

# ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

---

УДК 582.26:628.3

**І.М. НЕЗБРИЦЬКА**, к. б. н., наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,  
e-mail: inna\_imn@ukr.net

**С.Й. ШАМАНСЬКИЙ**, д. т. н., доцент, пров. наук. співроб.,  
Національний авіаційний університет,  
просп. Любомира Гузара, 1, Київ, 03680, Україна

**С.В. БОЙЧЕНКО**, д. т. н., проф., декан,  
Національний авіаційний університет,  
просп. Любомира Гузара, 1, Київ, 03680, Україна

**Г.В. ХАРЧЕНКО**, к. б. н., наук. співроб.,  
Інститут гідробіології НАН України,  
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

## ДЕЯКІ АСПЕКТИ ЗАСТОСУВАННЯ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ (ОГЛЯД)

---

*В огляді узагальнено літературні відомості щодо здатності різних видів мікробіодоростей вилучати сполуки азоту та фосфору зі стічних вод. Проаналізовано особливості впливу біотичних та абіотичних чинників на перебіг процесів асиміляції біогенних речовин клітинами мікробіодоростей. Обговорюються шляхи використання водоростевої біомаси, вилученої з очищених стічних вод.*

**Ключові слова:** мікробіодорості, очищення стічних вод, сполуки азоту та фосфору.

Очищення стічних вод є однією з найважливіших складових системи захисту навколишнього середовища від забруднення. Новий підхід до очищення стічних вод полягає у зміні пріоритетів [68]. Якщо раніше основним завданням вважалося вилучення й окиснення органічних речовин, то зараз основним видом забруднень, що підлягають видаленню, є біогенні елементи — азот та фосфор, адже вони є «каталізаторами» процесу антропогенного евтрофування поверхневих водойм [7, 75].

Відповідно до Директиви Ради ЄС [3], стічні води, які скидаються після очисних споруд у водойми, де є загроза евтрофікації, мають відповідати таким вимогам:

---

Ц и т у в а н н я: Незбрицька І.М., Шаманський С.Й., Бойченко С.В., Харченко Г.В. Деякі аспекти застосування мікробіодоростей для очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору (огляд). *Гідробіол. журн.* Т. 56, № 6. С. 65—83.

- при обслуговуванні станцією від 10 000 до 100 000 умовних осіб — містити загальний фосфор у кількості до 2 мг/дм<sup>3</sup> та загальний азот у кількості до 15 мг/дм<sup>3</sup>;
- при обслуговуванні станцією більше, ніж 100 000 умовних осіб — містити загальний фосфор у кількості до 1 мг/дм<sup>3</sup> та загальний азот у кількості до 10 мг/дм<sup>3</sup>.

У зв'язку з високими темпами розвитку міст і промислових підприємств відбувається збільшення обсягів стічних вод. Така ситуація призводить до того, що існуючі системи очищення стають недостатньо ефективними, а якість очищених стоків часто не відповідає необхідним нормам [67]. Найефективнішим способом розв'язання даної проблеми є застосування біологічних методів очищення стічних вод, перспективним серед яких є використання мікроводоростей [1, 8, 11, 28].

### **Види мікроводоростей, які використовуються в очищенні різнотипних стічних вод**

Концепція використання мікроводоростей для очищення стічних вод від біогенних речовин була запропонована американськими вченими В. Дж. Освальдом та Г.Б. Готасом ще у 50-х роках [61]. Цей метод набув особливого значення протягом останніх десятиліть, і на сьогодні досить поширеною є думка, що він настільки ж ефективний, як і традиційні методи очищення стічних вод [17]. Як відомо, мікроводорості поглинають азот і фосфор для свого метаболізму, внаслідок чого вони знижують концентрацію біогенних речовин у воді [52]. Окрім того, збагачуючи водне середовище киснем, ці фотосинтетичні організми сприяють прискоренню окиснювальних процесів і мінералізації органічних домішок, присутніх у стічних водах [6, 8]. За їхньої участі досягаються належні бактеріологічні показники якості стічних вод [8]. Це обумовлено тим, що в процесі життєдіяльності мікроводорості виділяють екзометаболіти, які характеризуються антибактеріальними властивостями. Показано, що мікроводорості також беруть активну участь в очищенні води від важких металів, фенольних сполук і радіонуклідів [9, 38, 39, 54].

Нині широке застосування для очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору знайшли зелені мікроводорості, зокрема представники родів *Ankistrodesmus*, *Auxenochlorella*, *Chlorella*, *Haematococcus*, *Neochloris*, *Scenedesmus* та *Chlamydomonas* [11, 14, 17, 34, 52, 79, 85]. Перспективним для очищення стічних вод від біогенних речовин вважається використання і синьозелених мікроводоростей (ціанобактерій), а саме — видів родів *Arthrospira*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix* та *Synechococcus* [12, 52, 62, 74]. Згідно даних [21, 51], деякі види евгленових і діатомових водоростей також здатні знижувати високі концентрації азоту та фосфору у водному середовищі. В таблиці 1 наведені показники ефективності видалення зі стічних вод сполук азоту та фосфору за участю представників Chlorophyta, Cyanophyta, Bacillariophyta та Euglenophyta.

Таблиця 1

## Мікроводорості та ефективність видалення за їхньою участю сполук азоту та фосфору зі стічних вод

Види мікроводоростей	Типи стічних вод	Концентрація полютантів, мг/дм <sup>3</sup>	Ефективність видалення	Літературні джерела
Chlorophyta				
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	Стічні води аквакультури	5,32 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 5,52 N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 40,67 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 8,82 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	86 % 100 % 81 % 99 %	[14]
<i>Auxenochlorella protothecooides</i> (Krüger) Kalina & Puncoscharova	Муниципальні стічні води (концентровані)	134 TN 211 TP	60 % 82 %	[85]
<i>Chlamydomonas</i> sp.	Промислові стічні води	38,4 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 3,1 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 44,7 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	100 % 100 % 33 %	[84]
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> P. A. Dangeard	Муниципальні стічні води (концентровані)	128,60 TN 120,60 TP	55,8 % 17,4 %	[40]
<i>Chlamydomonas polyurenoideum</i> Prescott	Стічні води підприємства молочної промисловості	18,45 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 78,31 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 5,03 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 5,58 PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	90 % 90 % 74 % 70 %	[41]
<i>Chlorella kessleri</i> Fott & Novakova	Штучні стічні води	127,9 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	99 %	[46]

