

7. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Десмидиевые водоросли. Вып. 1, ч. 1 // Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР / Г.М. Паламарь-Мордвинцева. – К.: Академперіодика, 2003. – 353 с.
8. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Десмидієві водорості. Вып. 1, ч. 2 // Флора водорослей континентальних водойм України / Г.М. Паламарь-Мордвинцева. – К.: Академперіодика, 2005. – 578 с.
9. Радзимовський Д.О. Замітка про фітопланктон заростів р. Південний Буг / Д.О. Радзимовський // Тр. Фіз.-мат. відділу УАН. – 1928. – Т. 10, № 2. – С. 13–25.
10. Радзимовський Д.О. До характеристики фітопланктону водойм Вінничини / Д.О. Радзимовський // Журн. біо-зоол. циклу ВУАН. – 1934. – № 3. – С. 21–49.
11. Ролл Я.В. Фітопланктон р. П. Буг / Я.В. Ролл // Тр. Гідробіол. ст. АН УРСР. – 1937. – № 14. – С. 109–149.
12. Топачевський А.В. Пресноводные водоросли Украинской ССР / Топачевський А.В., Масюк Н.П.. – К.: Вища шк., 1984. – 336 с.
13. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 1. Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2006. – 716 p
14. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 2. Bacillariophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2009. – 413 p.

О.П. Билоус¹, П.Д. Ключенко¹, П.М. Царенко², Г.В. Харченко¹, И.Ю. Иванова¹

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Институт ботаники НАН Украины, Киев

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА Р. ЮЖНЫЙ БУГ В РАЙОНЕ ГОРОДА ВИННИЦЫ

Исследовано сезонную динамику фитопланктона р. Южный Буг (г. Винница). Наибольшее количество видов планктонных водорослей (29), а также максимальные показатели их развития (численность – 7755 тыс. кл/дм³, биомасса – 5,19 мг/дм³) наблюдали летом (июль). Основу речного фитопланктона на протяжении периода исследований составляли представители отделов *Bacillariophyta* и *Chlorophyta*.

Ключевые слова: фитопланктон, численность, биомасса, сезонная динамика, р. Южный Буг

O.P. Bilous¹, P.D. Klochenko¹, P.M. Tsarenko², G.V. Kharchenko¹, I.Yu. Ivanova¹

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² Institute of Botany of NAS of Ukraine, Kyiv

SEASONAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON OF SOUTHERN BUG RIVER IN WINNITCA

Seasonal dynamics of phytoplankton of Southern Bug river were studied. The largest number of planktonic algae species (29) and maximal measure of their development (the numbers – 7755 thousand cells/dm³, biomass – 5,19 mg/dm³) were observed in summer (July). During our investigation *Bacillariophyta* and *Chlorophyta* have been represented as a basis of phytoplankton.

Key words: phytoplankton, quantity, biomass, seasonal dynamics, South Bug

УДК 582.26[691.74+691.75]

О.І. БОДНАР, В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

МЕМБРАННИЙ МЕХАНІЗМ ПРОНИКНЕННЯ ІОНІВ МЕТАЛІВ У КЛІТИНИ ВОДРОСТЕЙ

Ключові слова: прісноводні водорості, кінетика проникнення, максимальна швидкість проникнення, енергія активації, іони цинку і свинцю

Основними бар'єрами, через які до клітин водоростей потрапляють іони металів, є клітинна оболонка і плазмалема. Цей процес визначається ступінню взаємодії іонів металів з мембранами, співвідношенням кількості транспортіваних металів в воді і клітині, розчинністю

речовин та гомеостазом клітин. Механізми проникнення металів у клітину вивчені недостатньо, однак відомо, що надходження металу всередину клітини здійснюється шляхом дифузії або активного транспортування за допомогою переносників [15].

Аналізуючи літературні дані можна відзначити, що акумуляція більшості важких металів корелює з їх вмістом у середовищі, тобто при підвищенні їх концентрації збільшується їх вміст у водних організмів. Таку залежність спостерігали, наприклад, при накопиченні цинку, олова, срібла і кобальту [11]. Відомо, що акумуляція важких металів у гідробіонтів є динамічним процесом, який розвивається за градієнтом часу, характеризується певною інтенсивністю та специфічністю [13].

