

10. Мокиєнко А. В., Петренко Н. Ф., Гоженко А. И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Диоксид хлора. Т. 2. Одесса: ТЭС, 2012. 605 с.

Рекомендовано до публікації д-р біол. наук Бузинним М. Г.
Дата надходження рукопису 08.05.2018

Зоріна Олеся Вікторівна, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник, Лабораторія гігієни природних, питних вод, Державна установа «Інститут громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва Національної академії медичних наук України», вул. Попудренка, 50, м. Київ, Україна, 02094
E-mail: wateramnu@ukr.net

УДК 577.34:574.64:504.453

DOI: 10.15587/2519-8025.2018.135657

ВПЛИВ АМОНІАКУ ВОД ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ НА ЇХ ТОКСИЧНІСТЬ ДЛЯ *RANA RIDIBUNDA* (PALLAS, 1771)

© Е. О. Аристархова, Л. Д. Романчук, Є. М. Данкевич, О. П. Житова

Мета. Виявлення впливу амоніаку вод поверхневих джерел водопостачання на формування їх токсичності, визначеної за показниками рухової активності молоді жаби озерної (*Rana ridibunda* Pallas, 1771).

Методи. Біотестування проводили методом «time sampling» (миттєвого визначення) з попереднім експонуванням особин 12 год ($n=30$) у дослідних пробах води, відібраних з водосховища Денишівського і водозабору Відсічне р. Тетерів, а також у пробах відстояної водопровідної води у якості контролю. Індекси токсичності вод розраховували за реакціями типової та нетипової рухомості особин. Вміст амоніаку визначали фотометричним методом з реактивом Несслера. Кореляційний і регресійний аналіз здійснювали за стандартною комп'ютерною програмою MO Excel 2003.

Результати. Встановлено ефекти впливу амоніаку на токсичність дослідних вод, що підтверджується отриманими за 3-річний термін значеннями коефіцієнтів детермінації (R^2 на рівні 0,3893 для водосховища і 0,2814 для водозабору) та кореляції (r середнього ступеня 0,6240 і 0,5305 відповідно). Побудовано графіки, виражені рівняннями прямолінійної регресії ($y=52,535x+16,207$ та $y=50,917x+21,067$), за якими можливо окремо для водосховища та водозабору прогнозувати рівні токсичності вод щодо вмісту у них амоніаку.

Висновки. Виявлено кореляційні зв'язки індексів токсичності дослідних вод з вмістом амоніаку, які у 2014-му році (0,6939 – у водосховищі Денишівському та 0,6803 – у водозаборі Відсічне) досягли більшого ступеня, ніж у 2012-му (0,6413 та 0,4281) та 2013-му (0,6556 та 0,5083) роках відповідно, що обумовлено посиленням процесів амоніфікації. Зафіксовано тенденцію зростання сили впливу амоніаку (з 41,12 до 48,15 % у водах водосховища та з 18,33 до 46,28 % – водозабору) на токсичність цих вод. За 3-річний період досліджень засвідчено існування вірогідного впливу амоніаку на токсичність вод у водосховищі на рівні 38,93 % ($F=3,0811$; $p \leq 0,05$), а також його відсутність – у водозаборі 28,14 % ($F=1,5663$). Наведено рівняння прямолінійної регресії та графічне зображення залежностей, за якими розраховано вміст амоніаку (0,58 мг/дм³ для водосховища і 0,64 для водозабору) щодо досягнення 50 %-го рівня токсичності вод по відношенню до молоді жаби озерної

Ключові слова: токсичність вод, амоніак, *R. ridibunda*, біотестування, нетипова рухова активність, метод «time sampling»

1. Вступ

Значне антропогенне навантаження на річки і водойми, які є джерелами водопостачання населення, призводить в останні десятиліття до зниження ефективності самоочищення прісноводних екосистем, що негативно відбивається на якості їх вод та сприяє погіршенню стану існування гідробіонтів [1, 2]. Найбільше страждають водні об'єкти з уповільненим рухом води, до яких належать усі рівнинні водосховища. Так, досить часто внаслідок систематичного надходження у їх малорушливі води несанкціонованих стоків, спостерігається порушення рівноваги між процесами амоніфікації та нітрифікації, що забезпечують функціонування системи детоксикації амоніаку [1, 3].

