

УДК [504.453.056:656.71] (043.2)(477-25)

М.Т. ГОНЧАРОВА<sup>1</sup>, Л.С. КІПНІС<sup>1</sup>, І.М. КОНОВЕЦЬ<sup>1</sup>, Ю.Г. КРОТ<sup>1</sup>, О.С. НІКОНОРОВ<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України

пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

<sup>2</sup>Національний авіаційний університет

пр. Космонавта Комарова, 1, Київ, 03680, Україна

## **ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОТИЧНІЙ ТА АБІОТИЧНІЙ СКЛАДОВІЙ ГІДРОЕКОСИСТЕМИ КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

Досліджено вміст важких металів (Zn, Cu, Cd, Mn, Cr<sub>заг</sub>, Ni, Pb) у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища, а також їх накопичення у водяних тваринах (гамариди *Chaetogammarus* sp., молюски *Dreissena polymorpha*, *Unio tumidus* та *Lymnaea* sp.). Виявлено помірний негативний вплив мегаполісу на біоту, про що свідчить незначне збільшення у біотичній та абіотичній складових екосистеми концентрації важких металів, які специфічні для урбанізованих територій.

*Ключові слова:* важкі метали, вода, донні відклади, накопичення

З інтенсифікацією процесів урбанізації стає більш відчутним негативний антропогенний вплив на водні екосистеми. За останні п'ятдесят років спостерігаються помітні зміни складу і властивостей водного середовища, які не були притаманні водним екосистемам в попередні десятиріччя. У водоймах і водотоках басейну Дніпра відмічають появу у воді та донних відкладах значних концентрацій речовин токсичної дії, які впливають на стан біоти. Одними з пріоритетних токсикантів є важкі метали, які не зазнають деструкції і здатні до накопичення у різних складових гідроекосистем [3]. Зважаючи на їхню здатність до акумуляції та синергізму, вони проявляють істотний токсичний вплив на живі організми, а саме на бентосні та нектобентосні організми-фільтратори та детритофаги.

Метою даної роботи було з'ясування впливу мегаполісу на забруднення важкими металами біотичної та абіотичної складової гідроекосистеми київської ділянки Канівського водосховища.

### **Матеріал і методи досліджень**

Загальний вміст важких металів визначали у пробах поверхневого та придонного шарів води, донних відкладів, водяних безхребетних (молюски, гамариди), відібраних навесні та восени 2012 р. на київській ділянці Канівського водосховища на трьох станціях відбору: водозабір; в районі моста Патона; 500 м після скиду каналу Бортницької станції аерації. Відбір проб здійснювали загальноприйнятими методами за допомогою знаряддя для занурення. Вміст важких металів аналізували за ISO 8288 [8] на приладі AA350 (Аналітик Йена). Проби тканин та донних відкладів готували стандартними методами азотнокислої мінералізації.

### **Результати досліджень та їх обговорення**

Статистичний аналіз результатів досліджень щодо вмісту важких металів не показав достовірної різниці показників між весняними і осінніми пробами, тому в роботі представлені усереднені величини. Як свідчать отримані результати, вміст важких металів у воді практично не перевищував гранично допустимих величин як для водойм рибогосподарського (ГДК<sub>р/г</sub>), так і культурно-побутового призначення (ГДК<sub>к/п</sub>), за винятком купруму, мінімальні концентрації якого спостерігались на рівні ГДК, а максимальні перевищували її на порядок (табл. 1). Також відмічались високі концентрації мангану, проте такий його вміст є характерним для води р. Дніпро у зоні Полісся. Слід відмітити також тенденцію до більш високого вмісту важких металів у придонному шарі води порівняно з поверхневим на всіх станціях відбору.