Продовження табл. 1

Види мікроводоростей	Типи стічних вод	Концентрація полюгантів, мг/дм <sup>3</sup>	Ефективність видалення	Літературні джерела
<i>Chlorella minutissima</i> Fott & Novakova	Побутові стічні води	129,6 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 95,9 TN 7 TP	81 % 41 % 30 %	[16]
<i>Chlorella pyrenoidosa</i> H.Chick	Стічні води після вторинного очищення	46,2 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 3,22 TP	95 % 81 %	[23]
<i>Chlorella sorokiniana</i> Shihira & R.W.Krauss	Стічні води підприємства аквакультури	5,32 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 5,52 N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 40,67 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 8,82 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 69,283 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 41,15 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	98 % 82 % 76 % 100 %	[14]
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	Муніципальні стічні води	1074 TN	98 % 85 % 90 %	[52]
<i>Chlorella zofingensis</i> Dönz	Відходи тваринництва	180 TP 148 TN 156 TP	92 % 83 % 98 %	[81]
<i>Haematococcus pluvialis</i> Flotow	Стічні води після первинного очищення	469 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 98,7 PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	100 % 100 %	[86] [34]

Продовження табл. 1

Види мікроводоростей	Типи стічних вод	Концентрація полюгантів, мг/дм <sup>3</sup>	Ефективність видалення	Літературні джерела
<i>Neochloris oleoabundans</i> S.Chantanachatchat & Bold	Штучні стічні води	140 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 47,1 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	99 % 100 %	[79]
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	Стічні води агропромислового комплексу	36,3 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 111,8 TP	95 % 55 %	[31]
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing	Муниципальні стічні води	27 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 12 TP	100 % 98 %	[64]
	Стічні води з підприємства аквакультури	5,32 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 5,52 N=NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 40,67 N=NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 8,82 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	89 % 74 % 78 % 100 %	[14]
Cyanophyta (Cyanobacteria, Cyanoprokaryota)				
<i>Arthrospira platensis</i> Gomont	Промислові стічні води	2,24–2,87 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 18,3–21,0 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	96–100 % 87–99 %	[62]
<i>Oscillatoria</i> sp.	Муниципальні стічні води	69,283 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 0,0384 N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 41,15 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	98 % 100 % 85 %	[52]
<i>Phormidium</i> sp.	Стічні води після вторинного очищення	26,4 TKN	100 %	[74]

Продовження табл. 1

Види мікроводоростей	Типи стічних вод	Концентрація полютантів, мг/дм <sup>3</sup>	Ефективність видалення	Літературні джерела
<i>Phormidium bohneri</i> Schmidle	Муніципальні стічні води	12–17 TN 3–18 TP	53–62 % 100 %	[43]
<i>Planctothrix isothrix</i> (Skuja) Komarek & Komarkova	Муніципальні стічні води	43–59 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 7,5 TP	20–40 % 100 %	[52]
<i>Synechococcus elongatus</i> (Nägeli) Nägeli	Штучні стічні води	25,5 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 23,0 N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 6,7 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	54 % 44 % 88 %	[12]
Vasillariophyta				
<i>Phaeodactylum tricornutum</i> Bohlin	Муніципальні стічні води	498 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 2,8 N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 76 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	100 % 83 % 100 %	[21]
Euglenophyta				
<i>Euglena</i> sp.	Побутові стічні води	25 N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 16 P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	98 % 85 %	[51]

Примітка. N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> — амонійний азот; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> — нітратний азот; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> — нітритний азот; TN — загальний азот; TKN — азот по Кьельдалю; P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> — фосфор фосфатів; TP — загальний фосфор.

### **Шляхи зниження концентрації азоту та фосфору в стічних водах за участю мікробіодоростей**

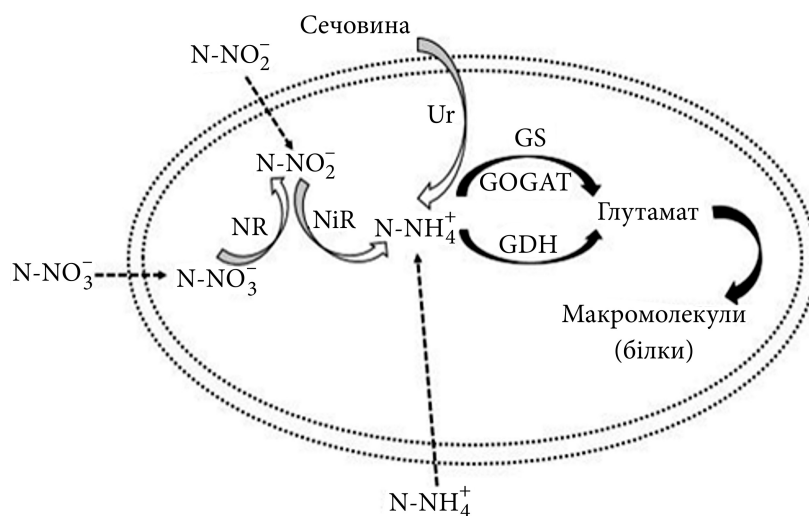
Мікробіодорості здатні знижувати концентрацію азоту та фосфору в стічних водах шляхом прямого та непрямого вилучення. Пряме вилучення цих речовин їхніми клітинами відбувається в результаті процесів адсорбції та асиміляції [20, 82].

Азот в стічних водах знаходиться у складі органічних (сечовина) та неорганічних сполук (амонійний, нітратний та нітритний азот). Серед сполук азоту мікробіодорості найкраще засвоюють амоній, нітрати та сечовину [44, 50].

Асиміляція різних форм азоту являє собою низку складних процесів, що включають синтез відповідних ферментів і білків-транспортів, а також забезпечення цих процесів відновними еквівалентами та АТФ [27, 28]. Найшвидше в клітинах мікробіодоростей засвоюється амонійний азот, це пов'язано з тим, що для синтезу органічних азотовмісних речовин їм потрібна перш за все відновлена форма азоту і на асиміляцію амонію використовується менше енергії [44, 82]. Нітратний азот спочатку відновлюється до нітритного азоту (за участю нітратредуктази), після чого останній відновлюється до амонію (за участю нітритредуктази) (рис. 1). Утворений амоній метаболізується у біохімічні цикли, в результаті перетворення в глутамат за допомогою ферментів глутамінсинтетази, глутаматсинтази та/або глутаматдегідрогенази. Додатковий процес відновлення — асиміляція нітратів та нітритів — вимагає більших затрат енергії, тому засвоєння амонійного азоту, з точки зору використання енергії, вважається більш ефективним, порівняно з іншими формами азоту. У зв'язку з чим, видалення  $N-NH_4^+$  клітинами мікробіодоростей зі стічних вод відбувається швидше, ніж  $N-NO_3^-$  [27, 44, 82].