У певній мірі цьому сприяють також затверджені в Україні менш жорсткі вимоги до вод поверхневих джерел водопостачання порівняно не тільки з європейськими нормативами, але й з українськими вимогами до вод рибогосподарського та культурно-побутового призначення. Зокрема ГДК_в амоніаку встановлено на рівні 2 мг/дм³, проте для більшості видів риб порушення життєздатності починаються, коли його вміст досягає 1 мг/дм³ [4, 5]. Така ситуація вимагає перегляду критеріїв якості поверхневих вод, що мають відповідати принципам європейських стандартів, а до їх впровадження необхідним є посилення контролю за вмістом забруднюючих речовин, нормативні значення яких у воді не відповідають жит-

тевим потребам гідробіотів, викликаючи стан дискомфорту та інші небажані зміни в організмі.

2. Літературний огляд

Амоніак – важлива складова циклу колообігу Нітрогену, належить до токсичних речовин (4-ий клас небезпеки), нестійкий у воді і тому швидко дисоціює за $pH < 7$ до іонів амонію, а у випадку $pH > 7$ більша його кількість залишається незмінною, що посилює амоніфікацію вод і гальмує процеси нітрифікації. Присутність у водному середовищі амоніаку понад $ГДК_{\text{в}}$ вважається індикаторною ознакою перманентного надходження стоків.

Судячи з літературних джерел, дія амоніаку та іонів амонію на гідробіотів найкраще вивчена на рибах [5, 6]. Значно менше відомостей існує відносно земноводних, перш за все жаб, які тим не менш є вагомим ланкою прісноводних екосистем, сприяють самоочищенню вод, а їх дорослі особини можуть вільно переміщуватися між водним середовищем та суходолом, чим суттєво відрізняються від інших гідробіотів. Однак майже всі дослідження щодо впливу амоніаку на цих істот зосереджені на більш ранніх формах їх розвитку – на стадії ембріона та личинки (пуголовка), що існують виключно у воді. До того ж амоніак, який є кінцевим продуктом метаболізму пуголовків та жаб, використовується ними як хімічний агент, що свідчить про небезпеку. Тому основна реакція більшості особин на присутність у воді амоніаку – це втеча заради порятунку, тобто уникнення небажаного середовища [7, 8]. А систематичне забруднення водою амоніаком може стати причиною масової міграції навіть їх типових представників, таких як жаба озерна, ставкова, зелена, квакша звичайна тощо.

Враховуючи те, що випадки посилення процесів амоніфікації у водних об'єктах дедалі зустрічаються все частіше, важливо знати, як реагують на них земноводні не тільки на стадії ембріона та личинки, що є надзвичайно чутливими до дії амоніаку, але й повністю сформовані особини і значно стійкіші до присутності цієї речовини у водному середовищі.

3. Мета та задачі дослідження

Мета досліджень – виявлення впливу амоніаку вод поверхневих джерел водопостачання на формування їх токсичності, визначеної за показниками рухової активності молоді жаби озерної (*Rana ridibunda* Pallas, 1771).

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

1. Виявити за період досліджень особливості кореляційних зв'язків між токсичністю дослідних вод, визначену на молоді жаби озерної, та вмістом у їх складі амоніаку.

2. Встановити значення показників сили впливу амоніаку на токсичність дослідних вод та з'ясувати їх вірогідність.

3. Побудувати графіки та навести рівняння, що відображають залежність між значеннями індексів токсичності вод та вмістом у них амоніаку, розраху-

вавши межу, за якої досягається 50 %-ва (медіанна) токсичність вод для молоді жаби озерної.

4. Матеріали та методи досліджень

Для досліджень сумісно із співробітниками КП «Житомирводоканал» впродовж 2012–2014 рр. один раз на місяць відбирали водні проби у розрахунок 8 дм^3 на групу за загальноприйнятою методикою [9, 10] з водосховища Денишівського і водозабору Відсічне р. Тетерів, а також водопровідної мережі водоканалу, які переливали у акваріуми (10 дм^3) і формували контрольну та дослідні групи за наступною схемою:

– контрольна група – проби відстояної (24 год) водопровідної води;

– дослідна група Д-1 – проби води з водосховища Денишівського;

– дослідна група Д-2 – проби води з водозабору Відсічне.

