

УДК 631.95/631.92

DOI: 10.37128/2707-5826-2021-2-18

**ЕКОЛОГІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ
ОЧИСТКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД
МЕТОДОМ СТРУКТУРИЗАЦІЇ,
ЗАБРУДНЕНИХ ДІЯЛЬНІСТЮ
АГРОПРОМИСЛОВОГО
КОМПЛЕКСУ**

О.П. ТКАЧУК, доктор с.-г. наук, доцент
О.А. ДЕМЧУК, аспірантка
Вінницький національний аграрний
університет

Величина біохімічного споживання кисню за п'ять діб у воді без структуризації становила $5,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, що складає 1,7 ГДК. При структуризації води показник біохімічного споживання кисню зменшився на 20%, до величини $4,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, що складало 1,3 ГДК. Величина рН у воді без структуризації становила 7,27, а у структурованій воді – зменшилась на 0,7 % або на 0,5 рН – до величини 7,22 рН. Концентрація завислих речовин у неструктурованій воді становила $180,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$ при граничнодопустимій концентрації (ГДК) завислих речовин у поверхневих водах $15 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Це свідчить про сильне забруднення водоюми завислими речовинами, що у 12 разів перевищує допустимі межі. При структуризації води концентрація завислих речовин зменшилась на 50,6 %, до величини $89,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$, але і це було у 5,9 рази більше ГДК.

Фактична концентрація хлоридів у воді без структуризації становила $108,92 \text{ мг}/\text{дм}^3$, а при структуризації води концентрація хлоридів зросла на 14,7%, до рівня $127,64 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Порівняно з граничнодопустимою концентрацією хлоридів у водоймі, в обох варіантах фактичний вміст хлоридів був значно меншим ГДК і становив відповідно 0,3 та 0,4 ГДК. Вміст амонійного азоту у водоймі без структуризації становив $6,63 \text{ мг}/\text{дм}^3$, що у 4,4 рази перевищував допустимі межі. Структуризація води сприяла зниженню концентрації амонійного азоту у поверхневих водах на 16 %, до $5,57 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Така концентрація аміачного азоту у воді також перевищувала граничнодопустиме значення у 3,7 рази. Вміст нітратів у воді без структуризації становив $5,18 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Структурування води сприяло зменшенню концентрації нітратів на 24,7 %, до рівня $3,9 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Така концентрація нітратів у водоймі є значно нижчою допустимих меж і складає відповідно 0,52 та 0,39 ГДК.

Фактична концентрація СПАР у водоймі без структуризації становила $0,01 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Після структуризації концентрація СПАР у воді склала менше $0,01 \text{ мг}/\text{дм}^3$, що є менше технічної чутливості вимірювального приладу. Тому екологічна ефективність структуризації води щодо зниження концентрації синтетичних поверхнево-активних речовин становить понад 10 %. Оскільки граничнодопустима концентрація синтетичних поверхнево-активних речовин у водоймах становить $0,2 \text{ мг}/\text{дм}^3$, то фактична їх концентрація була набагато

менша зазначеного показника. Величина перманганатної окиснюваності води без її структуризації становила $10,67 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$. При структуризації води перманганатна окиснюваність зменшилась на 27,6 % і склала $7,73 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$. Без структуризації води величина перманганатної окиснюваності складала 1,1 ГДК, що було понад допустимий рівень, а при використанні структуризатора – 0,8 ГДК, що забезпечує допустимі межі. Прозорість води без структуризації склала 2,5 см. Структуризація води зумовила зростання прозорості водойми на 44,4 %, до 4,5 см. Мінімальна допустима прозорість поверхневих вод має становити 10 см. Це вказує на те, що вода з обох дослідних варіантів дуже забруднена з перевищенням допустимих меж у 4 та 2,2 рази відповідно.

Ключові слова: агропромисловий комплекс, стічні води, забруднення, поверхневі води, структуризація, метод.

Табл. 1, Літ. 12.

Постановка проблеми. Важливою проблемою поліпшення якості питної води, особливо у сільській місцевості, є зниження рівнів забруднення поверхневих і підземних вод внаслідок діяльності сільського господарства. Сільськогосподарські стоки поділяються на стічні води від тваринницьких комплексів і поверхневі стічні води з полів [1]. Стічні води з тваринницької галузі можуть бути як організованими так і неорганізованими і містять велику кількість органічних забруднюючих речовин, концентрація яких доходить до 10 тисяч $\text{мг}/\text{дм}^3$, азоту – до $1,5 \text{ г}/\text{дм}^3$, фосфору – до $10 \text{ г}/\text{дм}^3$ [2]. У поверхневих і підземних водах, що знаходяться поблизу тваринницьких комплексів спостерігається підвищена концентрація амонію, нітратів, солей, інших шкідливих елементів, висока бактеріальна забрудненість, в тому числі і патогенними мікроорганізмами. Стоки з полів є неорганізованими та насичені агрохімічними речовинами, що використовуються в якості добрив і засобів захисту рослин: аміаком, нітратами, кислотами, солями, важкими металами, пестицидами [3].