Загальний вміст важких металів у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища ( $\frac{\text{min} - \text{max}}{\bar{X}}$ )

Станції відбору проб	Zn	Cu	Cd	Mn	Cr <sub>заг</sub>	Ni	Pb
Поверхневий шар води, мкг/дм <sup>3</sup>							
Водозабір	<u>1.5-7.9</u> 5,2	<u>1.4-7.6</u> 4,8	<u>&lt;0.1-0.1</u> <0,1	<u>26.2-144.5</u> 98,6	<u>2.4-7.2</u> 4,6	<0,1	<u>1.2-6.9</u> 4,5
м. Патона	<u>1.4-9.2</u> 6,3	<u>1.2-7.3</u> 5,1	<u>0.1-0.2</u> 0,1	<u>24.2-141.4</u> 102,3	<u>3.2-7.9</u> 5,6	<0,1	<u>2.8-11.2</u> 7,6
500 м нижче скиду БСА	<u>3.1-9.8</u> 6,5	<u>2.2-8.2</u> 5,5	<u>&lt;0.1-0.1</u> <0,1	<u>25.4-152.5</u> 97,5	<u>2.1-6.2</u> 4,9	<0,1	<u>3.2-16.4</u> 11,4
Придонний шар води, мкг/дм <sup>3</sup>							
Водозабір	<u>3.6-21.4</u> 9,7	<u>2.9-13.4</u> 8,2	<u>0.1-0.3</u> 0,2	<u>27.8-189.6</u> 123,6	<u>2.6-8.8</u> 4,5	<u>0.1-0.2</u> 0,1	<u>1.5-6.6</u> 4,3
м. Патона	<u>5.4-22.2</u> 11,3	<u>3.2-14.2</u> 7,2	<u>0.1-0.4</u> 0,3	<u>26.4-191.1</u> 132,5	<u>3.6-9.6</u> 5,1	<0,1	<u>14.2-22.2</u> 16,4
500 м нижче скиду БСА	<u>4.2-23.3</u> 10,9	<u>5.8-16.4</u> 10,7	<u>0.2-0.3</u> 0,2	<u>27.2-208.3</u> 143,4	<u>1.5-11.2</u> 5,4	<u>0.1-0.3</u> 0,2	<u>11.2-23.6</u> 17,6
ГДК <sub>р/г</sub>	10	1	5	10	–	10	100
ГДК <sub>к/п</sub>	1000	1000	1	100	–	100	30
Донні відклади, мг/кг сух. маси							
Водозабір	<u>8.8-29.5</u> 16,2	<u>7.5-19.4</u> 12,1	<u>0.6-2.8</u> 1,4	<u>260.5-490.6</u> 303,2	<u>4.8-26.2</u> 14,2	<0,1	<u>9.8-21.7</u> 12,4
м. Патона	<u>9.1-35.5</u> 19,4	<u>7.3-21.3</u> 13,4	<u>1.1-3.1</u> 2,2	<u>240.4-420.5</u> 294,4	<u>4.2-24.6</u> 11,6	0,1-1,2	<u>15.5-53.4</u> 31,6
500 м нижче скиду БСА	<u>9.8-37.2</u> 21,4	<u>8.1-24.2</u> 12,9	<u>0.7-2.5</u> 1,8	<u>250.2-484.3</u> 324,6	<u>6.9-33.8</u> 16,4	<u>0.6-1.1</u> 0,7	<u>17.8-56.2</u> 34,8
ТЕС [9]	121,0	31,6	0,99	–	43,4	22,7	35,8
РЕС [9]	459,0	149,0	4,98	–	111,0	48,6	128,0
Фоновий вміст [7]	79	53	0,1	–	24	23	10
ГДК <sub>г</sub> , мг/кг [1]	100	55	3	–	100	40	32

Примітка. "–" – не нормується

На жаль, здійснити екологічну оцінку забруднення донних відкладів важкими металами важко, оскільки відсутні вітчизняні нормативи щодо вмісту в них забруднюючих речовин. З цією метою отримані дані порівнювали з такими нормативами: ТЕС (threshold effect concentration) – гранично-ефективна концентрація; РЕС (probable effect concentration) – вірогідно-ефективна концентрація [9], а також фоновими величинами для даного водного об'єкту [7] та гранично допустимими концентраціями для ґрунтів (ГДК<sub>г</sub>) [1]. Встановлено перевищення фонового рівня у донних відкладах за вмістом кадмію, хрому та свинцю, при цьому вміст останнього перевищував також ГДК<sub>г</sub>. Проте вміст більшості досліджуваних металів (окрім кадмію та свинцю) у донних відкладах не перевищував величин ТЕС і був значно меншим за РЕС, що може свідчити про малу вірогідність негативного впливу на біоту.