Тест-об'єкти: 3-тижнева молодь жаби озерної (*R. ridibunda*), отримана від особин, що знаходились у період досліджень за стандартних лабораторних умов.

Утримання: в акваріумах на 10 дм^3 води з водною рослинністю та плаваючими на поверхні фанерними дисками ($d=10$ см), вкритими свіжими рослинами, концентрація кисню у воді не менша за 4 мг/дм^3 , температура $+20^{\circ}\text{C} \pm 2,5^{\circ}\text{C}$, водневий показник pH – не нижчий за 7,0, а щільність посадки – особина/ дм^3 за природної освітленості.

Годівля: постійно – рослинами (водорості, листя водяних рослин), а на початку кожного тестування – живим тваринним кормом (мотиль, трубочник).

Тест-реакції: нетипова рухова активність (уникнення води, перевага векторних рухів над плавними, іммобілізація та загибель особин) та її відсутність.

Експонування: на гостру токсичність (acute toxicity) впродовж 12-ти год.

Біотестування: спостереження за особинами через кожні 4 год методом «time sampling» (тобто миттєва фіксація відносної кількості особин (%), що надають перевагу певному нетиповому чи типовому акту поведінки).

Вміст амоніаку у воді визначали фотометричним методом з реактивом Несслера, концентрацію розчиненого у воді кисню контролювали за допомогою вимірювача DO 4000 Dissolved Oxygen Meter, значення водневого показника – pH -метром мілівольтметром 121, температуру – ртутним термометром типу ТМ-10 з ціною поділки $0,2^{\circ}\text{C}$ [11, 12].

Експерименти проводили у 3-кратній повторюваності, використовуючи стандартні методики [6, 10]. Отримані у дослідних групах дані щодо відносної кількості особин з типовою і нетиповою поведінкою порівнювали з контролем. Для розрахунку індексів токсичності використовували загальноприйняту формулу [6]:

$$T = \frac{I_k - I_o}{I_k} 100 \%,$$

де T – індекс токсичності, %; I_k – % особин з типовою поведінкою у контролі; I_o – % особин з типовою поведінкою у досліді.

На небезпечність вод для тест-організмів вказували індекси токсичності, значення яких перевищували 50 %.

Кореляційний і регресійний аналіз здійснювали за стандартною комп'ютерною програмою Microsoft Office Excel 2003 з використанням критерію вірогідності Стьюдента.

5. Результати досліджень та їх обговорення

Проведені нами дослідження дозволили зафіксувати вплив амоніаку на формування токсичності вод поверхневих джерел водопостачання м. Житомира, визначену за показниками нетипової рухової активності молоді жаб з використанням методу «time sampling». Виявлення токсичності вод за присутності у них амоніаку у межах ГДК_в (2,0 мг/дм³) проводили на виді жаб, представники якого є добре адаптованими до помірних забруднень водного середовища в

умовах поліських водойм – жабі озерній (*R. ridibunda*). Проте за отриманими даними концентрації амоніаку, починаючи з 0,5 мг/дм³, тобто значно менші за ГДК_в, викликали у особин специфічні реакції на дію цієї речовини. Так, у моменти спостережень (через кожні 4 год впродовж 12-ти год) молодь жаб дослідних груп знаходилась переважно поза межами водного середовища на частинах водяних рослин, які майже не контактували з водою, а також на закритих свіжими рослинами фанерних дисках, що плавали на поверхні.

Для визначення загальної токсичності дослідних вод, обумовленої не тільки амоніаком, але й усіма присутніми у водах сполуками, фіксували відносну кількість особин з проявами типової та нетипової рухової активності, на основі тест-реакцій яких розраховували індекси токсичності.

Основні зв'язки вмісту амоніаку у водах поверхневих джерел водопостачання з індексами токсичності цих вод, визначеними на молоді жаби озерної, відображено у табл. 1.