Фосфор, як правило, присутній в стічних водах у формі неорганічних і органічних сполук, при цьому розчинний ортофосфат ( $P-PO_4^{3-}$ ) становить найбільшу частку від загального вмісту фосфору [44]. Мікробіодорості для підтримання своєї життєдіяльності найчастіше використовують саме цю форму фосфору [50]. Органічні фосфати можуть перетворюватися в ортофосфат за допомогою фосфатаз, які локалізуються на поверхні клітин водоростей. В клітинах водоростей неорганічний фосфор асимілюється в складні органічні сполуки: фосфоліпіди, нуклеїнові кислоти, нуклеотиди та фосфопротеїни (рис. 2). Мікробіодорості здатні накопичувати надлишок фосфору, який зберігається у так званих поліфосфатних (волютинових) гранулах [44, 82]. Існує чотири типи поліфосфатів (PolyP A, B, C, D), ці резерви неорганічного фосфору можуть використовуватись по-різному: для синтезу фосфоліпідів чи інших структурних компонентів клітин або слугувати джерелом енергії для підтримання метаболізму [72]. У зв'язку з чим мікробіодорості здатні тривалий час існувати за відсутності доступного фосфору.

Повідомляється [20, 82], що мікробіодорості можуть знижувати концентрацію азоту та фосфору в стічних водах не лише прямим шляхом, але



**Рис. 1.** Схема асиміляції різних форм азоту в клітинах мікроводоростей [19]: NR — нітратредуктаза; NiR — нітритредуктаза; GS — глутамінсинтаза; GOGAT — глутаматсинтаза; GDH — глутаматдегідрогеназа; Ur — уреаза

і опосередковано. Непряме видалення цих речовин відбувається внаслідок відгонки (у випадку  $\text{NH}_3$ ) або осадження (у випадку фосфатів) під дією високого рівня рН, викликаного функціональною активністю водоростей [10, 20, 26].

Оскільки в процесі фотосинтезу мікроводорості використовують велику кількість вуглекислого газу ( $\text{CO}_2$ ), це може призвести до різкого зниження його вмісту у воді. У водоростей, які ростуть в умовах дефіциту  $\text{CO}_2$ , активуються механізми для його накопичення, зокрема інтенсивно використовується бікарбонат ( $\text{HCO}_3^-$ ), який за участі ферменту карбоангідрази трансформується у  $\text{CO}_2$ . Ця реакція супроводжується підвищенням рН водного середовища, інколи навіть до 10 і вище. Високий рівень рН викликає зміни хімічного складу стічних вод та спричиняє осадження фосфатів внаслідок їхньої реакції з наявними катіонами (наприклад,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ), в результаті чого утворюються фосфати металів, які мають низьку розчинність при високому рН [26, 75].

### **Чинники, які впливають на ефективність вилучення сполук азоту та фосфору зі стічних вод представниками альгофлори**

Здатність мікроводоростей вилучати біогенні речовини зі стічних вод залежить від низки біотичних та абіотичних чинників (рис. 3). Швидкість та ефективність цих процесів визначаються, в першу чергу, фізіологічними особливостями видів, зокрема інтенсивністю метаболічних процесів та потребою в поживних речовинах для підтримки своєї життєдіяльності [69, 70]. Водорості з вищими темпами росту, як правило, демонструють високі показники поглинання сполук азоту та фосфору, що



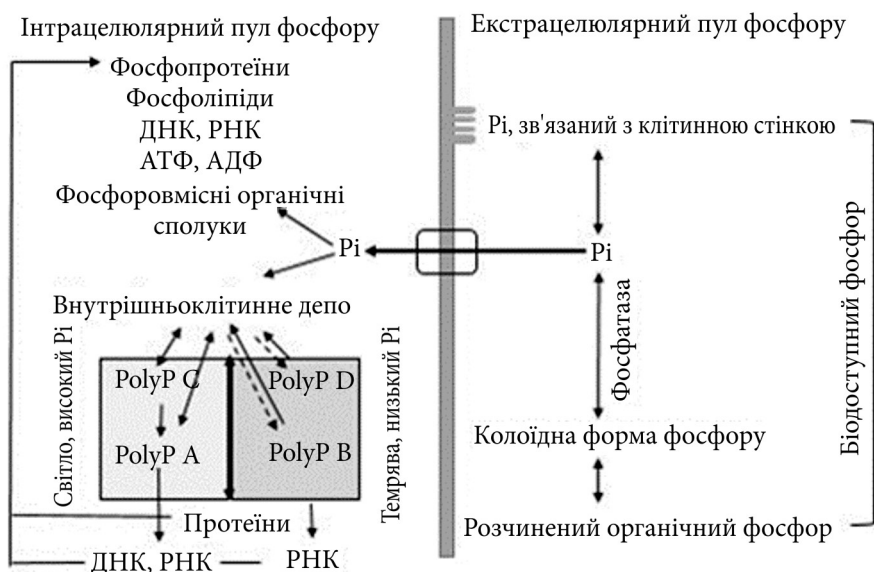
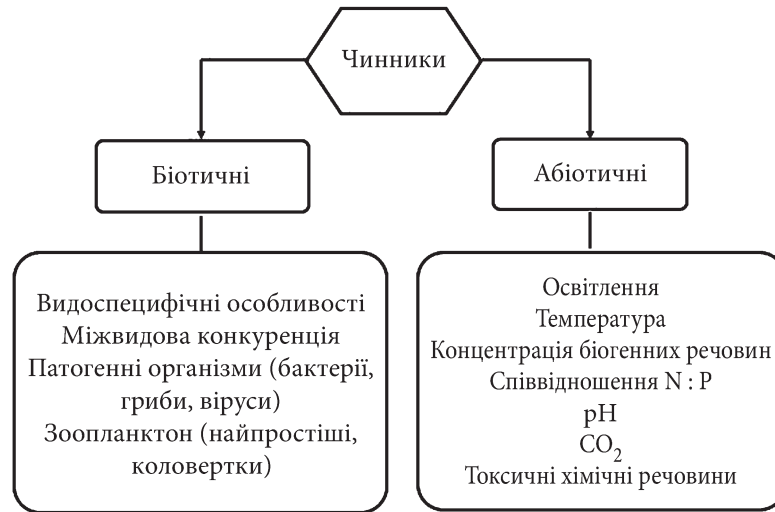


Рис. 2. Схема накопичення та трансформації фосфору всередині (зліва) та зовні (праворуч) клітин водоростей [72]

забезпечує швидке видалення цих політантів з водного середовища [28, 29].

