol*. 1998. № 37. P. 169-176.
55. De Vet, W.W.J.M., van Loosdrecht, M.C.M., Rietveld, L.C. Phosphorus limitation in nitrifying groundwater filters. *Water Res*. 2012. № 46, P. 1061-1069.
56. Lopato L., Rottgers N., Binning P.J., Arvin E. Heterogeneous nitrification in a full-scale rapid sand filter treating groundwater. *J. Environ. Eng*. 2013. №139. P. 375-384.
57. Tatari, K., Smets, B.F., Albrechtsen, H.-J. A novel bench scale column assay to investigate site-specific nitrification biokinetics in biological rapid sand filters. *Water Res*. 2013. № 47. P. 6380-6387.
58. Kihn, a, Laurent, P., Servais, P. Measurement of potential activity of fixed nitrifying bacteria in biological filters used in drinking water production. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol*. 2000. № 24. P. 161-166.
59. Kihn, A., Andersson, Laurent, P., Servais, Prevost, M. Impact of filtration material on nitrification in biological filters used in drinking water production. *J. Water SRT e Aqua*. 2002. № 51. P. 35-46.
60. Lopato, L., Galaj, Z., Delpont, S., Binning, P.J., Arvin, E. Heterogeneity of rapid sand filters and its effect on contaminant transport and nitrification performance. *J. Environ. Eng*. 2011. № 137. P. 248-257.

61. Wooschlager, J. B. E. Rittmann, and P. Piriou. Water quality decay in distribution systems: problems, causes, and new modeling tools. *Urban Water J.* 2005. № 2(2). P. 69-79.
62. Wilczak, A., J.G. Jacangelo, J.P. Marcinko, L.H. Odell, G.J. Kirmeyer, and R.L. Wolfe.. Occurrence of Nitrification in Chloraminated Distribution Systems. *Journal of American Water Works Association.* 1996. № 88(7). P. 74-85.
63. Lee, C.O., Albrechtsen, H.-J., Smets, B.F., Boe-Hansen, R., Lind, S., Binning, P. Phosphate limitation in biological rapid sand filters used to remove ammonium from drinking water. *American Water Works Association, Water Quality and Technology Conference.* November 3-7. 2013 Long Beach, CA, USA.
64. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (in Danish: Ministerial Order on Water Quality and Supervision of Water Supply Facilities) : Ministry of Environment and Food of Denmark. (Valid from the 01.06.2016). Copenhagen, 2016.
65. Odell, L.H., G.J. Kirmeyer, A. Wilczak, J.G. Jacangelo, J.P. Marcinko, and R.L. Wolfe. Controlling Nitrification in Chloraminated Systems. *Journal of American Water Works Association.* 1996. №88(7). P. 86-98.
66. Moradi S., Liu S., Chow C., LeeuwenJ., CookD., Drikas M., Amal R. Developing a chloramine decay index to understand nitrification: A case study of two chloraminated drinking water distribution systems. *Journal of environmental sciences.* 2016. №57. P. 10.
67. Huyen T., Joachim F., Meon G. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. *Ecohydrology & Hydrobiology.* 2018. № 188. P. 12.
68. Haas, C.N. Disinfection. *Water Quality & Treatment, A Hand book of Community Water Supplies*, 5th edition. McGraw-Hill, Inc., New York. 2000.
69. McGuire M.J, Lieu N.I., Pearthree V.S. Using chlorite on to control nitrification. *Journal American Water Association.* 1999. Vol. 91. № 10. P. 52–62.