Метою наших досліджень було з'ясувати кінетичні параметри та характер проникнення біогенного цинку та токсичного свинцю у клітини водоростей з різних систематичних відділів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження були альгологічно чисті культури зелених (*Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. IBASU-A 371 (= *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Gréb.), синьозелених (*Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1) та діатомових (*Navicula atomus* (Näg.) Grun. АСКУ 12-02). Зелені та синьозелені водорості культивували на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема №11 при температурі 22–25°C та освітленні лампами денного світла (інтенсивність 2500 лк) протягом 16 год. на добу [8]. Діатомею *N. atomus* вирощували на середовищі Болда при температурі 18±1°C в умовах природного світла (північна експозиція) [14].

В експерименті в культуральне середовище водоростей додавали водні розчини солей ZnSO₄·7H₂O та Pb(NO₃)₂ у розрахунку на кількість іонів Zn²⁺ – 1,0 мг/дм³, 2,0 мг/дм³ і 5,0 мг/дм³ та іонів Pb²⁺ – 0,03 мг/дм³, 0,06 мг/дм³ та 0,15 мг/дм³, що відповідає 1 ГДК, 2 і 5 ГДК відповідно згідно санітарно-токсикологічних показників шкідливості [1].

Відбір зразків біомаси водоростей здійснювали на початку досліду (через 2 год. після внесення металу) і на 1, 3, 5, 10 та 15-ту доби експерименту. Контролем слугували культури водоростей без додавання солей цинку та свинцю.

Для визначення кінетичних параметрів поглинання іонів Zn²⁺ і Pb²⁺ клітинами водоростей використовували кількісні показники їх накопичення, на основі чого розраховували швидкість процесу протягом перших трьох діб. Величини константи Міхаеліс-Ментен (K_m) і максимальної швидкості проникнення іонів свинцю та цинку (V_{max}) у клітини водоростей були розраховані графічним методом подвійних зворотних величин в координатах Лайнуївера–Берка, а енергію активації (E_{act}) визначали за допомогою графічного методу Арреніуса [3, 7, 9].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті дослідження виявлено, що за дії іонів Zn²⁺ та Pb²⁺ має місце акумуляція металів клітинами всіх водоростей – *A. cylindrica*, *D. communis* та *N. atomus*. При цьому протягом перших трьох діб процес носить лінійний характер, підлягає закономірності Лайнуївера – Берка [9], що дозволило обчислити значення K_m та V_{max} (рис. 1–3).

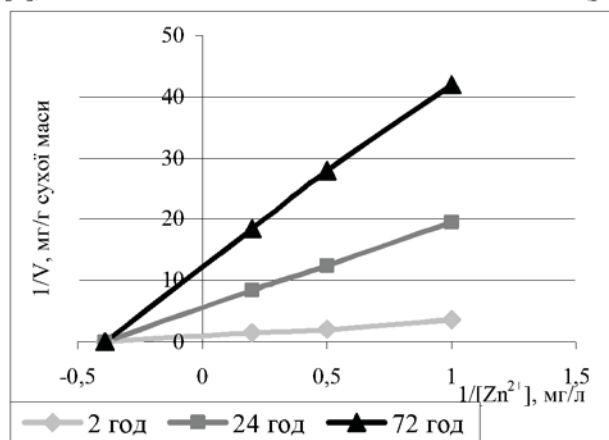


Рис. 1. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *A. Cylindrica* (в координатах Лайнуївера – Берка)

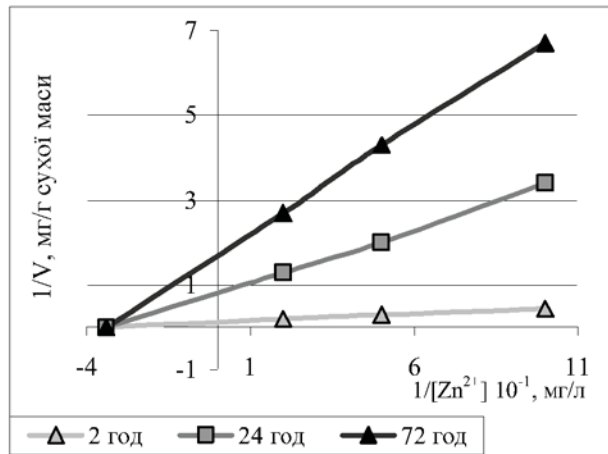


Рис. 2. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *D. communis* (в координатах Лайнуївера – Берка)