Про можливість використання гідробіонтів як біоіндикаторів забруднення водного середовища йдеться у низці досліджень [2, 4, 5]. Цікавий підхід щодо оцінки забруднення важкими металами запропоновано у роботі [4], в якій критерієм слугує статистично вірогідне перевищення фонового рівня їхнього вмісту у м'яких тканинах *Dreissena bugensis*. Проте наші дослідження показали, що найбільший вміст важких металів спостерігався в гамаридях *Chaetogammarus* sp. (табл. 2). Двостулкові молюски *Dreissena polymorpha* і *Unio tumidus*, а також червононогі *Lymnaea* sp. накопичували важкі метали в меншій мірі, при цьому у м'язах молюсків їхні концентрації були більшими, ніж в мушлях. Найбільші коефіцієнти біоаккумуляції (Kd) за наявного вмісту у абіотичній складовій були відмічені для нікелю та кадмію, відповідно 8000–28000 та 2500–17000.

Вміст важких металів в деяких водних тваринах київської ділянки Канівського водосховища,  
 мг/кг сухої маси ( $\frac{\text{min-max}}{\bar{X}}$ )

Види		Zn	Cu	Cd	Mn	Cr <sub>заг</sub>	Ni	Pb
р. Дніпро, р-н водозабору								
<i>Dreissena polymorpha</i>	м'язи	<u>6.9-38.6</u> 19,2	<u>11.2-14.5</u> 12,2	<u>0.7-1.2</u> 0,9	<u>77.6-468.2</u> 276,5	<u>1.9-4.8</u> 2,4	<u>0.5-1.9</u> 0,9	<u>2.4-5.5</u> 3,7
	мушля	<u>3.5-16.2</u> 9,4	<u>2.1-9.7</u> 6,4	<u>0.5-0.9</u> 0,6	<u>27.0-58.2</u> 41,3	<u>0.8-3.5</u> 1,7	<u>0.3-1.2</u> 0,5	<u>1.8-2.2</u> 1,9
<i>Unio tumidus</i>	м'язи	<u>5.5-19.3</u> 11,2	<u>9.6-13.2</u> 11,5	<u>0.4-0.6</u> 0,5	<u>63.5-327.5</u> 236,4	<u>2.1-4.2</u> 3,4	<u>0.8-0.9</u> 0,8	<u>4.4-6.3</u> 5,1
	мушля	<u>2.1-11.7</u> 6,7	<u>1.8-8.7</u> 5,7	<u>0.1-0.3</u> 0,2	<u>19.1-56.5</u> 42,6	<u>1.4-3.4</u> 2,2	<u>0.5-0.7</u> 0,6	<u>3.2-3.6</u> 3,4
<i>Limnaea sp.</i>	м'язи	<u>5.8-11.2</u> 7,6	<u>6.2-16.1</u> 9,6	<u>0.5-2.9</u> 1,7	<u>25.6-212.7</u> 144,5	<u>4.2-9.2</u> 7,5	<u>0.4-1.1</u> 0,7	<u>5.2-7.3</u> 6,2
	мушля	<u>3.5-6.9</u> 5,2	<u>1.8-11.4</u> 4,9	<0,1	<u>18.1-46.4</u> 23,2	<u>2.8-4.4</u> 3,5	<0,1	<u>1.7-4.4</u> 2,2
<i>Chaetogammarus sp.</i>		<u>18.6-54.1</u> 32,6	<u>19.1-38.4</u> 23,5	<u>0.4-0.8</u> 0,6	<u>67.2-214.6</u> 154,3	<u>6.3-11.8</u> 7,3	<u>1.2-3.5</u> 2,4	<u>4.2-8.2</u> 6,7
р. Дніпро, м. Патону								