70. Lieu N.I., Wolfe R.L., Means E.G.. Optimizing Chloramine Disinfection for the Control of Nitrification. *Journal of American Water Works Association*. 1993. №85(2). P. 84-90.
71. Jian, Y., Harrington, G.W., Noguera, D.R., Fleming, K.K. Risk analysis of nitrification occurrence in pilot - scale chloraminated distribution systems. *J. Water Supply Res. Technol.* 2007. №56. P. 293–311.
72. Liu, S., Taylor, J.S., Randall, A.A., Dietz, J.D. Nitrification modeling in chloraminated distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.* 2005. №97. P. 98–108.
73. White G. C. Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. NewYork : *John Wiley & Sons Inc.*1999. 4th edition.1009 p.
74. Haas, C.N.. Benefits of Using a Disinfectant Residual. *Journal of American Water Works Association*. 1999. №91(1). P. 65-69.
75. Haas, C.N.. Benefits of Using a Disinfectant Residual, *Journal American Water Works Association*. 1999. №91(1). P. 65-69.
76. Norton, C.D., LeChevallier M.W. Chloramination: Its Effect on Distribution System Water Quality. *Journal of American Water Works Association*. 1997. №89(7). P. 66-77.
77. Telfer A. Nitrification in chloraminated drinking water supplies. *77th Annual WIOA Victorian Water Industry Operations Conference and Exhibition Bendigo Exhibition Centre (Bendigo, 2-4 of September, 2014,). Bendigo, 2014. P. 42-48.*
78. Taylor, J. S., J. D. Dietz, S. K. Hong, L. A. Mulford, A. A. Randall. Periodic Report 3.Applied Literature Review. Required Treatment and Water Quality Criteria for Distribution System Blending of Treated Surface, Ground and Saline Sources.*University of Central Florida*. 2001.
79. Yang H., Cheng H.Controlling nitrite level in drinking water by chlorination and chloramination. *Separation and Purification Technology*. 2007. № 56. P. 392-396.

80. Rittmann, B.E.. Analyzing Biofilm Processes Used in Biological Filtration. *Journal of American Water Works Association*. 1990. №82(12). P. 62-66.
81. IKE, N.R., R.L. Wolfe, and E.G. Means. Nitrifying Bacteria in a Chloraminated Drinking Water System. *Water Science and Technology*. 1988. №20(11). P. 153-165.
82. Cunliffe, D.A. Bacterial Nitrification in Chloraminated Water Supplies. *Applied and Environmental Microbiology*. 1991. №57. P. 3399-3402.
83. Murphy, B., J.T. O'Connor, and T.L. O'Connor. 1998. Willmar, Minnesota Controls Nitrification in Distribution System. Part 2: Breakpoint ammoniareduction treatment. *Public Works*. 1998. №129(11). P. 54-58.
84. Regan J. M., Harrington G. W., Noguera D. R. Ammonia and nitrite oxidizing bacterial communities in a pilot-scale chloraminated drinking water distribution system. *JAppl Environ Microbiol*. 2002. №68(1). P. 73–81.
85. Vikesland P. J. Ozekin K. And Valentine R. L. Monochloramine Decay in Model and Distribution System Waters. *J Wat Res*. 2001. №35(7). P. 1766-1776.
86. М.М. Платонов, Г.А. Качелаева. Оптимизация процесса хлораммонизации питьевой воды. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2015. № 7. С. 22-29.
87. Henze M. Wastewater treatment: biological and chemical :Monography. 3-rded. Springer – VerlagBerlinHeidelbergNewYork. 2002. 422 p.
88. Ягов Г.В. Контроль содержания соединений азота при очистке сточных вод. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2008. № 7. С. 1-6.
89. Большаков Н.Ю. Биотехнологии на страже экосистемы. «СтройПРОФИ». Рубрика «Экология». 2013. №2 (11). 57 с.
90. Большаков Н.Ю. Очистка биогенных элементов на городских очистных сооружениях. – СПб.:Изд. Политехнического университета, 2010.

