Для заказа доставки данной работы воспользуйтесь поиском на сайте по ссылке: <http://www.mydisser.com/search.html>

**ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

**ІМЕНІ ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА**

**Гуменюк Галина Богданівна**

УДК 574.57+547.64

**РОЗПОДІЛ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМІ ПРІСНОЇ ВОДОЙМИ (НА ПРИКЛАДІ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ)**

03.00.16 – екологія

**Автореферат**

**дисертації на здобуття наукового ступеня**

**кандидата біологічних наук**

**Чернівці – 2003**

**Дисертацією є рукопис**

**Робота виконана в Тернопільському державному педагогічному університеті**

**імені Володимира Гнатюка, Міністерства освіти і науки України**

**Науковий керівник:** доктор біологічних наук, професор

**Грубінко Василь Васильович,**

Тернопільський державний педагогічний

університет імені Володимира Гнатюка,

завідувач кафедри загальної біології

**Офіційні опоненти:**

доктор біологічних наук

**Руденко Світлана Степанівна,**

Чернівецький національний

університет імені Юрія Федьковича,

кафедра загальної та

експериментальної екології, професор

кандидат біологічних наук,

**Коновець Ігор Миколайович,**

Інститут гідробіології НАН України,

відділ екологічної фізіології водних тварин та іхтіології, старший науковий співробітник

**Провідна установа:** Інститут екології Карпат НАН

України, м. Львів

Захист відбудеться „26” листопада 2003 р. о 14 год. на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 76.051.05 при Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича за адресою: вул. Лесі Українки, 25 (III корп. ун-ту, ауд. №81), Чернівці, 58012, Україна.

З дисертацією можна ознайомитися у бібліотеці Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича за адресою: вул. Лесі Українки, 23, Чернівці, 58012, Україна.

Автореферат розісланий „24”жовтня 2003 р.

Вчений секретар

спеціалізованої вченої ради Копильчук Г.П.

**ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ**

**Актуальність проблеми.** У зв’язку з погіршенням екологічної ситуації в Україні великого значення набувають дослідження взаємозв’язку між накопиченням, перерозподілом та впливом важких металів (ВМ) на екосистеми.

Останнім часом все гостріше постають питання про негативні наслідки забруднення екосистем як накопичувачів токсикантів, в першу чергу важких металів. Вміст та форми ВМ у воді і донних відкладах (прибережному мулі) вивчались у працях Линника П.М. **(**1986**)**, Набиванця Б.І. (1977), Білоконя В.П. (1990); у грунтах – у працях Ільїна В.П. (1991); у водоростях – у працях Сафонової Т.А. (1989). Ільїн В.Б. підкреслює, що встановлення зміни в екосистемах за дії ВМ носить комплексний характер, особливо при хронічному забрудненні. Цьому сприяє перерозподіл важких металів у грунтових та поверхневих водах, накопичення їх рослинами, перерозподіл у межах трофічних ланцюгів. Перш за все є важливою сезонна міграція ВМ у складових гідроекосистем як фактор формування якості води, закріплення ВМ у продукційних елементах водних екосистем, що знижує їх біопродуктивність та відтворюваність (Мур Дж. В., Рамамурти С., 1987).

Щодо вмісту та особливостей нагромадження *Co, Cu, Pb, Cd* між основними складовими трофічного ланцюга гідроекосистем, то ці питання для вказаних металів вивчено недостатньо. Недостатньо відомі також фізіологічні механізми участі водоростей у перерозподілі ВМ в гідроекосистемах як основної лімітуючої ланки їх трансформації. Такі дослідження можуть мати як загально-теоретичне, так і практичне значення для розробки засобів екологічного моніторингу прісних водойм. Вирішенню саме цих завдань присвячене дане дослідження, спрямоване на вивчення перерозподілу важких металів у складових гідроекосистеми Тернопільського ставу та модельної прісноводної екосистеми і їх вплив на деякі фізіолого-біохімічні показники зелених та синьо-зелених водоростей.