Концентрування біля сільськогосподарських підприємств галузей переробної та харчової промисловості у формі «малих», «приватних» підприємств ще більше посилює проблему якості питної води, адже такі виробництва, як правило взагалі не мають будь-якої, навіть найпростішої системи очистки своїх стічних вод, які безперешкодно потрапляють до найближчих струмків та річок або просочуються у товщу ґрунту, звідки надходять до підземних питних вод [4].

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Складність очистки сільськогосподарських стічних вод полягає у тому, що вони мають здебільшого неорганізований характер, тобто не потрапляють до водойми з єдиної стічної труби, а поступають зі всієї поверхні ґрунту. Стічні води підприємств переробної промисловості є організованими, тому їх стоки піддаються очищенню значно краще. Проте, стічні води різних галузей харчової

промисловості різняться за складом, умовами утворення, об'ємом та фізико-хімічними властивостями, що також може ускладнити їх очистку [5].

Очищення стоків агропромислового комплексу залежно від типу, складу, особливостей походження стічних вод здійснюють механічними, фізико-хімічними, біологічними і термічними методами. Вибір процесу очищення також залежить від здатності самоочищення потоків, допустимих рівнів забруднюючих речовин у водних об'єктах та економічних інтересів певної галузі виробництва [6].

Оскільки стічні води агропромислового комплексу представлені переважно органічними речовинами, то найчастіше для їх знезараження використовують біологічні методи очистки, що ґрунтуються на мінералізації органічних речовин до простих мінеральних сполук, а їм можуть передувати механічні методи, як способи первинної очистки стоків [7].

Останнім часом все ширшого застосування при очистці стічних вод набувають нові методи: обробка стічних вод у магнітних і електричних полях; диспергування домішок зі стічних вод; мембранні технології (ультрафільтрація, зворотний осмос, мікрофільтрація, випаровування через мембрани, діаліз, електродіаліз) та інші [8].

Одним із різновидів способу обробки стічних вод у магнітних і електричних полях є метод структуризації води, що передбачає побудову правильної структури молекул води при її взаємодії із приладами – структуризаторами [9]. Істотною перевагою очистки стічних вод сільськогосподарського походження методом структуризації може бути застосування його при неорганізованому скиді, адже прилад можна помістити у водойму [10]. Проте, екологічна ефективність застосування такого методу очистки стічних вод не досліджувалась. Тому актуальним завданням буде вивчення ймовірності застосування методу структуризації для очистки неорганізованих стічних вод агропромислового комплексу.

Мета статті – оцінити екологічну ефективність використання для очистки стічних вод агропромислового комплексу методу структуризації води за показниками гідрохімічного і гідрофізичного стану поверхневих вод.

Матеріали і методи досліджень. Дослідження проводили на річці Воронка південніше селища міського типу Вороновиця Вінницького району Вінницької області. Річка Воронка бере початок біля села Комарів Вороновицької ОТГ, протікає через смт. Вороновицю, села Чаульське, Шендерів, Потуш. Впадає у Південний Буг. Це невелика річка довжиною 25 км. Площа водозбірного басейну становить 332 км². Похил річки складає 0,9 м/км. Долина коритоподібна, заплава шириною до 150 м, місцями заболочена. Річище помірно звивисте, шириною 2 – 5 м [11].

У Вороновиці працюють сільськогосподарські підприємства, що можуть забруднювати воду річки: ПОСГП «Лан» (рослинництво), СФГ «Агро-ПММ» (рослинництво і тваринництво), ПП «УкрВінПостач» (рослинництво), СФГ

«Одарочка» (рослинництво), СФГ «Юлія-Ш» (рослинництво), ПП «Біо-Тех» (рослинництво і тваринництво), ТОВ «П/Ф Поділля» (рослинництво і тваринництво). Також у Вороновиці працюють підприємства переробної галузі, що здійснюють скид стічних вод: Вороновицьке хлібоприймальне підприємство, ПП «Михалич і Ко» (переробка молока і виготовлення макаронної продукції), птахофабрика «Поділля», Степанівський цукровий завод (не діючий), Вороновицький плодоконсервний завод (не діючий).

Структуризацію води проводили структуризатором «Ojas». Воду об'ємом 1 дм³ для дослідження відбирали до та після проведення структуризації. Відбір проб води з річки здійснювали згідно ДСТУ ISO 5667-2:2003. Якість води. Відбір проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб [12].