91. Юрченко В.О., Науменко Т.Н., Нестеренко О.В., Онищенко Н.Г., Масс О.М. Вплив складу поверхневого стоку на склад води в річках м. Харкова. *Науковий вісник будівництва*. 2013. Вип. 74. С. 332-336.
92. Chapra, S., Pelletier, G., Tao, H. QUAL2K: a modeling frame work for simulating river and stream water quality, version 2.12: documentation and user's manual. *Civil and Environmental Engineering Dept.* Tufts University, Medford, MA. 2012.
93. Ножевникова А. Н., Литти Ю. В., Зубов Г. М., Зубов М. Г. Анаммокс бактерии в природе и экобиотехнологии / Под общей редакцией Ножевниковой А. Н. Москва: Университетская книга, 2017. 280 с
94. Cao Y., van Loosdrecht M., Daigger G. T. Mainstream partial nitrification–anammox in municipal waste water treatment: status, bottle necks, and further studies. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2017. № 101 (4). P. 1365–1383.
95. C'ebren, A., Garnier, J., Billen, G.,. Nitrous oxide production and nitrification kinetics by natural bacterial communities of the lower Seine river (France). *Aquatic Microbial Ecology*. 2003. №41. P. 25–38.
96. Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N., Billen, G. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Water Research*. 1999. №33. P. 3521–3531.
97. Brion, N., Billen, G., Guzenec, L., Ficht, A. Distribution of nitrifying activity in the Seine River (France) from Paris to the estuary. *Estuaries and Coasts*. 2000. №23 (5). P. 669–682
98. C'ebren, A., Garnier, J., Billen, G. Nitrous oxide production and nitrification kinetics by natural bacterial communities of the lower Seine river (France). *Aquatic Microbial Ecology*. 2005. №41. P. 25–38.
99. Garnier, J., C'ebren, A., Tallec, G., Billen, G., Sebilo, M., Martinez, A. Nitrogen behaviour and nitrous oxide emission in the Tidal Seine river estuary (France) as influenced by human activities in the upstream watershed. *Biogeochemistry*. 2006. №77(3). P. 305–326.

100. Goñi Urriza, M., Capdepuy, M., Arpin, C., Raymond, N., Caumette, P., Quentin, Jan C. Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine enterobacteriaceae and aeromonas spp. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000. №1. P. 125–132. 00304 PMID: 10618213.
101. Féray, C., Montuelle, B. Competition between two nitrite-oxidizing bacterial populations: a model for studying the impact of wastewater treatment plant discharge on nitrification in sediment. *FEMS Microbiology Ecology*. 2002. №42 (1). P. 15–23
102. BRION N., BILLEN G. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the river Seine downstream from Paris. *Wat. Res.* 2000. №34(12). 3213 pp.
103. Garc'ia-Barcina, J. M., Gonz'alez-Oreja, J. A., De la Sota, A. Assessing the improvement of the Bilbao estuary water quality in response to pollution abatement measures. *Water Research*. 2006. №40(5). P. 951–960.
104. Carey, R. O., Migliaccio, K. W. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review. *Environmental Management*. 2009. №44(2). P. 205–217.
105. Rocher, V., Garcia-Gonzalez, E., Paffoni, C., Thomas, W. La production de nitrites lors de la d'énitrification des eaux usées: un sujet sensible et complexe. *L' Eau, l'industrie, les nuisances*. 2011. №344. P. 80–83.
106. von der Wiesche, M., Wetzel, A., Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the River Lahn. *Water Research*. 1998. №32 (5). P. 1653–1661.
107. Garnier, J., Cébron, A., Tallec, G., Billen, G., Sebilo, M., Martinez, A., 2006. Nitrogen Behaviour and Nitrous Oxide Emission in the Tidal Seine River Estuary (France) as Influenced by Human Activities in the Upstream Watershed. *Biogeochemistry*. 2006. №77 (3). P. 305–326.
108. Corriveau, J., van Bochove, E., Savard, M. M., Cluis, D., Paradis, D., 2010. Occurrence of High In-Stream Nitrite Levels in a Temperate Region

Agricultural Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2010. №206(1-4). P. 335–347.

109. Meybeck, M., 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am J Sci*. 1982. №282(4). P. 401–450.

110. Fettig, J., Pick, V., Austermann-Haun, U., Blumberg, M., Phuoc, N.V., 2013. Treatment of tapioca starch wastewater by a novel combination of physical and biological processes. *Water Sci. Technol*. 2013. №68 (6). P. 1264–1270.