**Зв’язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота є частиною планової міжкафедральної теми кафедр загальної біології та хімії Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка ”Токсикоспецифічні адаптації гідробіонтів та водних екосистем до дії іонів важких металів та їх регуляція” (№ державної реєстрації – 0101U001311).

**Мета і задачі дослідження.** Метою досліджень є визначення закономірностей перерозподілу ВМ (*Co, Cu, Pb, Cd*) у прісноводній гідроекосистемі ставу (вода, прибережний мул, грунти, водорості) в залежності від сезонних факторів і в модельній гідроекосистемі (вода, прибережний мул, водорості, молюски) та вивчення впливу свинцю на амонійзв’язуючу здатність одноклітинних зелених і синьо-зелених водоростей.

Для досягнення мети були поставлені такі завдання:

1. Встановити ступінь накопичення міді, кобальту, кадмію і свинцю у воді, прибережному мулі, грунтах та водоростях гідроекосистеми Тернопільського ставу.

2. Дослідити особливості сезонного перерозподілу *Co, Cu, Pb, Cd* у системі вода→прибережний мул→ прибережні грунти→водорості у складових водної екосистеми в залежності від гідрохімічних факторів.

3. Встановити динаміку розподілу свинцю у складових середовища модельної гідроекосистеми (вода, прибережний мул, водорості, молюски).

4. Визначити рівень забруднення важкими металами Тернопільського ставу.

5. Дослідити амонійзв’язуючу активність одноклітинних зелених і синьо-зелених прісноводних водоростей за дії свинцю.

**Об’єкти дослідження –** процеси перерозподілу та акумуляції важких металів в складових гідроекосистеми та амонійзв’язуюча активність одноклітинних водоростей.

**Предмет дослідження –** гідроекосистема Тернопільського ставу, модельна гідроекосистема, культури зелених (Scenedesmus brasiliensis, (Kütz.) Wittr. HPDP – 7) і синьо-зелених (Anabaena hassalii, Bohl. IBASU-A 273) водоростей.

Методи досліджень. **Для дослідження вмісту важких металів використано методику Мур Дж.В. і Рамамурті С. (1987) і модифікації розроблені у відділі екотоксикології і гідрохімії Інституту гідробіології НАН України. Визначення вмісту важких металів здійснювали методом атомно-адсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів. Статистичну обробку здійснювали за методом Лакіна В.Т. (1980).** **Активність ферментів, що зв’язують аміак, визначали відповідно до методів, наведених у працях ( Евстегнеева З.Г., 1980; Софьин А.В., 1984).**

Вміст білку визначали за методом Lowry O.H. (1951). Одержані дані опрацьовані методами варіаційної статистики з використанням t-критерію Стьюдента.

**Наукова новизна одержаних результатів.** В результаті дослідження вперше отримано дані про сезонний перерозподіл важких металів у складових природньої та модельної прісноводних гідроекосистем (вода, прибережний мул, водорості, молюски) закритої водойми. У регіональному аспекті вперше комплексно проаналізовано взаємодію природних факторів, сезонності і хімічної природи сполук техногенних елементів на перерозподіл останніх у складових середовища гідроекосистеми. Здійснено дослідження рівня забруднення території на основі методики аналізу води, зразків прибережного мулу, грунтів та водоростей.

Узагальнено дані про зміну токсикологічних властивостей забруднювачів за їх спільного впливу на формування токсичності водного середовища за рахунок їх перерозподілу у водному середовищі.

**Вперше досліджено вплив свинцю in vivo на активність основних ферментів амонійзв’язування одноклітинними зеленими і синьо-зеленими водоростями.**

**Практичне значення роботи.** Отримані показники можуть бути застосовані як біонормативні для формування рекомендацій щодо оцінки токсичності водного середовища та рівня толерантності водних організмів на вплив токсикантів. Дані про вплив свинцю на активність амонійзв’язуючих ферментів зелених і синьо-зелених водоростей можуть бути використані для моніторингу їх кількісного та якісного розвитку у прісноводних ставкових екосистемах та прогнозування якості води. Одержані дані можна використовувати також при читанні нормативних та спецкурсів для студентів біологічних та екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів.