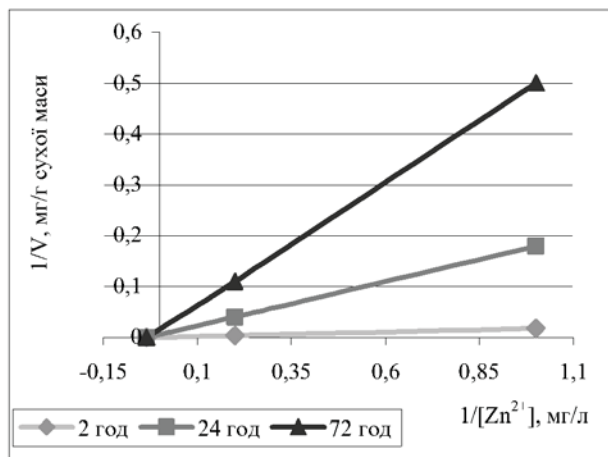


Рис. 3. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *N. atomus* (в координатах Лайнуївера – Берка)

З літератури відомо, що біоаккумуляція іонів кадмію клітинами *Scenedesmus obliquans* в діапазоні концентрацій 0,001–3,0 мг/дм³ відбувається практично лінійно, а при подальшому підвищенні вмісту токсиканту спостерігали зниження інтенсивності накопичення, можливо у результаті метаболічного стресу [16, 17]. Автори припустили, що у цьому випадку задіяні дві транспортні системи: загальна з переносом Mg²⁺, яка діє при сублетальних концентраціях, і протитік з іонами Н⁺ – при концентраціях, вищих 10 мг/дм³.

Для клітин *Dunaliella viridis* характерна наявність певної мінімальної концентрації, з якої селен починав накопичуватися клітинами, і в подальшому спостерігали пряму кореляцію між збільшенням вмісту елементу у середовищі та його накопиченням у клітинах водорості, що надалі спричиняв цитотоксичний ефект [4].

В нашому випадку накопичення іонів Zn²⁺ має аналогічний характер для *A. cylindrica*, *D. communis* та *N. atomus* і не має видових особливостей (табл. 1).

Таблиця 1

Кінетичні показники накопичення іонів Zn²⁺ клітинами водоростей

Показники	Період визначення, год.	Види водоростей		
		<i>A. cylindrica</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
V _{max} , мкг/год·г сухої маси	2	1042	7813	476
	24	184	1082	153
	72	81	581	84
K _m	2	2,56	29,4	28,5
	24	2,56	29,4	28,5
	72	2,56	29,4	28,5
E _{акт} , кДж/мкг	2	0,14	0,10	0,25
	24	0,72	0,65	0,86
	72	1,67	1,34	2,50

Так, K_m є однаковою для всіх досліджених водоростей, а максимальна швидкість – різною і залежить від періоду експозиції. Це свідчить про те, що іони цинку зв'язуються з молекулами клітинних стінок водоростей та молекулами-переносниками за неконкурентним типом [9]. Тобто, іони металу взаємодіють не з активним центром, а з іншими ділянками, деформуючи їх просторову структуру, що у свою чергу порушує структуру молекули та її каталітичні можливості. Тому, можна стверджувати про ймовірну зміну та модифікацію молекули умовного переносника в цілому, а не лише її активного центру.

Розрахована максимальна швидкість реакції поглинання іонів цинку є найбільшою у зеленої водорості, що співпадає з результатами накопичення металу *D. communis*. Щодо синьозеленої та діатомової водоростей, то отримані дані є аналогічними – швидкість і коефіцієнт накопичення співпадають як для *A. cylindrica* (середні значення), так і для *N. atomus* (найменші значення при порівнянні отриманих результатів) [2].