У процесі біоремедіації мікрободорості використовують азот та фосфор для синтезу органічних речовин, необхідних для їхнього росту та розвитку (пігменти, амінокислоти, білки, ферменти, нуклеїнові кислоти, фосфоліпіди тощо) [52]. Однак різні види мікрободоростей накопичують неоднакову кількість азоту та фосфору в біомасі. Так, вміст азоту в ній може становити, залежно від виду, 1—10 % (в перерахунку на суху масу), що пояснюється неоднаковою потребою видів у різних поживних речовинах. Найменшу кількість азоту накопичують діатомові водорості [10]. Вміст фосфору в біомасі водоростей коливається в межах 1—2 % (в перерахунку на суху масу) [33]. Крім того, деякі види мікрободоростей здатні накопичувати азот та фосфор не лише для підтримання метаболізму, але й у надлишку [44, 52].

Важливою особливістю, що дозволяє певним видам водоростей інтенсивно розвиватися у стічних водах, є їхня толерантність до несприятливих умов середовища існування [6]. Наголошується [15, 64], що зелені водорості характеризуються найвищою, порівняно з іншими мікроскопічними водоростями, толерантністю до евтрофних умов. Типовими домінантами планктонної альгофлори окиснювальних ставків є представники родів *Chlorella* та *Scenedesmus* [35]. Згідно з даними низки авторів [37, 59], представники Chlorophyta є резистентними до надмірних концентрацій амонійного азоту завдяки високій активності ферментних систем, які беруть участь у детоксикації аміаку. Натомість, одними з основ-



**Рис. 3.** Біотичні та абіотичні чинники, які впливають на ефективність видалення біогенних речовин зі стічних вод мікробіодоростями

них механізмів резистентності ціанобактерій до дії стресових чинників є висока лабільність метаболізму та морфологічні особливості. За несприятливих умов вони здатні переходити на гетеротрофний тип енергозабезпечення [5, 58]. Щодо морфологічних особливостей, то ззовні клітини ціанобактерій оточені щільним слизуватим чохлам або капсулою, яка захищає їх від несприятливих чинників навколишнього середовища [2].

На швидкість вилучення біогенних речовин зі стічних вод культурами мікробіодоростей впливають такі біотичні чинники, як міжвидова конкуренція, патогенні організми та зоопланктон. У стічних водах існують складні популяції мікроорганізмів, які можуть конкурувати між собою за ресурси. Деякі мікробіодорості гальмують ріст інших: наприклад, ціанобактерії продукують інгібіторні речовини для росту еукаріотичних водоростей, а останні синтезують антибактеріальні речовини, що пригнічують ріст прокаріотичних водоростей [39, 44]. Мікробіодорості чутливі і можуть уражатися багатьма видами мікроскопічних грибів та вірусів, що знаходяться у стічних водах. Проте найбільшу загрозу для них становить зоопланктон, зокрема найпростіші та коловертки, які виїдають одноклітинні водорості [32]. Зараження культур мікробіодоростей важко уникнути, особливо у відкритих системах очищення, але його можна контролювати, підтримуючи відповідні екологічні та експлуатаційні умови. Перебуваючи в оптимальних чи близьких до оптимальних для функціонування умовах, культури мікробіодоростей менш чутливі до впливу інших видів та патогенних організмів [44]. З метою ж скорочення чисельності або знищення популяцій зоопланктону в стічних водах використовують фільтраційні екрани (водорості при цьому залишаються), або

здійснюють короткочасне підкислення водного середовища до рН = 2, що згубно впливає на найпростіших та коловерток [32].

Серед чинників зовнішнього середовища, які впливають на ростові показники водоростей та їхню здатність поглинати біогенні речовини зі стічних вод, провідне місце займають освітлення і температура [22, 49].

При використанні для очищення стічних вод мікробіодоростей їхня висока фотосинтетична активність має першочергове значення, адже від швидкості перебігу фотосинтетичних процесів у клітинах водоростей залежить інтенсивність накопичення ними біомаси, асиміляція поживних речовин та фотосинтетична аерація [6]. Загальновідомо, що фотосинтез є світлозалежним процесом [63]. Недостатня кількість світла викликає фотоокиснення, натомість за умов, коли інтенсивність світлового потоку перевищує рівень, необхідний для насичення фотосинтезу, відбувається фотоінгібування фотосинтетичного апарату. Як наслідок, в обох випадках спостерігається зниження інтенсивності фотосинтезу та поглинання біогенних речовин клітинами водоростей, але сила цих ефектів та порогові значення варіюють у різних видів водоростей [60]. Ю. Лі зі співав. [48] реєстрували високі показники росту та вилучення біогенних речовин *Chlorella kessleri* при інтенсивності освітлення 120 мкмоль/м<sup>2</sup>·с, тоді як при 15 та 200 мкмоль/м<sup>2</sup>·с водорість поглинала значно меншу кількість азоту та фосфору зі стічних вод. Для *Chlorella vulgaris* максимальна ефективність вилучення біогенних сполук зі стічних вод була зареєстрована при інтенсивності освітлення 80 мкмоль/м<sup>2</sup>·с, мінімальна — при 20 мкмоль/м<sup>2</sup>·с [49].

Ефективність вилучення біогенних речовин мікробіодоростями з водного середовища залежить не лише від інтенсивності освітлення, але й від тривалості фотоперіоду [25, 46, 75]. Згідно з даними [46], при безперервному освітленні швидкість поглинання фосфору фосфатів клітинами *Chlorella kessleri* була вищою, ніж при режимі 12 год світла:12 год темряви (експериментальне рівнодення). Натомість за 12-годинного фотоперіоду культура демонструвала кращу ефективність видалення нітратного азоту. Подібні результати щодо особливостей впливу фотоперіоду на інтенсивність поглинання мікробіодоростями сполук азоту та фосфору отримані й іншими авторами [25, 75].