**Особистий внесок здобувача.** Дисертація є особистою науковою працею автора. Особистий внесок автора полягає в підборі та опрацюванні літературних джерел, розробці програми досліджень гідроекосистем та фізіологічної активності водоростей, у зборі, обробці та аналізі експериментального матеріалу, узагальненні отриманої інформації, розробці та впровадженні практичних рекомендацій. Автор брала безпосередню участь у виконанні науково- дослідної роботи кафедри, зокрема в проведенні дослідження сезонної динаміки розподілу важких металів в прісноводних гідроекосистемах та впливу іонів свинцю на фізіологічну активнісь одноклітинних зелених та синьо-зелених водоростей.

Формулювання завдань та інтерпретацію результатів здійснено з допомогою наукового керівника: доктора біологічних наук, професора В.В. Грубінка.

**Апробація результатів дисертації.** Результати досліджень оприлюднені на III Гідроекологічному з’їзді (Тернопіль, 2001); на науковій конференції „Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” (Київ, 2001); на IV конференції молодих вчених „Наукові основи збереження біотичної різноманітності” (Львів, 2002); звітних наукових конференціях викладачів Тернопільського державного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка (2000-2003 рр.).

**Публікації.** За темою дисертації опубліковано 6 робіт, з них 3 статті – у наукових фахових журналах, 3 роботи – в матеріалах і збірниках конференцій та з’їздів.

**Обсяг і структура дисертації.** Дисертація викладена на 131 сторінці і складається із вступу, огляду літератури, опису методів і об’єкту досліджень, 4 розділів власних досліджень, висновків, списку використаних джерел (всього 209 найменувань). Робота ілюстрована 5 таблицями, що займають 2,5 сторінки і 33 рисунками, що займають 13,5 сторінок.

**ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ**

**Огляд літератури.** В огляді літератури висвітлено джерела та шляхи надходження міді, кобальту, свинцю і кадмію в екосистеми; вплив ВМ на екологічний стан гідроекосистем; накопичення і механізм трансформації ВМ у гідроекосистемах.

**Матеріали та методи досліджень.** Для дослідження вмісту *Co, Cu, Pb, Cd* у воді, прибережному мулі, грунтах та водоростях, зразки складових гідроекосистеми відбирали в 5 різних місцях Тернопільського ставу (рис. 1.): 1 – біля міського пляжу; 2 – поблизу автомобільної дороги; 3 – біля заплави р. Серет (фільтр на шляху міграції елементів); 4 - низинна ділянка ставу (надходження техногенних викидів із стоком, із річкової води, з атмосферних опадів); 5 – в ділянках заболоченого схилу (постійне обводнення).

Воду відбирали з поверхневого горизонту озера, а проби прибережного мулу, водної рослинності – на глибині біля 50 см. У зразках прибережного мулу, грунту та рослинних об’єктів визначали вміст важких металів. Концентрацію металів виражали в мг на 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Оскільки органічна частина прибережного мулу відіграє активну роль в накопиченні ВМ, для визначення впливу органічної речовини (ОР) донних відкладів Тернопільського ставу на вміст ВМ проводилось прожарювання проб при 700°С. Втрати при прожарюванні приймалися за вміст ОР в прибережному мулі. Гідрологічні, гідрохімічні та фізико-хімічні параметри води Тернопільського ставу досліджували у гідрохімічній лабораторії Тернопільводгоспу з використанням стандартних сертифікованих методик гідрохімічного аналізу.

Дослідження в модельній екосистемі проводились у ізольованому ставі площею 0,03 га з глибиною 1 м. У дану водойму було внесено початкову кількість нітрату свинцю Pb(NO)3 для досягнення кінцевої концентрації за свинцем (Брагинский Л.П.,1971). Графік спостережень, відбору проб та аналізу був такий:

а) фонові спостереження (зняття показників до внесення свинцю); б) зняття показників після внесення свинцю (в той же день); в) зняття показників на 1-шу, 3, 5, 7, 10-ту добу досліду; г) зняття показників на 15-ту, 20, 30, 40 – ву добу досліду.