Найменша K_m серед досліджуваних водоростей для ціанеї *A. cylindrica* може свідчити про високу спорідненість іонів цинку до структурних компонентів клітинної стінки синьозеленої водорості, яка, як зазначалося, має значну катіонну ємність, особливо, щодо двовалентних металів [10]. Вищі значення K_m для *D. communis* та *N. atomus* також, очевидно, обумовлені будовою та хімічним складом їх клітинних стінок.

Розраховані енергії активації зв'язування іонів Zn^{2+} поверхневими структурами оболонки водоростей та проникнення крізь клітинну мембрану показують, що цей процес протягом перших трьох діб не є енергозалежним, і, можливо, підпорядковується фізико-хімічним факторам регуляції та відбувається шляхом дифузії [3, 7].

При аналізі даних щодо поглинання клітинами водоростей іонів Pb^{2+} встановлено, що цей процес для синьозеленої водорості *A. cylindrica* подібний до такого при поглинанні цинку: однакова K_m та різні показники максимальної швидкості у різні періоди дослідження (рис. 4, табл. 2). Отже, можна вважати, що для іонів Pb^{2+} також характерний неконкурентний тип взаємодії з молекулами-переносниками та з поверхневими структурами, що, ймовірно, обумовлено будовою клітинної оболонки ціанеї.

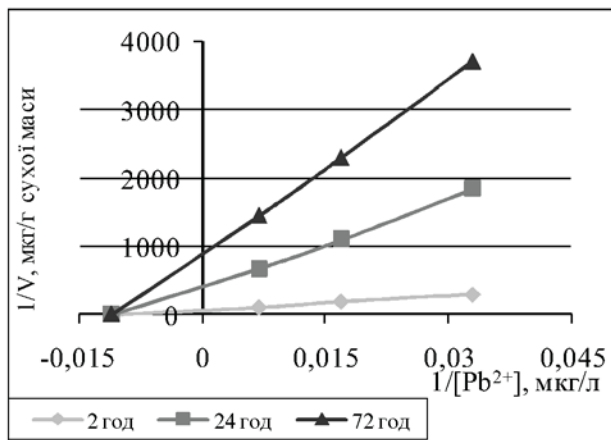


Рис. 4. Кінетика поглинання іонів свинцю клітинами *A. Cylindrica* (в координатах Лайнуівєра – Берка)

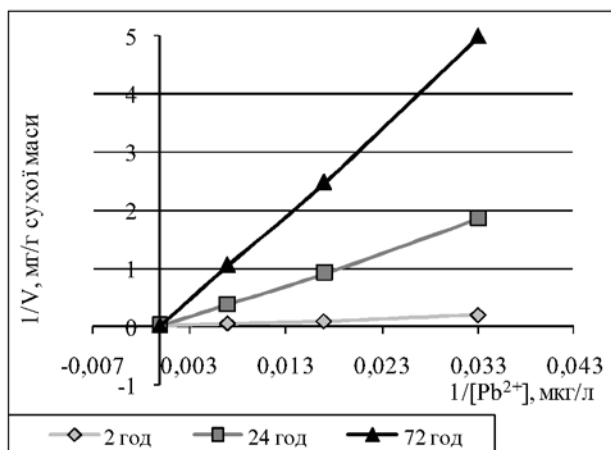


Рис. 5. Кінетика поглинання іонів свинцю клітинами *D. Communis* (в координатах Лайнуівєра – Берка)

Разом з тим, для зеленої водорості *D. communis* встановлено (рис. 5, табл. 2), що поглинання іонів свинцю клітинами відбувається за іншим механізмом – максимальна швидкість є однаковою для всіх часових інтервалів, а K_m різними, що свідчить про конкурентний тип взаємодії, яка зумовлює зв'язування іонів свинцю в активних центрах молекул-переносників або у функціональних групах поверхнево активних сполук клітинної оболонки, і, як наслідок, інактивує їх. Це спричиняє різний механізм проникнення іонів металу при коротких та довготривалих експозиціях. Очевидно, що спочатку відбувається подолання фізіолого-біохімічного бар'єру та лавиноподібне проникнення іонів металу через специфічні іонні канали, внаслідок їх відкриття чи руйнування [6]. При цьому подальше наростання концентраційного градієнту іонів Pb^{2+} з обох боків мембрани призводить до подальшої акумуляції металу, а значить до послаблення бар'єрної функції мембрани.