Таблиця 1

Вплив амоніаку вод поверхневих джерел водопостачання м. Житомира на їх токсичність, визначену на молоді жаби озерної (*R. ridibunda*) (n=30)

Дослідні групи	Період дослідження, роки		
	2012	2013	2014
Коефіцієнти кореляції (r)			
Д-1 (водосховище Денишівське)	0,6413±0,1316*	0,6556±0,1296*	0,6939±0,1235*
Д-2 (водозабір Відсічне)	0,4281±0,1550**	0,5083±0,1477**	0,6803±0,1257*
Коефіцієнти детермінації (R ²)			
Д-1 (водосховище Денишівське)	0,4112	0,4298	0,4815
Д-2 (водозабір Відсічне)	0,1833	0,2583	0,4628
Показники сили впливу (R ² 100, %)			
Д-1 (водосховище Денишівське)	41,12 (F=0,8380)	42,98 (F=2,0101)	48,15 (F=2,4764)
Д-2 (водозабір Відсічне)	18,33 (F=0,1242)	25,83 (F=0,1983)	46,28 (F=2,4700)

Примітка: F – критерій Фішера; вірогідність кореляційного зв'язку за * – $p \leq 0,001$; ** – $p \leq 0,01$

Наведені дані вказують на наявність позитивних вірогідних кореляцій середнього (водозабір у 2012–2013 рр.) та сильного (водосховище у 2012–2014 рр. та водозабір у 2014 р.) ступенів між концентрацією амоніаку у водах джерел водопостачання та токсичністю цих вод.

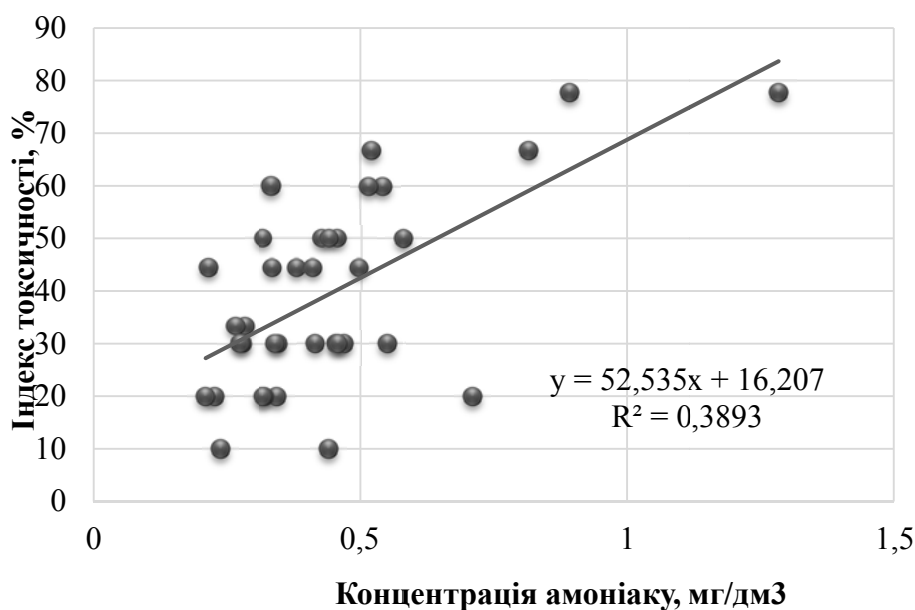
За дослідний період спостерігалось посилення цих зв'язків, про що свідчить зростання з кожним роком значень коефіцієнтів кореляції, яке у різних водоймах мало свої особливості: було досить повільним у водосховищі Денишівському (у 2013-му році – на 2,18 і 2014-му – на 5,52 %) та майже стрибкоподібним – у водозабір Відсічне (у 2013-му році – на 15,78 і 2014-му – на 25,28 %).