<i>Dreissena polymorpha</i>	м'язи	<u>9.9-49.4</u> 32,4	<u>12.4-19.6</u> 16,1	<u>0.7-1.2</u> 0,9	<u>96.3-526.5</u> 324,6	<u>2.1-5.1</u> 2,8	<u>0.4-1.6</u> 1,1	<u>2.2-6.9</u> 4,6
	мушля	<u>4.1-19.4</u> 9,5	<u>3.6-11.5</u> 6,7	<u>0.5-0.9</u> 0,6	<u>39.0-62.4</u> 42,3	<u>1.2-3.9</u> 1,6	<u>0.1-0.9</u> 0,6	<u>1.3-1.9</u> 1,7
<i>Unio tumidus</i>	м'язи	<u>8.5-24.2</u> 15,4	<u>7.6-12.4</u> 9,4	<u>0.4-0.6</u> 0,5	<u>79.4-385.4</u> 258,5	<u>2.4-5.1</u> 3,2	<u>0.6-1.8</u> 1,0	<u>2.8-6.9</u> 4,3
	мушля	<u>2.3-14.4</u> 6,3	<u>2.3-9.5</u> 4,2	<u>0.2-0.3</u> 0,2	<u>17.4-85.3</u> 32,6	<u>1.1-2.8</u> 2,4	<u>0.9-1.2</u> 1,0	<u>1.2-3.1</u> 2,1
<i>Limnaea sp.</i>	м'язи	<u>7.6-12.3</u> 8,4	<u>6.2-18.2</u> 11,4	<u>0.6-0.9</u> 0,7	<u>48.9-224.4</u> 152,5	<u>4.5-8.6</u> 7,8	<u>0.7-1.4</u> 1,1	<u>6.4-11.2</u> 7,8
	мушля	<u>4.5-11.9</u> 6,7	<u>3.3-9.4</u> 5,8	<0,1	<u>20.7-53.2</u> 32,5	<u>2.5-4.7</u> 3,8	<u>0.2-0.4</u> 0,2	<u>2.1-5.7</u> 3,8
<i>Chaetogammarus sp.</i>		<u>21.2-60.5</u> 42,6	<u>15.4-34.7</u> 22,5	<u>0.4-0.8</u> 0,7	<u>73.5-219.5</u> 166,3	<u>5.1-12.4</u> 8,2	<u>0.8-2.9</u> 2,3	<u>5.4-12.3</u> 8,2
р. Дніпро, після скиду БСА								
<i>Dreissena polymorpha</i>	м'язи	<u>11.4-45.2</u> 31,6	<u>12.2-22.1</u> 15,8	<u>0.5-0.9</u> 0,8	<u>96.6-514.2</u> 386,7	<u>1.5-6.2</u> 3,1	<u>0.7-1.8</u> 1,2	<u>2.5-7.4</u> 4,9
	мушля	<u>4.6-21.4</u> 8,7	<u>6.2-17.2</u> 7,3	<u>0.1-0.4</u> 0,2	<u>38.4-98.4</u> 56,3	<u>0.2-2.9</u> 0,2	<u>0.1-0.5</u> 0,3	<u>1.6-2.7</u> 2,1
<i>Unio tumidus</i>	м'язи	<u>11.1-23.5</u> 15,2	<u>5.8-13.6</u> 9,8	<u>0.3-0.6</u> 0,4	<u>54.9-362.5</u> 248,6	<u>2.2-2.8</u> 2,5	<u>0.6-1.1</u> 0,7	<u>2.3-5.8</u> 3,9
	мушля	<u>2.7-14.2</u> 7,4	<u>1.3-13.6</u> 5,3	<u>0.1-0.3</u> 0,2	<u>11.2-94.2</u> 58,4	<u>0.9-3.1</u> 2,3	<u>0.2-0.7</u> 0,3	<u>1.4-2.5</u> 1,9
<i>Limnaea sp.</i>	м'язи	<u>5.2-14.1</u> 8,7	<u>4.1-21.5</u> 10,2	<u>0.2-0.3</u> 0,3	<u>43.9-195.7</u> 134,7	<u>1.2-7.4</u> 3,9	<u>0.7-1.6</u> 1,2	<u>4.3-15.5</u> 8,1
	мушля	<u>3.2-6.9</u> 4,7	<u>1.8-9.9</u> 4,8	<u>0.1-0.2</u> 0,1	<u>12.7-64.2</u> 46,7	<u>1.1-3.4</u> 2,7	<u>0.4-0.9</u> 0,6	<u>1.4-2.6</u> 1,8
<i>Chaetogammarus sp.</i>		<u>20.4-59.4</u> 43,2	<u>15.4-37.6</u> 24,5	<u>0.3-0.7</u> 0,4	<u>59.5-229.2</u> 178,6	<u>7.5-11.2</u> 8,8	<u>1.4-3.9</u> 2,8	<u>2.3-14.2</u> 8,6