111. Le, T.T.H., Zeunert, S., Lorenz, M., Meon, G., 2017. Multivariate statistical assessment of a polluted river under nitrification inhibition in the tropics. *Environ. Sci. Pollut. Res*. 2017. №24 (15). P. 13845–13862.

112. Ocampo-Lo´ C., Colorado-Arias, S., Ramı´rez-Carmona, M., 2018. Modeling of microbial growth and ammonia consumption at different temperatures in the production of a polyhydroxyalkanoate (PHA) biopolymer. *J. Appl. Res. Technol*. 2018. №13 (5). P. 498–503.

113. Река Северский Донец. КП «Харьковводоканал» Офіційний сайт підприємства. URL:<https://vodokanal.kharkov.ua/content/severskiy-dones-river> (дата звернення: 05.07.2017).

114. Технологічний регламент роботи водоочисних споруд КВ «Донець» Комплексу «Харківводопостачання» КП «Харківводоканал». 74 с.

115. Краснопавлівське водосховище. КП «Харьковводоканал» Офіційний сайт підприємства : веб-сайт. URL: https://vodokanal.kharkov.ua/content/krasnopavlovskoe_reservoir (дата звернення: [05.07.2017](https://vodokanal.kharkov.ua/content/krasnopavlovskoe_reservoir))

116. Технологічний регламент роботи водоочисних споруд КВ «Дніпро» Комплексу «Харківводопостачання» КП «Харківводоканал». 71 с.

117. Рыжаков А. В. Кинетические характеристики трансформации азотсодержащих соединений в природной воде. *Экологическая химия*. 2012. №21(2). С. 117–124.

118. Клесов А.А., Березин И.В. Ферментативный катализ : в 2 ч. Москва, 1984.

119. Юрченко В.А. Развитие научно-технологических основ эксплуатации сооружений канализации в условиях биохимического окисления неорганических соединений : дисс. ... докт. техн. наук : 05.23.04. Харьков, 2007. 426 с.

120. Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии: Справочное издание. Москва: Химия, 1989. 448 с.

121. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. Кінетичні характеристики нітрифікації у водоймі-джерелі питного водопостачання. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. №1(24), Т. 1. С. 121-125.

122. Carini S.A., Joye S.B. Nitrification in Mono Lake, California: Activity and community composition during contrasting hydrological regimes. *Limnol. Oceanogr.* 2008. № 53(6). P. 2546–2557.

123. Злышко А.С., Чесноков С.М., Трифонова Т.А. Оценка предельно-допустимого воздействия на процессы самоочищения в экосистеме маловодотока. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2014. Т. 16. № 1 (4). С. 967–971.

124. Gołaś I., Zmysłowska I., Harnisz M., Korzekwa K., Skowrońska A., Teodorowicz M., Górniak D., Gros M., Brzozowa S. Nitrogen Cycle Bacteria in the Waters of the River Drwęca. *Polish J. Of Environ. Stud.* 2008. Vol. 17. № 2. P. 215-225.

125. Фишер Н.К. Особенности биогеохимического цикла азота в воде и донных отложениях припойменных озер нижнего Амура. *Регионы нового освоения: Современное состояние природных комплексов и вопросы их охраны: материалы междунар. Конф. (11-14 октября 2015г., Хабаровск)*. Хабаровск, 2015. С. 247–250.

126. Юрченко В.О., Волков В.М., Радіонов М.П. Вплив нітрифікації у водоймах –джерелах питного водопостачання на розвиток цього процесу в спорудах водопідготовки. *Науковий вісник будівництва* : зб. наук. праць. 2017. № 4, Т. 90. С.

127. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Екологічна небезпека нітрифікації в системах питного водопостачання. *Регіональні проблеми охорони довкілля* : матеріали Міжнар. наук. конф. молодих вчених (Одеса, ОДЕКУ, 30 травня – 1 червня 2018). Одеса, 2018. С. 192–196.

128. Челищев Н.Ф., Володин В.Ф., Крюков В.Л. Ионообменные свойства природных высококремнистых цеолитов. Москва: Наука. 1988. 129 с.