Воду відбирали з поверхневого горизонту ставу. Проби донних відкладів, водної рослинності та молюсків відбирали на глибині до 50 см. Проби води підкислювали концентрованою HNO3 до рН<2. Зразки молюсків висушували в термостаті при температурі 105о С. Їх подрібнені раковини розтирали в ступці до порошкоподібного стану. Підготовку і спалювання зразків прибережного мулу і водоростей, а також і молюсків здійснювали, як було описано вище.

В другій частині досліджень вивчали вплив іонів свинцю на амонійзв’язуючу здатність зелених та синьо-зелених водоростей. Для визначення процесів ферментної фіксації амонію об’єктами досліджень служили культури зелених (Scenedesmus brasiliensis Bohl. IBASU – A 273) і синьо-зелених (Anabоena hassalii (Kütz.) Wittr. HPDP – 7) водоростей із колекцій Інституту ботаніки НАН України і Інституту гідробіології НАН України, надані нам старшим науковим співробітником Інституту гідробіології НАН України, д.б.н. П.Д. Клоченком.

**Водорості вирощували в умовах накопичувальної культури в люміностаті при освітленні лампами денного світла (інтенсивність 2500 лк.) і температурі 25±1°С протягом двох тижнів до рівня вмісту білка 30 – 50 мг/л. Як живильне середовище використовували розчин Фітцджеральда. В експериментальних умовах в культури даних водоростей додавали Pb(NO3)2 в кількості 0,5 мг/л. Активність ферментів, що зв’язують аміак, визначали відповідно до методів, наведених у працях ( Евстегнеева З.Г., 1980; Софьин А.В., 1984).**

Вміст білку визначали за методом Lowry O.H. (1951). Одержані дані опрацьовані методами варіаційної статистики з використанням t-критерію Стьюдента.

**ОСНОВНІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

****

****





Із даних наведених на рис.2 видно, що взимку концентрація всіх досліджуваних металів порівняно з іншими сезонами є висока. Це пов’язано, по-перше, із низьким значенням pH (pH=7,2), при якому, як відомо, комплекси важких металів (гуматні і фульватні) легко розкладаються (Мур Дж. В., Рамамурти С.,1987). Це, відповідно, зумовлює зростання концентрацій досліджуваних металів у поверхневих водах ставу. Найвищі концентрації у воді свинцю і міді (рис.2). Висока концентрація важких металів у зимовий період пояснюється також невеликою витратою води у цей час. В зимовий період має місце вторинне забруднення водного середовища важкими металами, що пов’язано із дефіцитом розчиненого кисню внаслідок довготривалого льодоставу.

Підвищена концентрація мікроелементів у зимові місяці корелює з мінімальним зростанням чисельності і біомаси фітопланктону. Очевидно, ці особливості сезонної зміни концентрацій елементів у водоймі пов’язані, з одного боку, з їх виносом при збільшенні біомаси фітопланктону, а з іншого – із вивільненням елементів після розкладання водоростей.

Згідно наших досліджень кількісне співвідношення ВМ металів у воді можна подати рядами: квітень – Pd<Cd<Cu<Co; травень – Pb<Cd<Co<Cu; липень – Cd<Cu<Co<Pb; серпень – Cd<Cu<Co<Pb; вересень – Cd<Co< Pb<Cu; листопад – Co<Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Cu<Pb.

****





Взимку концентрація біогенних елементів – кобальту і міді в прибережному мулі зростає (рис.3,4). Це викликано тим, що вегетація у зимовий період не відбувається, відповідно, потреби у рослин і тварин в біогенних елементах немає. Рослини, відмираючи, осідають на дно водойми, віддаючи їй біогенні елементи, і спричинюючи таким чином, вторинне забруднення води та прибережного мулу.