Оптимальний діапазон температур для максимального поглинання біогенних речовин різними видами водоростей, як правило, збігається з оптимальною температурою їхнього росту [6, 77]. Так, наприклад, *Scenedesmus dimorphus* повністю утилізує амонійний азот і 55 % фосфору фосфатів із стічних вод агропромислового комплексу за температури 20 °С [31]. Мікробіодорість *Botryococcus braunii* вилучала 80 % нітратного азоту і 100 % фосфору фосфатів з муніципальних стічних вод при 25 °С [76], а *Neochloris oleoabundans* та *Phormidium bohneri* ефективно вилучали сполуки азоту та фосфору при 30 °С [77, 79]. З підвищенням температури швидкість поглинання біогенних речовин клітинами водоростей збільшується, поки температура не досягне оптимальних значень. Дуже висо-

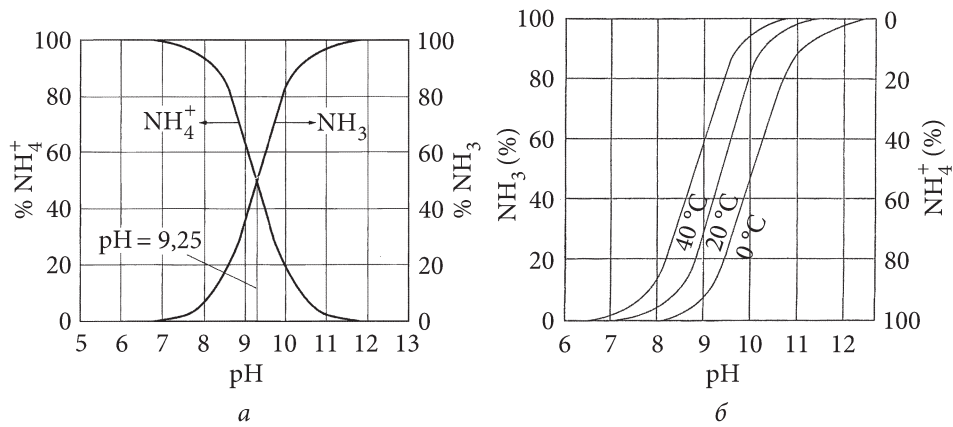


Рис. 4. Вплив рН (а) і температури (б) на співвідношення  $\text{NH}_3:\text{NH}_4^+$  (згідно [18, 42])

ка або низька температура негативно впливає на ріст мікрободоростей та спричиняє пригнічення процесів асиміляції азоту та фосфору [25, 77].

Поряд з температурою істотний вплив на ростові процеси водоростей та їхню здатність знижувати концентрацію біогенних речовин у водному середовищі має рН [74]. Температура і рН відіграють важливу роль у формуванні хімічного складу водного середовища, зокрема від їхніх величин залежить рівновага між неіонізованою ( $\text{NH}_3$ ) та іонізованою ( $\text{NH}_4^+$ ) формою амонійного азоту (рис. 4). Згідно з літературними даними, високе значення рН (9 і вище) призводить до переважання неіонізованої форми амонійного азоту над іонізованою [52]. Вільний аміак у високих концентраціях є токсичним і згубно впливає на функціональну активність мікрободоростей [59].

Інтенсивність асиміляції азоту та фосфору мікрободоростями залежить і від співвідношення цих біогенних елементів, яке може суттєво варіювати залежно від типу стічних вод [47]. Вважається, що для прісноводних видів водоростей оптимальна величина співвідношення азоту до фосфору (N : P) для максимального їхнього засвоєння знаходиться в межах 6—10 [47, 80]. При високому співвідношенні N : P (наприклад, 30:1) відбувається пригнічення асиміляції фосфору, тоді як при низьких значеннях цього показника — спостерігається пригнічення асиміляції азоту [24].

Чимало хімічних речовин, за умов їхніх надмірно високих концентрацій у воді, гальмують фотосинтез та ріст водоростей, внаслідок чого швидкість поглинання клітинами мікроорганізмів біогенних речовин із стічних вод знижується. До таких речовин належать важкі метали (кадмій, купрум, свинець та ін.), пестициди та складові мийних засобів (хлор, діоксид сірки, поверхнево-активні речовини) [11, 44].

### Способи утилізації біомаси мікробіодоростей, отриманої на стічних водах

Очищення стічних вод з використанням мікробіодоростей вважається ефективним тоді, коли по закінченню водоростева біомаса вилучається з водного середовища та в подальшому утилізується. Як відомо, мікробіодорості є продуцентами широкого спектру біологічно цінних речовин, включаючи ліпіди [13, 60]. Вміст ліпідів знаходиться в діапазоні від 20 до 50 %, а для окремих видів — до 85 % у перерахунку на суху масу [55], тому біомаса мікробіодоростей, отримана на стічних водах, є перспективною сировиною для виробництва біодизелю. Біогенні речовини, необхідні для росту водоростей, в надлишку присутні у стічних водах. Використання водоростей при очищенні стічних вод забезпечує одночасно економічно ефективний спосіб переробки поживних речовин та отримання сировини для виробництва альтернативного безпечного палива — біодизелю [14, 26, 57].

Біоетанол — ще один вид альтернативного палива. Його можна отримувати шляхом ферментації біомаси штамів водоростей з високим вмістом вуглеводів (>40 %). Представники родів *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Arthrospira* та *Euglena* розглядаються як перспективна сировина для виробництва біоетанолу [66, 65]. Водорості, вирощені на стічних водах, здатні накопичувати значну кількість вуглеводів. Залишкова біомаса водоростей, багата вуглеводами, не потребує трудомісткої попередньої обробки, як у випадку сільськогосподарських культур, і може бути використана для ферментації біоетанолу [55, 66].

Біомаса мікробіодоростей, отримана на муніципальних стічних водах та стоках тваринницьких комплексів, може знайти застосування у сільськогосподарській практиці як добриво [36, 71, 75]. Сприятливий вплив водоростевих добрив на сільськогосподарські культури обумовлений унікальним хімічним складом клітин водоростей. Іншою перевагою застосування добрив на основі водоростей є їхній позитивний вплив на механічний склад ґрунту. Сприяючи формуванню гідроколоїдів, водорості підвищують здатність ґрунту утримувати поживні речовини у доступному для рослин вигляді, тобто збільшують ємність катіонного обміну у ґрунті [4].

Отже, використання мікробіодоростей для очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору забезпечує не лише екологічно чистий спосіб вилучення цих біогенних речовин, але й економічно ефективний спосіб отримання біомаси мікробіодоростей для широкого спектра застосувань.

### Висновки

Використання мікробіодоростей у технологіях очищення стічних вод від сполук азоту та фосфору має ряд суттєвих переваг: зокрема за їхньої участі відбувається фотосинтетична аерація водної товщі; вони продукують біологічно активні речовини, які стимулюють або пригнічують життєдіяльність інших організмів, наявних в стічних водах; беруть безпосе-

редню участь в процесах видалення політантів. Отже, мікрводорості є перспективними біосистемами, здатними ефективно вилучати сполуки азоту та фосфору зі стічних вод.