129. Валиева И.Р., Нефедов В.А. Вещественный состав и свойства ионообменных минералов (цеолитов) Урала и их применение. // «Вопросы науки и техники»: материалы международной заочной научно-практической конференции. Часть II– Новосибирск: Изд. «ЭКОР книга», 2012. С. 98-104.

130. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Оцінка ризиків для населення, створюваних розвитком нітрифікації в спорудах підготовки питної води. *Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : зб. матеріалів 5 Міжнар. конгресу (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 26–29 вересня 2018). Львів, 2018. С. 125с.

131. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Нітрифікація в фільтруючому завантаженому споруд водопідготовки та її екологічні наслідки. *Тези доповідей 74-ої науково-технічної конференції Харківського національного університету будівництва та архітектури* (Харків, ХНУБА, 5-6 березня 2019). Харків, 2019. С. 155-156.

132. Юрченко В., Радіонов М., Мельнікова О., Рачковський О. Вплив нітрифікації у водоймі – джерелі питного водопостачання на екологічну безпеку питної води для населення. *Problems of emergency situations*. Міжнародна науково-практична конференція (Харків, 20 травня 2020). Харків, 2020. С. 443–445.

133. Iurchenko V., Radionov M., Melnykova O., Rachkovskiy O. Influence of nitrification in water reservoir being a source of drinking water supply on

environmental safety of the drinking water for population. *Problems of emergency situations*. 2020. Vol. 1006. P. 187-194. (Scopus).

134. Технологічний регламент роботи Міських очисних споруд водовідведення № 2 м. Харкова Комплексу «Харківводовідведення» КП «Харківводоканал». 79 с.

135. Iurchenko V., Radionov M., Ivanin P., Melnikova O. Deep treated waste waters influence on nitrification activity in the natural water basin. *Journal of ecological engineering: Scientific journal*. 2020. № 21(8). P. 146-155. (Scopus, Web of science).

136. Юрченко В.О., Христенко А.М., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Мікробіоценози біологічних очисних споруд, що перетворюють азотвмісні сполуки, та їх вплив на процеси в природних водоймах. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матер. VІМіжнар. наук.-практ. конф.(м. Київ, 14-15 листопада 2019) Київ, 2019. С. 206-209.

137. Методы почвенной микробиологии и биохимии. Под ред. Д. Г. Звягинцева. Москва, МГУ. 1991, 304 с.

138. Iurchenko V., Ivanin P., Radionov M., Melnikova O. Influence of deep treated effluent on the activity of nitrification in natural water. *Water supply and waste water disposal: designing, construction, operation and monitoring*. III International scientific-practical conference. (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 23–25 жовтня 2019). Львів, 2019. С. 113-114.

139. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Глибока нітрифікація стічних вод як чинник активності нітрифікації в природній водомі. *Збірник наукових праць : VII-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* (Вінниця, ВНТУ, 25-27 вересня 2019). Вінниця, 2019. С.72.

140. Ryzhakov A.V.. Kinetic characteristics of the transformation of nitrogen-containing compounds in natural water. *Ecological chemistry*. 2012. №21 (2)P. 117-124 (in Russian).

141. Carini S. A &Joye S.B.. Nitrification in Mono Lake, California: Activity and community composition during contrasting hydrological regimes, *Limnol. Oceanogr.* 2008. №53(6). P. 2546–2557.

142. Gnida A., Wiszniowski J., Felis E., Sikora J., Surmacz-Górska J., Miksch K..The effect of temperature on the efficiency of industrial wastewater nitrification and its (geno) toxicity.*Archives of Environmental Protection.* 2016. №42 (1). P. 27–34.

143. Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N., Billen, G.,. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *WaterResearch.* 1999. №33. P. 3521–3531.

144. Garnier, J., C'ebren, A., Tallec, G., Billen, G., Sebilo, M., Martinez, A. Nitrogen Behaviour and Nitrous Oxide Emission in the Tidal Seine River Estuary (France) as Influenced by Human Activities in the Upstream Watershed. *Biogeochemistry* . 2006. № 77 (3). P. 305–326, 125–132.