****





Згідно наших досліджень кількісне співвідношення ВМ металів у грунтах можна подати рядами: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Cd<Co<Pb<Cu; серпень – Cd<CoCu<Pb; вересень – Cd<Co<Cu<Pb; листопад – Cd=Co<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu.

****





У зимовий період року, коли водойма покрита льодом, часто ще і з шаром снігу, незважаючи на найвищу в році прозорість води, фітопланктон майже відсутній – зустрічаються лише досить рідкісні фізіологічно-неактивні клітини деяких видів, а в окремих водоростей – спори чи клітини в стадії спокою. З даних, наведених на рис.3,4,6 концентрація свинцю, міді і кобальту досить висока. Це погоджується з даними Сафонової Т.А. (1989) та інших дослідників. Саваніна Я.В. (2001) та інші вказують, що ефективність пасивного накопичення залежить, головним чином, від адсорбційної здатності клітинних оболонок. Наявність фізико–хімічних механізмів концентрування ВМ, що не вимагають витрат енергії клітиною, підтверджується тим, що акумуляція металів з розчинів може здійснюватись і мертвими клітинами. Виключенням є тільки кадмій. Його вміст у водоростях взимку порівняно з осіннім є невисоким (рис.5).

Значні кількості мікроелементів під час активного розвитку фітопланктону (літо) утилізуються останнім, а із загибеллю водоростей до кінця вегетації вони знову надходять у водойму. Спостерігається малий колообіг мікроелементів в системі: водойма – фітопланктон – водойма.

Згідно наших досліджень кількісне співвідношення ВМ металів у водоростях можна подати рядами: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Co<Cd<Pb<Cu; серпень – Cd<Co<Cu<Pb; вересень – Cd=Co<Cu<Pb; листопад – Co<Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu.

**Модельне дослідження перерозподілу свинцю в прісній водоймі.** Розподіл ВМ в складових гідроекосистеми, який склався протягом декількох років має настільки багатофакторну залежність, що динаміку самого процесу оцінити важко. У зв’язку з цим можна використати натурне моделювання процесів інтоксикації у невеликих, але функціонально стабільних водоймах, мета яких полягає у прослідковуванні динаміки перерозподілу ВМ у складових водойми протягом одного вегетаційного сезону. Це дає можливість встановити пріоритетні чинники перерозподілу металу, оцінити швидкість процесу трансформації та встановити роль біотичних складових у ньому. Нами приведено всі відповідні дослідження за внесення свинцю до початкової концентрації 0,5 мг/л.

***Вода.*** У результаті дослідження встановлено, що у водівміст свинцю значно зростає після внесення токсиканту (рис. 7). Згодом його рівень знижується майже до фонових значень, що пояснюється акумуляцією іншими складовими гідроекосистеми (зокрема рослинами). На 20 – й день експерименту концентрація свинцю у воді зростає, а у водоростях знижується. На 30 – й і 40 – й дні (кінець експерименту) у воді знову спостерігається висока концентрація свинцю. Це пов’язано із зниженням рН ( 30 – й день рН= 6,4), що зумовлює часткову десорбцію свинцю із донних відкладів а також, відмиранням рослин, що спричиняє вторинне забруднення води.

***Прибережний мул*** (донні відклади), згідно наших досліджень, не відіграє значної ролі у міграції свинцю в такий короткий проміжок часу (40 днів) (рис. 8). Концентрація токсиканту зростає зразу ж після внесення у водойму та у перший день досліду. У наступні дні досліджень концентрація свинцю знаходиться майже на однаковому рівні. На 10 – й день експерименту концентрація свинцю у мулі знижується. Це, насамперед, пов’язано із зниженням рН до 6,3 (5 – й день рН=7,2). Згідно даних Мур Дж. В. і Рамамурті С. (1987) в кислому середовищі відбувається розкладання деяких комплексних сполук свинцю із складовими донних відкладів (фракція залізо-марганцевих оксидів, свинець-гумінові комплекси) та міграція свинцю в інші складові гідроекосистеми (водну рослинність та тварини). В останні роки показана можливість процесів перетворення мінеральних форм металів в органічні (алкілування). Неорганічні сполуки свинцю (II), подібно до ртуті, в донних відкладах піддаються метилюванню з участю мікроорганізмів. В результаті утворюються сполуки типу Ме3 Pb+ і Ме4 Pb, що легко акумулюються рослинами (Мур Дж. В., Рамамурти С., 1987).