Лабораторні дослідження якості води проводили у хіміко-бактеріологічній лабораторії КП «Вінницяоблводоканал». Визначали наступні показники: біохімічне споживання кисню (БСК₅) – за ДСТУ ISO 5815-1;2009. Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після n діб; водневий показник рН – колориметричним методом згідно ДСТУ 4077-2001. Якість води. Визначення рН (ISO 10523:1994, MOD); завислі речовини – за КНД 211.1.4.039-95. Методика гравіметричного визначення завислих (суспендованих) речовин в природних і стічних водах; вміст хлоридів – за ДСТУ ISO 4079-2001. Якість води. Визначення загального вмісту хлоридів. Титрування нітратом срібла із застосуванням хромату як індикатора (метод Мора) (ISO 9297:1989, MOD); визначення азоту амонійного – за ДСТУ ISO 5664:2007. Якість води. Визначення амонію. Метод дистиляції та титрування (ISO 5643:1984, IDT); визначення нітратів – за ДСТУ ISO 4078-2001. Якість води. Визначення нітрату спектрометричним методом із застосуванням сульфосаліцилової кислоти (ISO 7890-3:1998, MOD); визначення СПАР – за ДСТУ ISO 7875-1:2012. Якість води. Визначення поверхнево-активних речовин. Метод визначення вмісту аніонних поверхнево-активних речовин вимірюванням індексу метиленового блакитного (МБАР) (ISO 7875-1:1996, IDT + ISO 7875-1:1996/Cor.1:2003, IDT); визначення перманганатної окиснюваності – за окисненням речовин-відновників у пробі води калій перманганатом у сульфатнокислому середовищі (метод Кубеля); визначення прозорості води – за допомогою диску Секкі [12].

Виклад основного матеріалу. Діяльність агропромислового комплексу, зокрема рослинництва, тваринництва і промислової переробки сільськогосподарської продукції, зумовлює утворення стічних вод, стоки яких у поверхневі водойми призводять погіршення наступних їх гідрохімічних і гідрофізичних характеристик: біохімічного споживання кисню (БСК), водневого показника рН, перманганатної окиснюваності, прозорості, зростання концентрації завислих речовин, амонійного і нітратного азоту, хлоридів, синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) та інших.

При цьому необхідно враховувати, що стоки рослинницької галузі, у своїй переважній більшості є неорганізованими, за винятком існуючих

осушувальних дренажних систем, які мають організований стік і відводяться у водойми. Тваринницькі стоки можуть бути як організованими, так і неорганізованими, а стічні води промислової переробної галузі є організованими, оскільки надходять до водойм через стічні труби.

Біохімічне споживання кисню – це кількість розчиненого кисню, що використовується водними організмами для кисневого розкладання органічних речовин, що надходять у воду для свого росту, розмноження і створення біомаси. Величина біохімічного споживання кисню залежить від наявності і в водоймі великої кількості органічних забруднювачів. Основними джерелами забруднення поверхневих вод органічними речовинами є поверхневий стік часточок ґрунту із сільськогосподарських угідь внаслідок ерозійного змиву, стоки органічних відходів тваринницьких комплексів, промислові стічні води переробної галузі. Серед джерел забруднення поверхневих вод органічними речовинами, що не належать до АПК, є комунальне господарство населених пунктів. Зростання показника БСК призводить до дефіциту розчиненого кисню у воді, що позначається на умовах життя водних організмів.

Величина біохімічного споживання кисню за п'ять діб у водоймі без її структуризації становила $5,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, що складає 1,7 ГДК. При структуризації води показник біохімічного споживання кисню зменшився на 20 % до величини $4,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, що складало 1,3 ГДК (табл. 1).

Водневий показник рН – це величина, що характеризує властивість води, зумовлену наявністю у ній вільних іонів водню. В залежності від рівня рН воду класифікують на сильно кислу, кислу, слабо кислу, нейтральну, слабо лужну, лужну і сильно лужну. Оптимальною для водного середовища є нейтральна величина рН, що має діапазон 6,5 – 8,5 рН. Закислення водойми галузями агропромислового комплексу зумовлене поверхневим ерозійним змивом ґрунту, що містить кислі азотні мінеральні речовини (переважно аміачні форми), стоки кислот у тваринництві та переробній галузі промисловості. Підлучення води відбувається при надходженні стоків солей переробної промисловості, тваринництва та змиву з полів амідних форм мінеральних добрив. Проте, серед усіх галузей народного господарства найбільшу зміну величини рН викликають стоки хімічної промислові.

Величина рН у воді без структуризації становила 7,27, а у структуризованій воді – зменшилась на 0,7% або на 0,5 рН – до величини 7,22 рН. У обох випадках величина реакції води знаходилась у допустимому діапазоні.