145. F'eray, C., Montuelle, B.,. Competition between two nitrite-oxidizing bacterial populations: a model for studying the impact of waste water treatment plant discharge on nitrification in sediment. *FEMS Microbiology Ecology.* 2002. №42 (1). C. 15–23.

146. Злывко А.С., Чеснокова С.М., Трифонова Т.А. Оценка предельно-допустимого воздействия на процессы самоочищения в экосистеме малого водотока. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук.* 2014. Т. 16. №1(4). С. 967-971.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, в яких опубліковано основні результати дисертації.

1. Юрченко В.О., Волков В.М., Радіонов М.П. Вплив нітрифікації у водоймах –джерелах питного водопостачання на розвиток цього процесу в спорудах водопідготовки. *Науковий вісник будівництва* : зб. наук. праць. 2017. № 4, Т. 90. С. 193-196.(Google Scholar, Crossref, ПЛІФ). (Особистий внесок здобувача: аналіз, розрахунки та статистична обробка даних щодо концентрації азотовмісних сполук у природних водоймах та пов'язаних з ними технічних спорудах водокористування).

2. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. Кінетичні характеристики нітрифікації у водоймі–джерелі питного водопостачання. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. №1(24), Т. 1. С. 121-125.(Index Copernicus).

3. Iurchenko V., Ivanin P., Radionov M., Melnikova O. Influence of waste water from waste paper processing utilities on the oxygen mode of natural and technical water objects. *Environmental problems* : Scientific journal. 2019. № 3, Vol. 4. P. 130-134. (Index Copernicus).

4. Iurchenko V., Radionov M., Ivanin P., Melnikova O. Deep treated waste waters influence on nitrification activity in the natural water basin. *Journal of ecological engineering: Scientific journal*. 2020. № 21(8). P. 146-155. (Scopus, Web of science).

5. Iurchenko V., Radionov M., Melnykova O., Rachkovskiy O. Influence on environmental safety of the drinking water of nitrification in water reservoir being a source of water supply and filter filling materials in water treatment facilities . *Problems of emergency situations*. 2020. Vol. 1006. P. 187-194. (Scopus).

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації.

6. Юрченко В.А., Корінько І.В., Радіонов М.П. Екологічна безпека

сучасних способів глибокого біологічного видалення азоту зі стічних вод. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матеріали III міжнар. Наук. – практ. конф. (Тернопіль, 24-25 березня 2016) Тернопіль, 2016. С. 93–95.

7. Юченко В.А., Радіонов М.П., Кugno Т.В. Экологическая безопасность вод питьевого назначения по содержанию соединений азота. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування*: зб. Матеріалів 4-го студентського конгресу (Львів, Національний університет «Львівська політехніка» 26–27 квітня 2017). Львів, 2017. С. 87–89.

8. Юрченко В.О., Іванін П.С., Радіонов М. П., Антонов О.В. Підвищення екологічної безпеки споживання водних ресурсів на промислових підприємствах. *Ресурс і безпека експлуатації конструкцій, будівель та споруд* : зб. матеріалів VIII Міжнародної наукової конференції (Харків, ХНУБА, 18-19 жовтня 2017). Харків, 2017. С. 41–43.

9. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Проблеми раціонального використання водних ресурсів на питні потреби, які створює мікробіологічна нітрифікація. *Проблеми екологічної безпеки* : зб. Мат. XVI міжнар. наук-технічної конф. (Кременчук, 04–06 жовтня 2018). Кременчук, 2018. С. 97.

10. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Екологічна небезпека нітрифікації в системах питного водопостачання. *Регіональні проблеми охорони довкілля* : матеріали Міжнар. наук. конф. молодих вчених (Одеса, ОДЕКУ, 30 травня – 1 червня 2018). Одеса, 2018. С. 192–196.

11. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Оцінка ризиків для населення, створюваних розвитком нітрифікації в спорудах підготовки питної води. *Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : зб. матеріалів 5 Міжнар. конгресу (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 26–29 вересня 2018). Львів, 2018. С. 125с.

12. Юрченко В.О., Радіонов М. П. Нітрифікація в фільтруючому завантаженні споруд водопідготовки та її екологічні наслідки. *Тези доповідей 74-ої науково-технічної конференції Харківського національного*

університету будівництва та архітектури (Харків, ХНУБА, 5–6 березня 2019). Харків, 2019. С. 155–156.(Google Scholar, Crossref, ІІІІ).

13. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Мельнікова О.Г. Нітрифікація в системах питного водопостачання. *ЕТЕВК-2019: Міжнародний конгрес та технічна виставка* (Україна, м. Чорноморськ 10–14 червня 2019). Чорноморськ, 2019. С. 146–148.

14. Юрченко В.О., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Глибока нітрифікація стічних вод як чинник активності нітрифікації в природній воді. *Збірник наукових праць : VII-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* (Вінниця, ВНТУ, 25–27 вересня 2019). Вінниця, 2019. С.72.

15. Iurchenko V., Ivanin P., Radionov M., Melnikova O. Influence of deep treated effluent on the activity of nitrification in natural water. Water supply and waste water disposal: designing, construction, operation and monitoring. III International scientific-practical conference. (Львів, Національний університет «Львівська політехніка», 23–25 жовтня 2019). Львів, 2019. С. 113–114.

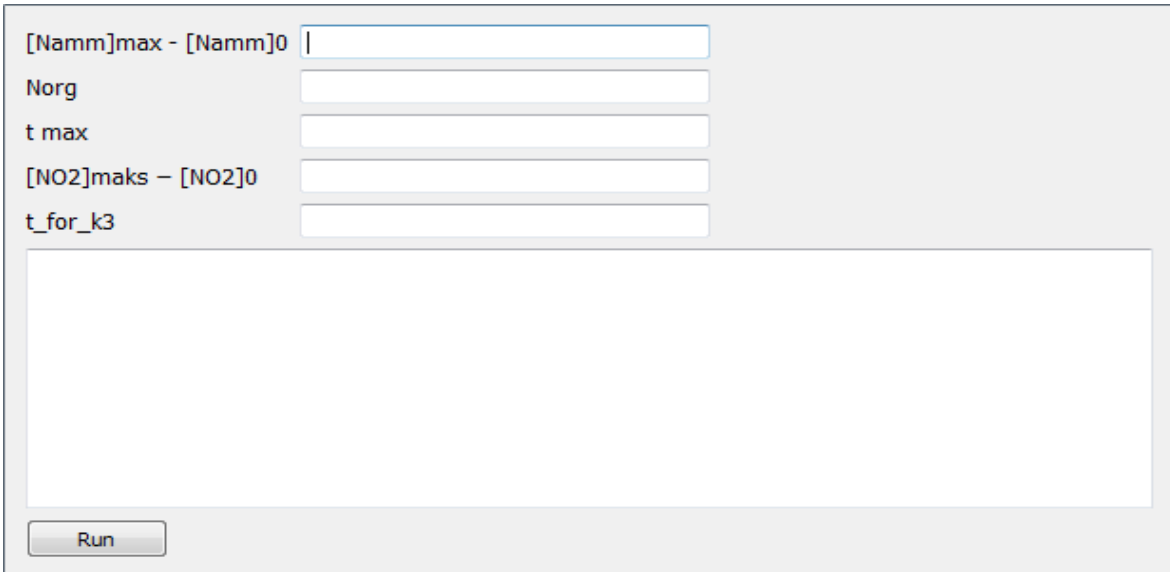
16. Юрченко В.О., Христенко А.М., Радіонов М.П., Цитлішвілі К.О. Мікробіоценози біологічних очисних споруд, що перетворюють азотвмісні сполуки, та їх вплив на процеси в природних водоймах. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матер. VI Міжнар. наук.–практ. конф.*(м. Київ, 14–15 листопада 2019) Київ, 2019. С. 206-209.