Таблиця 2

Кінстичні показники накопичення іонів Pb^{2+} клітинами водоростей

Показники	Період визначення, год.	Види водоростей		
		<i>A. cylindrica</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
V_{max} , мкг/год·г сухої маси	2	14,7	47,5	5
	24	2,6	47,5	5
	72	1,2	47,5	5
K_m	2	91	143	0,75
	24	91	715	200
	72	91	1250	570
$E_{акт}$, кДж/мкг	2	0,11	0,12	0,07
	24	0,67	1,06	0,75
	72	1,57	2,74	2,25

Розраховані енергії активації зв'язування іонів Pb^{2+} поверхневими структурами оболонки водоростей та проникнення крізь клітинну мембрану як для *A. cylindrica*, так і для *D. communis* показують, що процес в цьому часовому проміжку не є енергозалежним, і, можливо, теж підпорядковується фізико-хімічним факторам регуляції та здійснюється шляхом дифузії [3, 7].

Аналізуючи отримані дані, відмітимо, що проникнення іонів свинцю у клітини діатомової водорості відбувається по-різному (табл. 2). Внесення металу в середовище зумовлює практично неконтрольоване проникнення іонів Pb^{2+} у клітини *N. atomus*, про що свідчить дуже низька енергія активації і низька K_m . Проте далі спостерігається зміна процесу проникнення іонів свинцю у клітини діатомової водорості – на конкурентний тип. Очевидно, в даному випадку має місце процес, подібний до того, що спостерігається у *D. communis*, де присутні різні механізми проникнення металу при коротких та довготривалих експозиціях.

В загальному можна зазначити, що проникнення іонів цинку і свинцю у клітини водоростей відбувається з участю мембранних структур, можливо через іонні канали, без значних енергетичних витрат, хоча багато аспектів процесу потребують подальшого вивчення.

Поглинання та накопичення важких металів клітинами водоростей визначаються складною комбінацією багатьох чинників як зовнішнього середовища, біологічних особливостей водоростей, так і властивостями металів. Тому, складно порівнювати та робити висновки щодо цих взаємовідносин, і давати оцінку результатам, які отримані у природних експериментах і лабораторних дослідженнях [12]. Поряд з цим, підсумовуючи отримані результати, можна констатувати, що поглинання іонів важких металів клітинами водоростей різних таксономічних груп залежить від часу і при довготривалих експозиціях поглинання з часом зменшується, що визначає до певної межі можливість регуляції надходження металу. Однак, не можна стверджувати, що процес характеризується ефектом насичення у досліджуваних діапазонах часу, оскільки упродовж усієї інкубації водоростей зростає кількість зв'язаного ними металу. Однак, накопичення цинку та свинцю у другій половині дослідження відбувалося менш інтенсивно, що, можливо, є наслідком “забивання іонних каналів” шляхом зв'язування іонами важких металів функціонально важливих груп переносників [13].

Висновки

Основне значення для визначення можливих адсорбційних властивостей водоростей різних систематичних груп має метаболічно обумовлене поглинання при фізіологічних умовах середовища. При підвищених концентраціях важких металів за межі адаптивних можливостей

водоростей переважаючими стають процеси сорбції компонентами живих клітин та мертвими клітинами, які можна розглядати лише для умов очисних споруд. У природних умовах важкі метали не можуть бути виключеними з екосистеми і відповідно з метаболізму водних рослин, тому вирішальним для адаптивних процесів стають фізіологічні та біохімічні процеси детоксикації важких металів клітинами водоростей [5].