Завислі речовини у воді – це частинки органічного (бактерії, планктон та його органічній рештки, частинки торфу, рослин) та неорганічного (піщані й мулисті частинки ґрунту) походження, що постійно знаходяться у воді у завислому (підвішеному) стані. Основними джерелами надходження завислих речовин від галузей АПК є ерозійні змиви ґрунтів та стічні води переробної промисловості. Розмір завислих речовин у водах становить від частинок

Забруднення поверхневих вод стоками АПК при їх структуризації

Показник забруднення поверхневих вод	Од. виміру	ГДК	Концентрація забруднюючої речовини у воді без її структуризації	Частка ГДК	Концентрація забруднюючої речовини у воді при її структуризації	Частка ГДК	Екологічна ефективність застосування методу структуризації води, %
Біохімічне споживання кисню, БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	3,0	5,00±0,4	1,7	4,00±0,3	1,3	20,0
Водневий показник рН	од. рН	6,5-8,5	7,27±1,1	в межах норми	7,22±1,1	в межах норми	0,7
Завислі речовини	мг/дм ³	15	180,00±12,6	12	89,00±6,8	5,9	50,6
Хлориди	мг/дм ³	Не більше 350	108,92±8,9	0,3	127,64±9,3	0,4	+ 14,7
Азот амонійний	мг/дм ³	Не більше 1,5	6,63±0,9	4,4	5,57±0,8	3,7	16,0
Нітрати	мг/дм ³	Не більше 10	5,18±0,8	0,52	3,90±0,5	0,39	24,7
СПАР	мг/дм ³	Не більше 0,2	0,01±0,001	0,05	менше 0,01±0,001	менше 0,05	більше 10,0
Перманганатна окиснюваність	мгО ₂ /дм ³	10,00	10,67±1,3	1,1	7,73±0,9	0,8	27,6
Прозорість	см	Не менше 10	2,50±0,4	4	4,50±0,7	2,2	44,4

Джерело: власні дослідження

мікрона до кількох міліметрів. Найбільша концентрація завислих речовин у поверхневих водах зростає весною, внаслідок прямого змиву з суші та влітку, внаслідок утворення органічних речовин у самій водоймі. Найменша кількість завислих речовин спостерігається зимою. З підвищенням концентрації завислих речовин у воді збільшується її каламутність.

Концентрація завислих речовин у неструктурованій воді становила $180,0 \text{ мг/дм}^3$ при граничнодопустимій концентрації (ГДК) завислих речовин у поверхневих водах 15 мг/дм^3 . Це свідчить про сильне забруднення водойми завислими речовинами, що у 12 разів перевищує допустимі межі. При структуризації води концентрація завислих речовин зменшилась на 50,6 %, до величини $89,0 \text{ мг/дм}^3$, але і це було у 5,9 рази більше ГДК.

Хлориди у воді можуть перебувати у вільному та зв'язаному станах. Від діяльності галузей агропромислового комплексу хлор у воду може надходити з переробної промисловості при дезінфекції питних, стічних вод та холодильників. Проте, основний фоновий вміст хлору у поверхневих водах забезпечується донними магматичними породами, до складу яких входять хлоровмісні мінерали (содаліт, хлорапатит тощо) та соленосні відклади (галіт). Підвищення вмісту хлоридів у воді призводить до того, що вона стає непридатною для поливу рослин.

Фактична концентрація хлоридів у воді без структуризації становила $108,92 \text{ мг/дм}^3$, а при структуризації води концентрація хлоридів у воді зросла на 14,7 %, до рівня $127,64 \text{ мг/дм}^3$. Порівняно з граничнодопустимою концентрацією хлоридів у водоймі, в обох варіантах фактичний вміст хлоридів був значно меншим ГДК і становив відповідно 0,3 та 0,4 ГДК.

Азот амонійний – це аміачна та амонійна форма азоту у воді, а також розчинені їх солі, а азот нітратний – це нітратна форма азоту у воді. Найбільша кількість амонійного та нітратного азоту у поверхневій воді надходить при поверхневому змиві ґрунту із сільськогосподарських угідь внаслідок ерозії та фільтрації органічних відходів тваринництва (сечі та гною), адже азотисті речовини є основними компонентами, що визначають родючість ґрунту та входять, у переважній більшості, у тваринницькі відходи. Особливо зростає концентрація амонійного та нітратного азоту у поверхневих водах при внесенні азотних мінеральних добрив і свіжих органічних добрив. Також певну частку амонійних та нітратних азотних сполук вносять у водойми стічні води переробної промисловості. Іншим антропогенним джерелом амонійного і нітратного забруднення водойм є комунально-побутові стоки. Підвищення концентрації амонійного азоту у поверхневих водах вказує на свіже азотне забруднення, а зростання концентрації нітратного азоту – на забруднення в минулому.