Порівняльний аналіз величин накопичення важких металів у гідробіонтів призводить до таких послідовностей: для *Chaetogammarus sp.* –  $Kd_{Ni} > Kd_{Zn} > Kd_{Cd} > Kd_{Cu} > Kd_{Mn} > Kd_{Cr} > Kd_{Pb}$ ; для *D. polymorpha* –  $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Zn} > Kd_{Mn} > Kd_{Cu} > Kd_{Pb} > Kd_{Cr}$ ; для *Limnaea sp.* –  $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Cu} > Kd_{Zn} = Kd_{Mn} = Kd_{Cr} = Kd_{Pb}$ ; для *U. tumidus* –  $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Mn} = Kd_{Zn} > Kd_{Cu} > Kd_{Pb} = Kd_{Cr}$ , що дозволяє виявити загальну закономірність для дослідженої ділянки за цим показником:  $Ni > Cd > Zn > Cu > Mn > Cr > Pb$ . Виходячи з величин біоаккумуляції згідно класифікації [6]

досліджувані водяні тварини можна характеризувати, в основному, як деконцентратори, хоча стосовно нікелю *Chaetogammarus sp.* – макро-, а *D. polymorpha* та *Lymnaea sp.* – мікроконцентратори, що деякою мірою підтверджує висновок про малу вірогідність негативного впливу на біоту. Порівняння вмісту важких металів у тканинах гідробіонтів на досліджуваних станціях спостереження (див. табл. 2) з фоновими за [4] (Mn 422±368, Ni 9,6±4,6, Pb 1,35±1,22, Cr 3,2±3,2) свідчить про те, що перевищення спостерігалось лише за вмістом плумбуму.

### Висновки

Дослідження вмісту важких металів у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища виявило помірний негативний вплив мегаполісу, на що вказує незначне збільшення на станціях відбору проб за ходом течії концентрації важких металів, специфічних для урбанізованих територій (плумбум, кадмій та купрум). У поверхневому шарі води перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК<sub>к/п</sub>, ГДК<sub>р/т</sub>), в основному, не виявлено, проте зареєстровано підвищений вміст важких металів у придонному шарі води. Найбільше накопичення важких металів серед досліджених гідробіонтів спостерігалось у всеїдних *Chaetogammarus sp.* та двостулкових молюсків-фільтраторів *D. polymorpha*.

1. Бондар О. І. Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на біоту і здоров'я людини: Підручник / О. І. Бондар, О. І. Тимченко, О. Г. Тараріко та ін.; За заг. ред. О. І. Бондаря. – К.: Інрес, 2006. – 288 с.
2. Брень Н. В. Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / Н. В. Брень // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 4. – С. 75–88.
3. Линник П. Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции / П. Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 1. – С. 22–42.
4. Лукашев Д. В. Оценка полиметаллического загрязнения р. Днепр методом расчета фонового содержания тяжелых металлов в моллюсках *Dreissena bugensis* / Д. В. Лукашев // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 65–80.
5. Лукашев Д. В. Распределение тяжелых металлов в органах моллюсков *Anadonta anatine* в условиях поступления загрязненных стоков / Д. В. Лукашев // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 5. – С. 98–104.
6. Никаноров А. М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 312 с.
7. Петрухин В. А. Фоновое содержание микроэлементов в природных средах (по мировым данным). Сообщение 5 / В. А. Петрухин, Л. В. Бурцева, Л. А. Папенко [и др.] // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – Вып. 73. – С. 4–30.
8. Фомин Г. С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник / Г. С. Фомин. – М.: Протектор, 2000. – 848 с.
9. MacDonald D. D. Development and evaluation of consensus-based sediment guidelines for freshwater ecosystems: Archives of Environmental Contamination and Toxicology / D. D. MacDonald, C.G. Ingersoll, T. A. Berger. – 2000. – Vol. 39. – P. 20–31.