Подібно до кореляційних зв'язків підвищувались і значення коефіцієнтів детермінації (R²). Однак визначені на їх основі показники сили впливу (R² 100, %) амоніаку на токсичність дослідних вод, були невірогідними, хоча і зросли впродовж досліджень у більшій мірі, ніж коефіцієнти кореляції

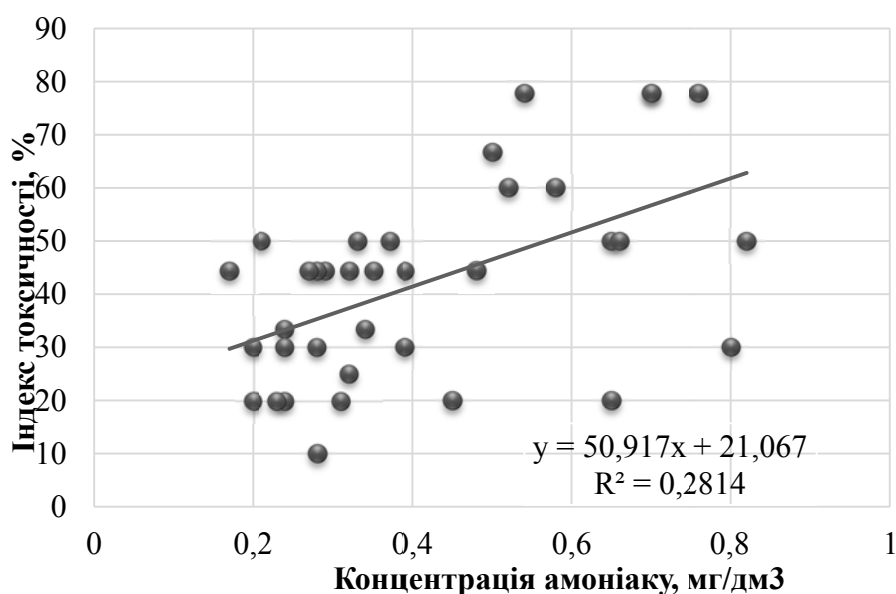
(табл.1). Так, вплив амоніаку на якість вод порівняно з кожним попереднім роком посилювався у водосховищі у 2013-му році – на 4,33 і 2014-му – на 10,74 %, а у водозабір у 2013-му році – на 29,0 і 2014-му – на 44,19 %.

Виявлені нами тенденції зазначили необхідність проведення регресійного аналізу, який охоплює не тільки окремі роки, але й увесь 3-річний період досліджень, що дало можливість остаточно з'ясувати роль амоніаку у формуванні загальної токсичності дослідних вод. Результати аналізу засвідчили існування вірогідного впливу амоніаку на токсичність вод у водосховищі 38,93 % (F=3,0811; $p \leq 0,05$), а також його відсутність – у водозабір 28,14 % (F=1,5663), що цілком відповідає різниці у характері забруднення водойм цією речовиною.

Зв'язки вмісту амоніаку у водах водосховищ р. Тетерів з індексами токсичності цих вод за той самий період були описані рівняннями прямої лінійної регресії (рис. 1).



а



б

Рис. 1. Залежність токсичності вод поверхневих джерел водопостачання м. Житомира, визначеній на молоді жаби озерної, від концентрації у цих водах амоніаку впродовж 2012–2014 років: а – водосховище Денишівське; б – водозабір Відсічне

Наведені залежності дозволяють прогнозувати коливання загальної токсичності вод, визначеної за тест-реакціями нетипової рухової активності молоді жаби озерної, відносно змін у воді концентрації амоніаку.

Відповідно до рівнянь 50 %-ий (медіанний) рівень токсичності водного середовища, який є небезпечним для молоді жаби озерної, стійкого до токсикологічних забруднень виду, досягається за концентрації у воді амоніаку 0,58 для водосховища та 0,64 мг/дм³ для водозабору, що не відповідає нормативному показнику (2 мг/дм³).

Отже, існуючі в Україні нормативи відносно ГДК_в амоніаку у водах поверхневих джерел водопостачання необхідно привести у відповідність з нормативною базою ЄС щодо врахування фізіологічних

потреб земноводних та інших гідробіонтів, включаючи більш чутливі види, ніж жаба озерна.

6. Висновки

1. У дослідженнях впродовж 2012–2014 рр. було виявлено на молоді жаби озерної (*R. ridibunda*) позитивні кореляційні зв'язки індексів токсичності дослідних вод з вмістом амоніаку, які досягли найбільшого ступеня у 2014-му році (0,6939 – у водосховищі Денишівському та 0,6803 – у водозаборі Відсічне) порівняно з 2012-им (0,6413 та 0,4281) і 2013-им (0,6556 та 0,5083) роками відповідно, що вказує на поступове посилення процесів амоніфікації у даних водоймах.