Вміст амонійного азоту у водоймі без структуризації становив $6,63 \text{ мг/дм}^3$, що у 4,4 рази перевищував допустимі межі. Структуризація води сприяла зниженню концентрації амонійного азоту у поверхневих водах на 16 %,

до $5,57 \text{ мг/дм}^3$. Така концентрація аміачного азоту у воді також перевищувала граничнодопустиме значення у 3,7 рази.

Вміст нітратів у воді без структуризації становив $5,18 \text{ мг/дм}^3$. Структурування води сприяло зменшенню концентрації нітратів на 24,7 %, до рівня $3,9 \text{ мг/дм}^3$. Така концентрація нітратів у водоймі є значно нижчою допустимих меж і складає відповідно 0,52 та 0,39 ГДК. Таким чином, наявне азотне забруднення водойми зумовлене, у значній мірі, надходженням азотних речовин перед відбором проб води для лабораторного аналізу.

СПАР – хімічні речовини, що зменшують поверхневий натяг води. Переважно представлені синтетичними миючими засобами, що широко використовуються у тваринництві та харчовій промисловості, звідки із їх стічними водами можуть потрапляти у водойми. Також значна їх кількість утворюється у стоках житлово-комунального господарства і хімічної промисловості.

Фактична концентрація СПАР у водоймі без структуризації становила $0,01 \text{ мг/дм}^3$. Після структуризації концентрація СПАР у воді становила менше $0,01 \text{ мг/дм}^3$, що складає менше технічної чутливості вимірювального приладу. Тому екологічна ефективність структуризації води щодо зниження концентрації синтетичних поверхнево-активних речовин становить понад 10 %. Оскільки граничнодопустима концентрація синтетичних поверхнево-активних речовин у водоймах становить $0,2 \text{ мг/дм}^3$, то фактична їх концентрація була набагато менша зазначеного показника.

Перманганатна окиснюваність води – це кількість кисню, що використовується для хімічного окислення органічних та неорганічних речовин (сірководень, амонійні солі, нітрати та інші), що містяться у воді. Збільшення величини перманганатної окиснюваності у воді річок є прямим показником зростання її забруднення, хоча вона не дозволяє встановити хімічний склад забруднюючих речовин. Сприяє такому забрудненню водойм надходження до них органічних та неорганічних речовин з полів та тваринницьких ферм внаслідок ерозії та фільтрації через ґрунтову товщу – гноївки, азоту амонійної та нітратної форми. Від величини перманганатної окиснюваності води прямо залежить такий показник, як хімічне споживання кисню.

Величина перманганатної окиснюваності води без її структуризації становила $10,67 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. При структуризації води перманганатна окиснюваність зменшилась на 27,6 % і склала $7,73 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Необхідно зауважити, що без структуризації води величина перманганатної окиснюваності складала 1,1 ГДК, що було понад допустимий рівень, а при використанні структуризатора – 0,8 ГДК, що забезпечує допустимі межі.

Прозорість води визначається її кольором або мутністю, тобто вмістом у ній різних органічних і мінеральних речовин, що забруднюють водойму. Воду, залежно від її прозорості, умовно поділяють на прозору, мутну і дуже мутну.

Зниження прозорості води зумовлено будь-яким забрудненням як від сільського господарства, так і від переробної промисловості.

Прозорість води без її структуризації склала 2,5 см. Структуризація води зумовила зростання прозорості водойми на 44,4 %, до 4,5 см. Мінімальна допустима прозорість поверхневих вод має становити 10 см. Це вказує на те, що вода з обох дослідних варіантів дуже забруднена з перевищенням допустимих меж у 4 та 2,2 рази відповідно.

Висновки і перспективи подальших досліджень. Отже, застосування новітнього методу очистки стічних вод галузей агропромислового комплексу методом структуризації річкової води дозволяє зменшити забруднення поверхневих вод завислими речовинами на 50,6 %, комплексного органіко-мінерального забруднення (за показником перманганатної окиснюваності води) – на 27,6 %, нітратами – на 24,7 %, органічними речовинами (за показником біохімічного споживання кисню БСК₅) – на 20,0 %, азотом амонійним – на 16,0 %, СПАР – на понад 10,0 %. Це сприяє збільшенню прозорості водойми на 44,4 %, зниженню рН води на 0,05 одиниць. В той же час виявлено зростання концентрації хлоридів у воді при її структуризації на 14,7 %.