1. Алтунин В.С. Контроль качества воды : справочник / Алтунин В.С., Белянцева Т.М. – М. : Колос, 1993. – 367 с.
2. Боднар О.І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.17 "Гідробиологія" / О.І. Боднар. – Київ, 2009. – 22 с.
3. Варфоломеев С.Д. Биокинетика: практический курс / Варфоломеев С.Д., Гуревич К.Г. – М. : ФАИР – ПРЕСС, 1999. – 720 с.
4. Голтвянский А.В. Биоаккумуляция ионов металлов клетками зеленых водоростей та одержання біомаси, багатой на мікроелементи : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.20 "Біотехнологія" / А.В. Голтвянский. – К., 2002. – 20 с.
5. Горюнова С.В. Поглощение смесей цинка, кадмия и кобальта водорослями *Scenedesmus quadricauda* / С.В. Горюнова, В.Н. Максимов, С.Е. Плеханов // Вестн. Моск. ун-та. – Сер. Биология. – 1996. – № 1. – С. 54 – 59.
6. Грибовская И.В. Особенности накопления одноклеточными водорослями химических элементов до токсических концентраций / И.В. Грибовская // Актуальные проблемы современной альгологии : I всесоюз. конф., Черкасы, 23-25 сент. 1987 : тез. докл. – К. : Наук. думка, 1987. – 106 с.
7. Диксон М. Ферменты : в 3 т. / Диксон М., Узбб Э. – М. : Мир, 1982. – Т. 2. – 515 с.
8. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л.А. Сирено, А.И. Сакевич, Л.Ф. Осипов [и др.] ; под ред. А.В. Топачевского. – К. : Наук. думка, 1975. – 247 с.
9. Мецлер Д. Биохимия : Химическая реакция в живой клетке : в 3 т. / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1990. – Т. 2. – 1990. – 608 с.
10. Мушак П.О. Абсорбція іонів важких металів синьо-зеленою водорістю *Spirulina platensis* (NORDTS.) GEITL / Мушак П.О. // Укр. ботан. журн. – 2006. – Т. 63, № 4. – С. 551–557.
11. Саенко Г.Н. Металлы и галогены в морских организмах / Г.Н. Саенко. – М. : Наука, 1992. – 199 с.
12. Сафонова Т.А. Накопления ртути и других тяжелых металлов водорослями и водными растениями / Поведения ртути и других тяжелых металлов в экосистемах : сбор. науч. трудов / Т.А. Сафонова. – Новосибирск, 1989. – Ч. 1. – С. 64–100.
13. Хоменчук В.О. Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.04 "Біохімія" / В.О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 23 с.
14. Beakes G. Zoospores ultrastructure of *Zygorhizidium affluences* Canter and *Z. planktonicum* Canter, two chytrids parasitizing the diatom *Asterionella formosa* Hassall. / G. Beakes, H.M. Canter, G.H.M. Jaworski // Can. J. Bot. – 1988. – Vol. 66, N 6. – P. 1054 – 1067.
15. Brezonik P.L. The influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity to aquatic organisms / P.L. Brezonik, S.O. King, C.E. Mach ; eds. M.C. Newman, A.W. McIntosh / Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications. – Michigan: Lewis Publishers Inc., 1991. – P. 1–34.
16. Leite S.G. Cadmium uptake and its effect on the growth of *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquans* cells in laboratory condition / S.G. Leite, A.C.A. Costa, M.C. Moore, G.A.S. Pinto // Rev. Microbiol. – 1993. – Vol. 24, N 1. – P. 54–58.
17. Sunda W.G. Antagonisms between cadmium and zinc toxicity and manganese limitation in a coastal diatom / Sunda W.G., Huntsman S.A. // Limnol. and Oceanogr. – 1996. – Vol. 41, N 3. – P. 373–387.