17. Юрченко В., Радіонов М., Мельнікова О., Рачковський О. Вплив нітрифікації у водоймі – джерелі питного водопостачання на екологічну безпеку питної води для населення. *Problems of emergency situations*. Міжнародна науково-практична конференція (Харків, 20 травня 2020). Харків, 2020. С. 443–445.

ДОДАТОК Б

Математична програма для визначення хімічних констант швидкості нітрифікації

В лабораторному експерименті були встановлені мінімальні та максимальні концентрації азотовмісних сполук. Для визначення хімічних констант амоніфікації, нітрифікації I та II була розроблена математична програма мови програмування C++ з використанням фреймворка Qt:



The screenshot shows a graphical user interface for a C++ program. It features five input fields for numerical parameters, each with a label to its left:
1. `[Namm]max - [Namm]0`
2. `Norg`
3. `t max`
4. `[NO2]maks - [NO2]0`
5. `t_for_k3`
Below the input fields is a large empty rectangular area, likely for output or a plot. At the bottom left, there is a button labeled "Run".

В першу строку записується різниця між максимальною та мінімальною концентрацією амонійного азоту, в другу концентрація азоту органічного, в третю на яку добу була досягнута максимальна концентрація амонійного азоту, в четверту різниця між максимальною та мінімальною концентрацією азоту нітритів, в п'яту на яку добу припала максимальна концентрація азоту нітритів. Далі прописаними у програмі формулами вона шукає невідомі величини k_1 , k_2 та k_3 збільшуючи її з маленьким кроком поки не співпаде обидві частини нерівності, після чого на нижній шкалі відобразяться константи амоніфікації та нітрифікації I та II фаз.

ДОДАТОК В

АКТ ПРИЙОМКИ-ЗДАЧІ

АКТ

приймання науково-технічної документації

м. Харків

«02» червня 2020р

КП «Харківводоканал» в особі Головного інженера Паболкова Володимира Васильовича підтверджує приймання науково-технічної документацію для ознайомлення та подальшої співпраці.

Науково-технічна документація передається у належному стані на паперових носіях інформації згідно з додатками.

Додатки до акта приймання – передачі:

1. Рекомендації щодо вибору типу процесу хлорамонізації питної води на КВ «Дніпро» Комплекса «Харківводопостачання» КП «Харківводоканал» та його вплив на накопичення нітритів після проходження очистки на швидких фільтрах, розроблені на підставі дисертаційного дослідження аспіранта лабораторії міських стічних вод Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем Радіонова Микити Павловича «Нітрифікація як екологічний чинник взаємовпливу водних об'єктів та пов'язаних з ними споруд водокористування», виконаної під керівництвом д.т.н., проф. Юрченко В.О.

Акт складено українською мовою в двох ідентичних примірниках, які мають однакову юридичну силу для кожної із сторін.

**ВИКОНАВЕЦЬ в особі
директора УКНДІЕП
ПЕРЕДАВ**



А.В. Гриценко

**ПРЕДСТАВНИК
КП «ХАРКІВВОДОКАНАЛ»
в особі Головного інженера**



В.В. Паболков

Додаток Г
Результат іспиту з англійської мови (FCE) на сертифікат B2 від
Кембриджського університету



**Cambridge Assessment
English**



**Cambridge English Level 1 Certificate in ESOL International
(First)***

This is to certify that

MYKYTA RADIONOV

has been awarded

Grade C

in the

First Certificate in English

Council of Europe Level B2

Overall Score	163
Reading	158
Use of English	157
Writing	171
Listening	158
Speaking	172

Date of Examination	APRIL 2019
Place of Entry	KHARKIV
Reference Number	194UA0100010
Accreditation Number	500/2705/0



Francesca Woodward
Chief Executive

* This level refers to the UK National Qualifications Framework

Date of Issue	29/05/2019
Certificate Number	A8245466

Regulated by



For more information see <http://www.ofqual.gov.uk>



Recognised awarding body

02476674 DP144