Список використаних джерел

1. Добрянська Т.І. Механізми забезпечення сталого розвитку водогосподарського комплексу України: дис. канд. екон. наук: 08.00.03. ДУ «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України» Київ, 2016. 186 с.
2. Нестер А.А., Корчик Н.М., Баран Б.А. Стічні води підприємств та їх очищення: монографія. Хмельницький, 2008. 171 с.
3. Надточій П.П., Мислива Т.М. Охорона та раціональне використання природних ресурсів і рекультивация земель: навч. посібник. Житомир: ДАЕУ, 2007. 420 с.
4. Запольський А.К. Екологізація харчових виробництв: підручник. К.: Вища школа, 2005. 423 с.
5. Perle M., Kimchie S., Shelef G. Dynamic modeling of the pH influence of the anaerobic degradation of dairy waste-waste. *Water Research*. 1995. V. 29. № 6. P. 1549–1554.
6. Кривошеин Д.А., Кукин П.П., Лапин В.Л. Инженерная защита поверхностных вод от промышленных стоков: Учеб. пособие. М.: Высшая школа, 2003. 344 с.
7. Каранов Ю., Кошель М., Добриловський Б., Башмакова С. Очищення стічних вод дріжджових заводів. *Харчова і переробна промисловість*. 2000. № 7. С. 22–23.
8. Красінко В.О., Тетеріна С.М., Скокун Т.М. Шляхи інтенсифікації очищення стічних вод харчових виробництв від азотовмісних сполук та сапонінів. *Економіка. Екологія. Управління*. 2012. № 1. С. 157–162.

9. Курик М.В., Нікітенко А.М. Біоенергоінформаційні властивості води. *Вісник Білоцерківського державного аграрного університету*. 2000. Вип. 2. С. 156–159.

10. Серебряков Р.А., Степанов А.П. Получение структурированной воды и её использование в технологиях сельского хозяйства. *Альтернативная энергетика и экология*. 2013. № 7. С. 111–116.

11. Гавриков Ю.С. Реєстр річок Вінницької області: довідковий посібник. Вінниця: БУВР річки Південний Буг, 2018. 28 с.

12. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. ДСТУ 7525:2014. Національний стандарт України. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 30 с.

Список використаної літератури у транслітерації / References

1. Dobryans'ka T.I. (2016). *Mekhanizmy zabezpechennya staloho rozvytku vodohospodars'koho kompleksu Ukrayiny [Mechanisms for ensuring sustainable development of the water management complex of Ukraine]*. dys. kand. ekon. nauk: 08.00.03. DU «Instytut ekonomiky pryrodokorystuvannya ta staloho rozvytku Natsional'noyi akademiyi nauk Ukrayiny» – dis. cand. econ. science: 08.00.03. SI «Institute of Economics of Nature Management and Sustainable Development of the National Academy of Sciences of Ukraine». Kyiv. [in Ukrainian].

2. Nester A.A., Korchyk N.M., Baran B.A. (2008). *Stichni vody pidpryyemstv ta yikh ochyshchennya [Wastewater from enterprises and their treatment]*. monohrafiya – a monograph. Khmelnytsky. [in Ukrainian].

3. Nadtochiy P.P., Myslyva T.M. (2007). *Okhorona ta ratsional'ne vykorystannya pryrodnykh resursiv i rekul'tyvatsiya zemel' [Protection and rational use of natural resources and land reclamation]*. navch. posibnyk – textbook. manual. Zhytomyr: DAEU. [in Ukrainian].

4. Zapol's'kyu A.K. (2005). *Ekolohizatsiya kharchovykh vyrobnytstv [Greening of food production]*. pidruchnyk – a textbook. K.: Higher school. [in Ukrainian].

5. Perle M., Kimchie S., Shelef G. (1995). Dynamic modeling of the pH influence of the anaerobic degradation of dairy waste-waste. *Water Research*. V. 29. № 6. P. 1549–1554. [in England].

6. Krivoshein D.A., Kukin P.P., Lapin V.L. (2003). *Inzhenernaya zashchita poverkhnostnykh vod ot promyshlennykh stokov [Engineering protection of surface waters from industrial effluents]*. ucheb. posobiye – textbook. allowance. M.: Higher school. [in Russian].

7. Karanov YU., Koshel' M., Dobrylovs'kyu B., Bashmakova S. (2000). *Ochyshchennya stichnykh vod drizhdzhovykh zavodiv [Wastewater treatment of yeast plants]*. *Kharchova i pererobna promyslovist' – Food and processing industry*. № 7. 22–23. [in Ukrainian].

8. Krasin'ko V.O., Teterina S.M., Skokun T.M. (2012). *Shlyakhy intensyfikatsiyi ochyshchennya stichnykh vod kharchovykh vyrobnytstv vid azotovmisnykh spoluk ta saponiniv [Ways to intensify wastewater treatment of food*

production from nitrogen-containing compounds and saponins]. *Ekonomika. Ekolohiya. Upravlinnya – Economy. Ecology. Management.* № 1. 157–162. [in Ukrainian].