О.И. Боднар, В.В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

МЕМБРАННЫЙ МЕХАНИЗМ ПРОНИКНОВЕНИЯ ИОНОВ МЕТАЛЛОВ В КЛЕТКИ ВОДОРΟΣЛЕЙ

Кинетика поглощения ионов Zn^{2+} клетками водорослей (*A. cylindrica*, *D. communis*, *N. atomus*) мало зависит от их видовых особенностей. Значение K_m одинаково у всех видов водорослей, а максимальная скорость поглощения – разная. По-видимому ионы цинка связываются с молекулами клеточных стенок водорослей по неконкурентному типу. Поглощение Pb^{2+} клетками *D. communis* и *N. Atomus* происходит по иному механизму, поскольку максимальная скорость поглощения была одинаковой в течение всего периода наблюдений, а K_m – различной. В этом случае вероятен конкурентный тип взаимодействия, что предопределяет связывание ионов свинца в активными центрами молекул-переносчиков или с функциональными группами биополимеров клеточной оболочки.

Ключевые слова: пресноводные водоросли, кинетика проникновения, максимальная скорость, энергия активации, ионы цинка и свинца

O.I. Bodnar, V.V. Grubinko

Ternopil National Volodymir Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

MEMBRANE MECHANIZM PENETRATION OF IONS OF METALS IN CAGES OF ALGAE

An accumulation of ions of zinc and lead by freshwater algae is the species-specific process depends and depends from the nature and biological role of metal in an organism. Penetration of ions of zinc in the cells of the investigated algae (*A. cylindrica*, *D. communis*, *N. atomus*) is carried out non-competitively, while for the ions of lead characteristic is both passive (diffusive penetration) and active transporting kinetics of which changes with growth of concentration of Pb^{2+} in a water environment.

Key words: freshwater algae (Cyanophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta), zinc, lead, kinetics penetration, high speed penetration, energy activating

УДК 502.74 + 502.4:597

Д. Л. БОНДАРЕВ¹, О. О. ХРИСТОВ²

¹Дніпровсько-Орільський природний заповідник
вул. Полетаєва, 2, Дніпропетровськ 49054, Україна

²Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

Проведено аналіз і узагальнення складу іхтіофауни водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника (ДОПЗ), дана комплексна оцінка її сучасного стану.

Ключові слова: іхтіофауна, відтворення, існування, заплавні водойми, заповідні акваторії

Проблема збереження іхтіофауни заплавних водойм річкових екосистем є вкрай актуальною, бо більшість їх зникли, або значно трансформувалися. Найважливіший фактор зміни іхтіофауни – зарегулювання стоку рік і створення водосховищ, надходження забруднювачів. Як наслідок фактично заново відбувається формування угруповань риб [3]. Створення та функціонування мережі об'єктів природно-заповідного фонду є одним з найбільш ефективних заходів по збереженню біорізноманіття [8, 9].

Матеріал і методи досліджень

Матеріали зібрані на акваторії заповідника в 1991-2009 рр. Здійснено аналіз сучасних даних на суміжних до заповідника акваторіях [7]. Збір даних проводився на всій акваторії заповідника з урахуванням типології водойм. Контрольні облови проводились стандартним набором знарядь лову (ставні сітки $a=30-120$ мм). Відбір малькових проб здійснювали на 35 станціях в прибережній зоні. Усі роботи проводилися відповідно до діючих нормативів та інструкцій згідно стандартних іхтіологічних методик [1; 5].

Здійснено аналіз сучасних даних на суміжних до заповідника акваторіях [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Дніпровсько-Орільський природний заповідник створено в 1990 р. на лівому березі верхів'я Дніпровського (Запорізького) водосховища. Загальна площа заповідника становить 3766,2 га. Розташування заповідника в заплаві р. Дніпро обумовило наявність в його складі значних акваторій, включно заплавних озер, площа яких складає 600 га.

До створення Дніпровського водосховища водойми заповідника не мали постійного зв'язку з Дніпром і лише в період повені зливалися з водами Дніпра та відігравали значну роль у відтворенні аборигенних видів риб. Після його створення заплавні акваторії мають постійний зв'язок з Дніпром і саме це відіграло ключову роль у процесі формування іхтіофауни, що тісно пов'язано з генезисом іхтіофауни Дніпровського водосховища [1, 2, 4, 6].

Типологічна різноманітність та своєрідність водойм заповідника, обумовлює його сучасний видовий склад, який нараховує 49 видів риб (представники 13 родин), що складає близько 90% від складу іхтіофауни Дніпровського водосховища (табл. 1).