Швидкість поглинання мікрводоростями біогенних речовин залежить від низки біотичних (міжвидова конкуренція, патогенні організми, зоопланктон) та абіотичних (освітлення, температура, рН, CO<sub>2</sub>, токсичні хімічні речовини тощо) чинників, проте забезпечивши оптимальні фізико-хімічні та технологічні умови для функціонування цих фотосинтетичних організмів можна досягти максимального ступеня видалення ними сполук азоту та фосфору зі стічних вод.

Використовуючи мікрводорості для фітореMediaції стічних вод, можна забезпечити як екологічно безпечний спосіб вилучення неорганічних та органічних речовин, так і спростити процедуру отримання водоростевої біомаси, роблячи її економічно ефективною для широкого спектра застосувань, зокрема для виробництва біопалива.

#### Список використаної літератури

1. Вайшля О.Б., Кулятов Д.В. Перспективные виды микроводорослей для биодеградации поллютантов водных экосистем юга Западной Сибири. *Изв. Самар. науч. центра РАН*. 2011. Т. 13 (39), № 1. С. 787—789.
2. Громов Б.В. Ультраструктура синезеленых водорослей. Л.: Наука, 1976. 96 с.
3. Директива № 91/271/ЄЕС від 21 травня 1991 р. «Про очистку міських стічних вод». <http://zakon.rada.gov.ua> (дата звернення 19.06.2020).
4. Ключкова Т.А., Климова А.В., Ключкова Н.Г. Перспективы использования камчатских ламинариевых водорослей в региональном растениеводстве. *Вестн. Камчат. гос. техн. ун-та*. 2019. № 48. С. 90—103.
5. Кузьменко М.И. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение. Киев: Наук. думка, 1982. 211 с.
6. Соловченко А.Е., Лукьянов А.А., Васильева С.Г. и др. Возможности биотехнологической переработки сельскохозяйственных отходов с использованием микроводорослей. *Вестн. Моск. ун-та*. Сер. 16. Биол. 2014. № 1. С.38—49.
7. Соловьева Е.А. Совершенствование технологии удаления азота и фосфора в комплексе по очистке сточных вод и обработке осадка: Автореф. дис. ... д-ра техн. наук. СПб., 2009. 38 с.
8. Субботина Ю.М., Смирнова И.Р., Кутковский К.А. Теоретические и методологические подходы к очистке сточных вод компонентами водной экосистемы. *Вестн. Алт. гос. аграр. ун-та*. 2015. №. 5 (127). С. 99—106.
9. Ягафарова Г.Г., Яхина А.Э., Акчурина Л.Р., Леонтьева С.В. Перспективы очистки водных объектов от хлорфенольных соединений с использованием водорослей. *Проблемы сбора, подготовки и транспорта нефти и нефтепродуктов*. 2019. № 4 (120). С. 151—158.
10. Abdelaziz A.E.M., Leite G.B., Hallenbeck P.C. Addressing the challenges for sustainable production of algal biofuels: I. Algal strains and nutrient supply. *Environ. Technol.* 2013. Vol. 34. P. 1783—1805.
11. Abdel-Raouf N., Al-Homaidan A.A., Ibraheem I.B.M. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi J. Biol. Sci.* 2012. Vol. 19. P. 257—275.
12. Aguilar-May B., Del Pilar Sanchez-Saavedra M. Growth and removal of nitrogen and phosphorus by free living and chitosan immobilized cells of the marine cyanobacterium *Synechococcus elongates*. *J. Appl. Phycol.* 2009. Vol. 21. P. 353—360.
13. Andersen R.A. The microalgal cell. *Handbook of microalgal culture: applied phycolology and biotechnology*. Ed. by Richmond A., Hu Q. Oxford: Wiley. 2013. P. 1—20.

14. Ansari F.A., Singh P., Guldhe A., Bux F. Microalgal cultivation using aquaculture wastewater: integrated biomass generation and nutrient remediation. *Algal. Res.* 2017. Vol. 21. P. 169—177.
15. Aslan S., Kapdan I.K., Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. *Ecol. Eng.* 2006. Vol. 28. P. 64—70.
16. Bhatnagar A., Bhatnagar M., Chinnasamy S., Das K. *Chlorella minutissima* promising fuel alga for cultivation in municipal wastewaters. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 2010. Vol. 161. P. 523—536.
17. Biris-Dorhoi E.S., Tofana M., Mihăiescu T. et al. Applications of Microalgae in Wastewater Treatments: a Review. *ProEnvironment.* 2016. Vol. 9, N 28. P. 459—463.
18. Capodaglio A.G., Hlavinek P., Raboni M. Physico-chemical technologies for nitrogen removal from wastewater: a review. *Rev. Ambient. Agua.* 2015. Vol. 10. P.481—489.
19. Collos, Y., Berges, J. A. Nitrogen metabolism in phytoplankton. *Encyclopedia of Life Support Systems.* Ed. by C.M. Duarte. EOLSS Publishers (UNESCO), 2003. <http://www.eolss.net>.
20. Craggs R.J., Adey W.H., Jessup B.K., Oswald W.J. A controlled stream mesocosm for tertiary treatment of sewage. *Ecol. Eng.* 1996. Vol. 6. P.149—169.
21. Craggs R.J., McAuley P.J., Smith V.J. Wastewater nutrient removal by marine microalgae grown on a corrugated raceway. *Water Res.* 1997. Vol. 3. P.1701—1707.
22. Cuaresma M., Janssen M., Vilchez C., Wijffels R. Productivity of *Chlorella sorokiniana* in a short light-path (SLP) panel photobioreactor under high irradiance. *Biotechnol. Bioeng.* 2009. Vol. 104(2). P.352—359.
23. Dahmani S., Zerrouki D., Ramanna L. et al. Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in outdoor open raceway pond using domestic wastewater as medium in arid desert region. *Bioresour. Technol.* 2016. Vol. 219. P.749—752.
24. Darley W.M. *Algal Biology: A Physiological Approach.* Oxford, London: Blackwell Scientific Publications, 1982. 168 p.
25. Delgadillo-Mirquez L., Lopes F., Taidi B., Pareau D. Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports.* 2016. Vol. 11. P.18—26.
26. Eladel H., Esakkimuthu S., Abomohra A Dual role of microalgae in wastewater treatment and biodiesel production. Ed. by. Gupta S.K., Bux F. *Application of microalgae in wastewater treatment.* Cham: Springer, 2019. P. 85—121.
27. Empanan Q., Harun R., Danquah M.K. Role of phycoremediation for nutrient removal from wastewaters: A review. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2019. Vol. 17 (1). P. 889—915.
28. Fernandes T.V., Suárez-Muñoz M., Trebuch L.M. et al. Toward an ecologically optimized N, P recovery from wastewater by microalgae. *Frontiers in microbiology.* 2017. Vol. 8. P. 1—6.
29. Flynn K.J., Raven J.A., Rees T. et al. Is the growth rate hypothesis applicable to microalgae. *J. Phycol.* 2010. Vol. 46. P.1—12.
30. Fogg G.E. *Algal cultures and phytoplankton ecology.* Madison, Milwaukee & London: University of Wisconsin Press, 1966. 126 p.
31. Gonzalez L.E, Canizares R.O., Baena S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agro industrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. *Bioresour. Technol.* 1997. Vol. 60(3). P.259—262.
32. Grobbelaar J.U. Potential of algal production. *Water SA.* 1982. Vol. 8 (2). P. 79—85.
33. Hessen D.O., Faerovig P.J., Andersen T. Light, nutrients, and P:C ratios in algae: grazer performance related to food quality and quantity. *Ecology.* 2002. Vol. 83 (7). P. 1886—1898.
34. Kang C.D, An J.Y, Park T.H., Sim S.J. Astaxanthin biosynthesis from simultaneous N and P uptake by the green alga *Haematococcus pluvialis* in primary-treated wastewater. *Biochem. Eng. J.* 2006. Vol. 31(3). P. 234—238.