2. Зафіксовано тенденцію до зростання показників сили впливу концентрації амоніаку (з 41,12 до 48,15

% у водах водосховища та з 18,33 до 46,28 % – водозабору) на токсичність цих вод. За 3-річний період досліджень засвідчено існування вірогідного впливу амоніаку на токсичність вод у водосховищі на рівні 38,93 % ($F=3,0811$; $p \leq 0,05$), а також його відсутність – у водозаборі 28,14 % ($F=1,5663$), що обумовлено різницею у характері забруднення водою цією речовиною.

3. Побудовано графіки залежності між значеннями індексів токсичності вод та вмістом у них амоніаку, виражені рівняннями прямої лінійної регресії, які дозволили розрахувати небезпечні межі цієї речовини ($0,58 \text{ мг/дм}^3$ для водосховища та $0,64$ для водозабору) щодо досягнення 50 %-го (медіанного) рівня токсичності вод по відношенню до молоді жаби озерної.

Література

1. Запольський А. К., Шумидай І. В. Охорона питних вод від виснаження і забруднення // Агроекологічний журнал. 2015. № 3. С. 6–5.
2. Environmental Deterioration and Human Health: Natural and anthropogenic determinants / ed. by Malik A., Grohmann E., Akhtar, R. Dordrecht; Heidelberg; London; New York: Springer, 2014. P. 8–16. doi: <http://doi.org/10.1007/978-94-007-7890-0>
3. Грюк І., Суходольська І. Вміст сполук нітрогену у воді малих річок як показник рівня антропогенного навантаження територій // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. № 60. С. 227–238.
4. СанПиН 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Москва: Мин. здравоохран. СССР, 1988. 70 с.
5. Дудник С. В. Водна токсикологія. Ч. 2. Іхтіотоксикологія: метод. посіб. Київ, 2014. 108 с.
6. Аристархова Е. О. Оцінювання токсичності забруднених амоніаком вод на *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) методом «time sampling» // Рибогосподарська наука України. 2017. № 4. С. 33–41.
7. Schneeweiss N., Schneeweiss U. Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen // Salamandra. 1997. Issue 33 (1). P. 1–8.
8. Schneeweiss N., Schneeweiss U. Gefährdung von Amphibien durch mineralische Düngung // Rana. 1999. Issue 3. P. 59–66.
9. Мелихова О. П., Егорова Е. И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: уч. пос. Москва: Изд. центр «Академия», 2007. 288 с.
10. ASTM, Standard Guide for Conducting Acute Toxicity Tests on Aqueous Ambient Samples and Effluents with Fishes, Macroinvertebrates, and Amphibian. ASTM International. 2008. URL: <https://www.astm.org/DATABASE.CART/HISTORICAL/E1192-97R08.htm>
11. Унифицированные методы анализа вод / ред. Лурье Ю. Ю. Москва: Издательство Химия, 1973. 376 с.
12. Білявський Г. О., Бутченко Л. І. Основи екології: теорія та практикум: навч. пос. Київ: Лібра, 2006. 368 с.

Дата надходження рукопису 10.05.2018

Аристархова Елла Олександрівна, кандидат біологічних наук, доцент, кафедра екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирський національний агроекологічний університет, бул. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008
E-mail: ella.aryst@gmail.com

Романчук Людмила Донатівна, доктор сільськогосподарських наук, професор, кафедра екології лісу та безпеки життєдіяльності, Житомирський національний агроекологічний університет, бул. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008
E-mail: ludmilaromanchuck14@gmail.com

Данкевич Євген Михайлович, доктор економічних наук, професор, кафедра екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирський національний агроекологічний університет, бул. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008
E-mail: dankevych2020@gmail.com

Житова Олена Петрівна, доктор біологічних наук, доцент, кафедра екології лісу та безпеки життєдіяльності, Житомирський національний агроекологічний університет, бул. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008
E-mail: elmi1969@meta.ua