9. Kuryk M.V., Nikitenko A.M. (2000). Bioenerhoinformatsiyni vlastyvoli vody [Bioenergy information properties of water]. *Visnyk Bilotserkivs'koho derzhavnoho ahrarnoho universytetu – Bulletin of Bila Tserkva State Agrarian University.* Vol. 2. 156–159. [in Ukrainian].

10. Serebryakov R.A., Stepanov A.P. (2013). Polucheniye strukturirovannoy vody i yeyo ispol'zovaniye v tekhnologiyakh sel'skogo khozyaystva [Receiving structured water and its use in agricultural technologies]. *Al'ternativnaya energetika i ekologiya – Alternative energy and ecology.* № 7. P. 111–116. [in Russian].

11. Havrykov YU.S. (2018). Reyestr richok Vinnyts'koyi oblasti [Register of rivers of Vinnytsia region]. dovidkovyy posibnyk – reference guide. Vinnytsia: BUVR of the Southern Bug River. [in Ukrainian].

12. Voda pytna (2014). Vymohy ta metody kontrolyuvannya yakosti [Drinking water. Requirements and methods of quality control]. DSTU 7525:2014. *Natsional'nyy standart Ukrayiny – National standard of Ukraine.* Kyiv: Ministry of Economic Development of Ukraine. [in Ukrainian].

АННОТАЦИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ ОЧИСТКИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД МЕТОДОМ СТРУКТУРИЗАЦИИ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬЮ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА

Биохимическое потребление кислорода за пять суток в воде без структуризации составляет $5,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, что составляет 1,7 ПДК. При структуризации воды показатель биохимического потребления кислорода уменьшился на 20%, до величины $4,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, что составляло 1,3 ПДК. рН воды без структуризации составляла 7,27, а в структурированной воде уменьшилась на 0,7% или на 0,5 рН – до 7,22 рН. Концентрация взвешенных веществ в неструктурированной воде составляла $180,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$ при предельно допустимой концентрации (ПДК) взвешенных веществ в поверхностных водах $15 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Это свидетельствует о сильном загрязнении водоема взвешенными веществами, в 12 раз превышающее допустимые пределы. При структуризации воды концентрация взвешенных веществ уменьшилась на 50,6%, до $89,0 \text{ мг}/\text{дм}^3$, но и это было в 5,9 раза больше ПДК.

Фактическая концентрация хлоридов в воде без структуризации составляла $108,92 \text{ мг}/\text{дм}^3$, а при структуризации воды концентрация хлоридов возросла на 14,7%, до уровня $127,64 \text{ мг}/\text{дм}^3$. По сравнению с предельно допустимой концентрацией хлоридов в водоеме, в обоих вариантах фактическое содержание хлоридов было значительно меньше ПДК и составило соответственно 0,3 и 0,4 ПДК. Содержание аммонийного азота в водоеме без структуризации составляло $6,63 \text{ мг}/\text{дм}^3$, что в 4,4 раза превышало допустимые пределы. Структуризация воды способствовала снижению концентрации аммонийного азота в поверхностных водах на 16%, до $5,57 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Такая концентрация аммиачного азота в воде также превышала предельно допустимое значение в 3,7 раза. Содержание нитратов в воде без структуризации составлял $5,18 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Структурирование воды способствовало уменьшению концентрации нитратов на 24,7%, до уровня $3,9 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Такая концентрация

нитратов в водоеме значительно ниже допустимых пределов и составляет соответственно 0,52 и 0,39 ПДК.

Фактическая концентрация СПАВ в водоеме без структуризации составляла 0,01 мг/дм³. После структуризации концентрация СПАВ в воде составила менее 0,01 мг/дм³, что является меньше технической чувствительности измерительного прибора. Поэтому экологическая эффективность структурирования воды по снижению концентрации синтетических поверхностно-активных веществ составляет более 10%. Поскольку предельно допустимая концентрация синтетических поверхностно-активных веществ в водоемах составляет 0,2 мг/дм³, то фактическая их концентрация была намного меньше указанного показателя. Перманганатная окисляемость воды без ее структуризации составила 10,67 мгО₂/дм³. При структуризации воды перманганатная окисляемость уменьшилась на 27,6% и составила 7,73 мгО₂/дм³. Без структурирования воды перманганатная окисляемость составляла 1,1 ПДК, что было более допустимого уровня, а при использовании структуризатора – 0,8 ПДК, что обеспечивает допустимые пределы. Прозрачность воды без структуризации составила 2,5 см. Структурирование воды обусловило рост прозрачности водоема на 44,4%, до 4,5 см. Минимальная допустимая прозрачность поверхностных вод должна составлять 10 см. Это указывает на то, что вода из обоих опытных вариантов очень загрязнена с превышением допустимых пределов в 4 и 2,2 раза соответственно.

Ключевые слова: агропромышленный комплекс, сточные воды, загрязнение, поверхностные воды, структурирование, метод.