35. Kebede-Westhead E.C., Pizarro C., Mulbry W.W. Treatment of swine manure effluent using freshwater algae: production, nutrient recovery, and elemental composition of algal biomass at four effluent loading rates. *J. Appl. Phycol.* 2006. Vol. 18. P. 41—46.
36. Kim M.K., Park J.W., Park C.S. et al. Enhanced production of *Scenedesmus* sp. (green microalgae) using a new medium containing fermented swine wastewater. *Bioresour. Technol.* 2007. Vol. 98. P.2220—2228.
37. Klochenko P.D., Grubinko V.V., Gumenyuk G.B., Arsan O.M. Peculiarities of Ammonium Nitrogen Assimilation in Green and Blue-Green Algae. *Hydrobiol. J.* 2003. Vol. 39, N 6. P. 102—108.
38. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
39. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Klenus V.G. et al. <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr accumulation by higher aquatic plants and phytoepiphyton in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 1. P. 48—59.
40. Kong, Q.X., Li L., Martinez B. et al. Culture of microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* in wastewater for biomass feedstock production. *Biochem. Biotechnol.* 2010. Vol. 160. P. 9—18.
41. Kothari R., Prasad R., Kumar V., Singh D. Production of biodiesel from microalgae *Chlamydomonas polypyrenoideum* grown on dairy industry wastewater. *Bioresour. Technol.* 2013. Vol. 144. P. 499—503.
42. Kunz A., Mukhtar S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. *Eng. Agric.* 2016. Vol. 36, N 2. P. 377—386.
43. Laliberte G., Lessard P., Noue J., Sylvestre S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. *Bioresour. Technol.* 1997. Vol. 59. P.227—233.
44. Larsdotter K. Wastewater treatment with microalgae — a literature review. *Vatten.* 2006. Vol. 62. P. 31—38.
45. Lee K., Lee C.G. Effect of light/dark cycles on wastewater treatments by microalgae. *Biotechnol. Bioprocess Eng.* 2001. Vol. 6. P. 194—199.
46. Lee K., Lee C.G. Nitrogen removal from wastewaters by microalgae without consuming organic carbon source. *J. Microbiol. Biotechnol.* 2002. Vol. 12. P. 979—985.
47. Li K., Liu Q., Fang F. et al. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresour. Technol.* 2019. Vol. 291. P. 1—16.
48. Li Y., Zhou W., Hu B. et al. Effect of light intensity on algal biomass accumulation and biodiesel production for mixotrophic strains *Chlorella kessleri* and *Chlorella protothoide* cultivated in highly concentrated municipal wastewater. *Biotechnol. Bioeng.* 2012. Vol. 109(9). P. 2222—2229.
49. Liu X., Ying K., Chen G. et al. Influence of light intensity on microalgal growth, nutrients removal and capture of carbon in the wastewater under intermittent supply of CO<sub>2</sub>. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2018. Vol. 93. P. 3582—3589.
50. Madkour A.G., Rasheedy S.H., Dar M.A. et al. The differential efficiency of *Chlorella vulgaris* and *Oscillatoria* sp. to treat the municipal wastewater. *J. Biol. Agric. Healthcare.* 2017. Vol. 7(22). P.83—94.
51. Mahapatra D.M., Chanakya H.N., Ramachandra T.V. *Euglena* sp. as a suitable source of lipids for potential use as biofuel and sustainable wastewater treatment. *J. Appl. Phycol.* 2013. Vol. 25(3). P. 855—865.
52. Markou G., Vandamme D., Muylaert K. Microalgal and cyanobacterial cultivation: the supply of nutrients. *Water Res.* 2014. Vol. 65. P. 186—202.
53. Martínez M.E., Sánchez S., Jiménez J.M. et al. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresour. Technol.* 2000. Vol. 73. P. 263—272.