М.Т. Гончарова<sup>1</sup>, Л.С. Кипнис<sup>1</sup>, И.Н. Коновец<sup>1</sup>, Ю.Г. Крот<sup>1</sup>, А.С. Никоноров<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

<sup>2</sup> Национальный авиационный университет, Киев, Украина

### СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В БИОТИЧЕСКОЙ И АБИОТИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ КИЕВСКОГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследовано содержание тяжелых металлов (Zn, Cu, Cd, Mn, Cr<sub>общ</sub>, Ni, Pb) в воде и донных отложениях киевского участка Каневского водохранилища, а также их накопление в водных животных (гаммариды *Chaetogammarus sp.*, моллюски *Dreissena polymorpha*, *Unio tumidus* и *Lymnaea sp.*). Выявлено умеренное негативное влияние мегаполиса на биоту, на что указывает незначительное увеличение в биотической и абиотической составляющих экосистемы концентраций тяжелых металлов, специфических для урбанизированных территорий.

Ключевые слова: тяжелые металлы, вода, донные отложения, накопление

M.Goncharova<sup>1</sup>, L.Kipnis<sup>1</sup>, I. Konovets<sup>1</sup>, Yu. Krot<sup>1</sup>, O.Nikonorov<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

<sup>2</sup>National Aviation University, Kyiv, Ukraine

#### CONTENT OF HEAVY METALS IN BIOTIC AND ABIOTIC COMPONENT OF KANEV RESERVOIR HYDROECOSYSTEM NEAR KYIV

The content of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Mn, Cr<sub>total</sub>, Ni, Pb) in water and sediments of Kanev reservoir near Kiev and their accumulation in aquatic animals (*Chaetogammarus* sp., *Dreissena polymorpha*, *Unio tumidus* and *Lymnaea* sp.) have been investigated. Moderate negative impact of the megapolis, as indicated by a slight increase in the concentration of specific to urban areas heavy metals have been revealed.

Keywords: heavy metals, water, sediments, content, accumulation

УДК 504.454+551.468.4

О.М. ГРИБ

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

### **НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ЗАХОДІВ ПО УПРАВЛІННЮ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИМ РЕЖИМОМ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНО-СОЛЬОВОГО БАЛАНСУ ВОДОЙМИ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ**

---

Згідно з даними сценаріїв В1 та А1В глобального потепління клімату з використанням моделі «клімат-стік визначено, що річний стік в басейні Куяльницького лиману у XXI столітті може зменшитися на 35–50 %. На основі імітаційного моделювання водно-сольового балансу лиману оцінено можливий режим рівнів і мінералізації води у водоймі при його поповненні водами Чорного моря та визначений найбільш перспективний режим припливу морських вод з Одеської затоки. Представлені результати практичної реалізації заходів по відновленню водно-сольового режиму лиману у 2011-2014 рр., моніторингу та управлінню його гідроекологічним станом у 2015 р. Для вирішення проблем лиману у довгостроковій перспективі запропоновано стратегію комплексного управління його водними ресурсами та гідроекологічним режимом з урахуванням господарської діяльності та кліматичних змін.

*Ключові слова:* Куяльницький лиман, рівні, мінералізація, Чорне море

Куяльницький лиман є рекреаційним і бальнеологічним об'єктом державного значення. Високі лікувальні властивості мають ропа та грязі лиману. Зменшення водних ресурсів лиману в умовах змін клімату та водогосподарської діяльності в останнє десятиріччя суттєво погіршило гідроекологічний стан водойми, призводячи до значного обміління та критичного збільшення мінералізації ропи (до 420 г/дм<sup>3</sup> – в 2014 р.). Щорічно у липні-вересні у 2009-2014 рр. в лимані відбувалась самосадка розчинених в ропі солей, утворення у верхів'ях водойми «соляної пустелі» та виникнення «соляних буревіїв». Це загрожувало зникненням лиману та втратою лікувальних грязей і ропи та своєрідної флори і фауни водойми.

Для відновлення водних ресурсів Куяльницького лиману та здійснення інтегрованого управління природокористуванням за басейновим принципом у 2011 році науковцями Одеського державного екологічного університету (ОДЕКУ) сумісно з обласним управлінням водних ресурсів розроблена, а Одеською обласною радою затверджена «Регіональна програма збереження та відновлення водних ресурсів у басейні Куяльницького лиману на 2012-2016 роки» (рішення № 270-VI від 28.10.2011 р.). Одним з пріоритетних завдань програми була