Табл. 1. Лит. 12.

ANNOTATION

ECOLOGICAL EFFICIENCY OF SURFACE WATER PURIFICATION BY THE METHOD OF STRUCTURING CONTAMINATED BY THE ACTIVITIES OF THE AGROINDUSTRIAL COMPLEX

Biochemical oxygen consumption for five days in water without structuring is 5.0 mgO₂/dm³, which is 1.7 MPC. With the structuring of water, the indicator of biochemical oxygen consumption decreased by 20%, to 4.0 mgO₂/dm³, which was 1.3 MPC. The pH of water without structuring was 7.27, and in structured water it decreased by 0.7% or by 0.5 pH to 7.22 pH. The concentration of suspended solids in unstructured water was 180.0 mg/dm³, while the maximum permissible concentration (MPC) of suspended solids in surface waters was 15 mg/dm³. This indicates a strong pollution of the reservoir with suspended substances, 12 times higher than the permissible limits. With the structuring of water, the concentration of suspended solids decreased by 50.6%, to 89.0 mg/dm³, but this was 5.9 times higher than the MPC. The actual concentration of chlorides in water without structuring was 108.92 mg/dm³, and with structuring of water, the concentration of chlorides increased by 14.7%, to a level of 127.64 mg/dm³. In comparison with the maximum permissible concentration of chlorides in the reservoir, in both cases the actual chloride content was significantly less than the MPC and amounted to 0.3 and 0.4 MPC, respectively. The content of ammonium nitrogen in the reservoir without structuring was 6.63 mg/dm³, which was 4.4 times higher than the permissible limits. The structuring of water contributed to a decrease in the concentration of ammonium nitrogen in surface waters by 16%, to 5.57 mg/dm³. This concentration of ammoniacal nitrogen in water also exceeded the maximum permissible value by 3.7 times. The nitrate content in water without structuring was 5.18 mg/dm³. The structuring of water contributed to a decrease in the concentration of nitrates by 24.7%, to a level of 3.9 mg/dm³. This concentration of nitrates in the reservoir is significantly lower than the permissible limits and amounts to 0.52 and 0.39 MPC, respectively.

The actual concentration of surfactants in the reservoir without structuring was 0.01 mg/dm³. After structuring, the concentration of surfactants in water was less than 0.01 mg/dm³, which is less than the technical sensitivity of the measuring device. Therefore, the ecological efficiency of structuring water to reduce the concentration of synthetic surfactants is more than 10%. Since the maximum permissible concentration of synthetic surfactants in water bodies is 0.2 mg/dm³, their actual concentration was much less than this indicator. Permanganate oxidizability of water without its structuring was 10.67 mgO₂/dm³. With the structuring of water, permanganate oxidation decreased by 27.6% and amounted to 7.73 mgO₂/dm³. Without structuring water, the permanganate oxidizability was 1.1 MPC, which was more than the permissible level, and when using a structurant, it was 0.8 MPC, which ensures acceptable limits. The transparency of the water without structuring was 2.5 cm. The structuring of the water led to an increase in the transparency of the reservoir by 44.4%, up to 4.5 cm. The minimum permissible transparency of surface waters should be 10 cm. This indicates that the water from both experimental variants is very contaminated with an excess of the permissible limits by 4 and 2.2 times, respectively.

Key words: agro-industrial complex, waste water, pollution, surface water, structuring, method.

Tabl. 1. Lit. 12.

Відомості про автора

Ткачук Олександр Петрович, доктор сільськогосподарських наук, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища Вінницького національного аграрного університету. (вул. Сонячна, 3, місто Вінниця, 21008. e-mail: tkachukop@ukr.net).

Демчук Ольга Андріївна, аспірантка Вінницького національного аграрного університету. (вул. Сонячна, 3, місто Вінниця, 21008. e-mail: kush.o.a@ukr.net).

Ткачук Александр Петрович, доктор сельскохозяйственных наук, доцент кафедры экологии и охраны окружающей среды Винницкого национального аграрного университета. (ул. Солнечная, 3, город Винница, 21008. e-mail: tkachukop@ukr.net).

Демчук Ольга Андреевна, аспирантка Винницкого национального аграрного университета. (ул. Солнечная, 3, город Винница, 21008. e-mail: kush.o.a@ukr.net).

Tkachuk Alexander Petrovich, Doctor of Agricultural Sciences, Associate Professor of the Department of Ecology and Environmental Protection of Vinnitsa National Agrarian University. (Soniachna st. 3, Vinnitsa city, 21008. e-mail: tkachukop@ukr.net).

Demchuk Olga Andreevna, graduate student of Vinnytsia National Agrarian University. (Soniachna st. 3, Vinnytsia, 21008. e-mail: kush.o.a@ukr.net).