54. Medvedeva N.G., Zinovyeva S.V., Zaytseva T.B. et al. Toxicity of 4-Tert-Octylphenol and Its Biodegradation by Microalgae of the Genus *Microcystis* (Cyanoprokaryota). *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 3. P. 89—102.
55. Metting F.B. Biodiversity and application of microalgae. *J. Industrial Microbiology.* 1996. Vol. 17. P. 477—489.
56. Mehar J., Shekh A., Malchira N.U., Mudliar S. Potential of microalgae for integrated biomass production utilizing CO<sub>2</sub> and food industry wastewater. *Application of Microalgae in Wastewater Treatment.* Springer, 2019. P. 41—67.
57. Molina E., Fernández J., Acién F.G., Chisti Y., Tubular photobioreactor design for algal cultures. *J. Biotechnol.* 2001. Vol. 92. P. 113—131.
58. Nezbryskaya I.N., Kureyshevich A.V. Changes in the Content of Photosynthetic Pigments in Representatives of Chlorophyta and Cyanoprokaryota at a High Temperature. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 4. P. 46—56.
59. Nezbryskaya I.N., Kureyshevich A.V., Yarovoy A.A. et al. Peculiarities of the Influence of High Concentrations of Ammonium on the Functioning of Some Species of Cyanoprokaryota, Chlorophyta, and Euglenophyta. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 2. P. 69—82.
60. Nzayisenga J.C., Farge X., Groll S.L. et al. Effects of light intensity on growth and lipid production in microalgae grown in wastewater. *Biotechnol. Biofuels.* 2020. Vol. 13. P. 1—8.
61. Oswald W.J., Gotaas H.B. Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Amer. Soc. Civil. Eng.* 1957. Vol. 122. P. 73—105.
62. Phang S.M., Miah M.S., Yeoh B.G., Hashim M.A. *Spirulina* cultivation indigested sago starch factory wastewater. *J. Appl. Phycol.* 2000. Vol. 12. P. 395—400.
63. Powles S.B. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 1984. Vol. 35. P. 15—44.
64. Ruiz-Marin A., Mendoza-Espinosa L., Stephenson T. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi continuous cultures treating real wastewater. *Bioresour. Technol.* 2010. Vol. 101. P.58—64.
65. Shahid A., Khan A.Z., Liu T., Malik S., Afzal I., Mehmood M.A. Production and processing of algal biomass. *Algae Based Polymers, Blends and Composites.* Elsevier, 2017. P. 273.
66. Shahid A., Malik S., Zhu H. et al. Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; a review. *Sci Total Environ.* 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.135303.
67. Shamanskyi S.I., Boichenko S.V. Development of Environmentally Safe Technological Water Disposal Scheme of Aviation Enterprise. *Eastern European Journal of Enterprise Technologies.* 2016. Vol. 6/10, N 84. P. 49—57.
68. Shamanskyi S.I., Boichenko S.V. Environment-Friendly Technology of Airport's Sewerage. *Advances in Sustainable Aviation.* Ed. by T. Karakoç, C. Colpan, Y. Şöhret. Cham: Springer, 2018. P. 161—175.
69. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies. *Water Environ. Res.* 2018. Vol. 90, N 8. P. 706—718.
70. Shevchenko T., Klochenko P., Nezbryska I. Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2020. Vol. 49, N. 3. P. 267—280.
71. Silva-Benavides A.M., Torzillo G. Nitrogen and phosphorus removal through laboratory batch cultures of microalga *Chlorella vulgaris* and cyanobacterium *Planktothrix isoethrix* grown as monoalgal and as co-cultures. *J. Appl. Phycology.* 2012. Vol. 24. P. 267—276.
72. Solovchenko A., Verschoor A.M., Jablonowski N.D., Nedbal L., Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnol. Adv.* 2016. Vol. 34, N. 5. P. 550—564.
73. Su Y., Mennerich A., Urban B. Municipal wastewater treatment and biomass accumulation with a wastewater-born and settle able algal-bacterial culture. *Water Res.* 2011. Vol. 45. P. 3351—3358.

74. Su Y., Mennerich A., Urban B. Coupled nutrient removal and biomass production with mixed algal culture: impact of biotic and abiotic factors. *Bioresour. Technol.* 2012. Vol. 118. P. 469—476.
75. Sukachova K., Trtilek M., Rataj T. Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Res.* 2015. Vol. 71. P. 55—63.
76. Sydney E.B., Silva T.E., Tokarski A. et al. Screening of microalgae with potential for biodiesel production and nutrient removal from treated domestic sewage. *Appl. Energ.* 2011. Vol. 88, N 10. P.3291—3294.
77. Talbot P., De la Noüe J. Tertiary treatment of wastewater with *Phormidium bohneri* (Schmidle) under various light and temperature conditions. *Water Res.* 1993. Vol. 27. P. 153—159.
78. Tam N.F.Y., Wong Y.S. Effect of immobilized microalgal bead concentrations on wastewater nutrient removal. *Environ. Poll.* 2000. Vol. 107, N 1. P. 145—151.
79. Wang B., Lan C.Q. Biomass production and nitrogen and phosphorus removal by the green alga *Neochloris oleoabundans* in simulated wastewater and secondary municipal wastewater effluent. *Bioresour. Technol.* 2011. Vol. 102, N 10. P. 5639—5644.
80. Wang L., Min M., Li Y. et al. Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 2010. Vol. 162. P. 1174—1186.
81. Wang L., Wang Y., Chen P., Ruan R. Semi continuous cultivation of *Chlorella vulgaris* for treating undigested and digested dairy manures. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 2010. Vol. 162. P. 2324—2332.
82. Wang J.H., Zhang T.Y., Dao G.H. et al. Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2017. Vol. 101 (7). P. 2659—2675.
83. Woertz I., Feffer A., Lundquist T., Nelson Y. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock. *J. Environ. Eng.* 2009. Vol. 135, N 11. P. 1115—1122.
84. Wu L.F., Chen P.C., Huang A.P. et al. The feasibility of biodiesel production by microalgae using industrial wastewater. *Bioresour. Technol.* 2012. Vol. 113. P. 14—18.
85. Zhou W., Min M., Li Y. et al. A hetero-photoautotrophic two-stage cultivation process to improve wastewater nutrient removal and enhance algal lipid accumulation. *Bioresour. Technol.* 2012. Vol. 110. P.448—455.
86. Zhu L., Wang Z., Shu Q. et al. Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggy wastewater treatment. *Water Res.* 2013. Vol. 47. P.4294—4302.

Надійшла 07.09.2020

*I.M. Nezbytska*, PhD (Biol.), Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,  
e-mail: inna\_imn@ukr.net  
ORCID 0000-0003-4607-0058

*S.I. Shamanskyi*, Dr. Sci. (Tech.), Asst. Prof.,  
Leading Researcher, National Aviation University,  
1 Lubomyr Husar Ave, Kyiv, 03058, Ukraine,  
e-mail: shamanskiy\_s\_i@ukr.net  
ORCID 0000-0002-6215-3438

*S.V. Boichenko*, Dr. Sci. (Tech.), Prof., Dean,  
National Aviation University,  
1 Lubomyr Husar Ave, Kyiv, 03058, Ukraine,  
e-mail: chemmotology@ukr.net  
ORCID 0000-0002-1196-3852

*G.V. Kharchenko*, PhD (Biol.), Researcher,  
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,  
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine

SOME ASPECTS OF APPLICATION OF MICROALGAE FOR TREATMENT OF  
WASTEWATER FROM NITROGEN AND PHOSPHORUS COMPOUNDS  
(A REVIEW)

The review summarizes the literature data on the ability of different species of microalgae to remove nitrogen and phosphorus compounds from wastewater. The peculiarities of the influence of biotic and abiotic factors on the assimilation of nutrients by microalgae cells are analyzed. The ways of using the algal biomass taken from the treated wastewater are discussed.

**Keywords:** *microalgae, wastewater treatment, nitrogen and phosphorus compounds*