На 15 – й день досліду концентрація свинцю в донних відкладах дещо зростає, що пов’язано із незначним підвищенням рН (рН=6,45), а також із зменшенням концентрації токсиканту в рослинах. На 20–й день вміст свинцю в мулі знову знижується. Відома велика спорідненість свинцю до фракції оксидів заліза, марганцю і алюмінію, а у відновних умовах, які спостерігаються на 20 – й день існує ймовірність десорбції свинцю із донних відкладів.

Відоме також явище десорбції свинцю з рослин, при чому значно інтенсивніше, ніж десорбція ртуті і кадмію. Наприклад, при переносі Ascophyllum із забруднених вод в чисті вміст свинцю за два місяці зменшується на 75 – 85% (Мур Дж. В., Рамамурти С.,1987). На 30 – й день концентрація свинцю знову зменшується, підвищуючи, тим самим, концентрацію токсиканту у воді.

У кінці експерименту (40 – й день) концентрація токсиканту дещо зростає. Очевидно, рослини поглинувши деяку кількість токсиканту, опускаються в нижні ділянки водойми і там, відмираючи, викликають вторинне забруднення води та донних відкладів.

****

Отже, згідно наших досліджень, продуценти акумулюють свинець в найбільшій кількості. Зазначимо, що на 30 – й і 40 – й день концентрація свинцю у рослинах зменшилася. Тому, наше припущення про те, що на 10 – й день експерименту концентрація свинцю була критичною і вони загинули, підвищуючи, тим самим, концентрацію токсиканту у воді є вірним.

****







## Особливості асиміляції амонійного азоту зеленими і синьо-зеленими водоростями за дії свинцю. Вплив ВМ на водорості визначається неоднорідністю метаболічних процесів, які в кінцевому результаті визначають біопродуктивність водойм. Як відомо, одним із визначальних процесів приросту біомаси рослин є зв’язування азоту, яке є лімітуючою ланкою біосинтезного метаболізму у рослин. Крім того, зв’язування амонійного азоту гідроекосистеми водоростями є чинником формування якості води і зниження її токсичності за аміаком, як одним із найнебезпечнішим для гідробіонтів токсикантом.

Тому, метою нашого дослідження було виявлення інтенсивності зв'язування аміаку одноклітинними зеленими (Scenedesmus brasiliensis Bohl. IBASU – A 273) і синьо-зеленими (Anabоena hassalii (Kütz.) Wittr. HPDP – 7) водоростями в модельному експерименті за дії іонів свинцю. Відомо, що в рослин, включно у водоростей, функціонує декілька ферментних систем зв'язування аміаку. Виявлено певне співвідношення інтенсивності зв’язування аміаку ферментними системами у рослин. Встановлено первинність асиміляції аміаку в глутамінсинтетазній реакції за його концентрації в клітинах до 50 мМ ( Шатилов В.Р.,1987). За більших концентрацій активується глутаматдегідрогеназна система. Послідовність зв’язування аміаку у рослин можна зобразити схемою:

*2- оксиглутарат +NH4+(ГДГ) → глутамат + NH4+(ГС с)→ глутамін*

*NH2OH(ГСт) → j-глутамілгідроксамат→ амідні сполуки*

*Примітка.- ГДГ – глутаматдегідрогеназна реакція; ГС(с) – глутамінсинтетаза (синтетазна реакція); ГС(т) – глутамінсинтетаза (трансферазна реакція)*

Зміна почерговості амонійасиміляції має певне функціональне (фізіологічне) значення. Зв’язування аміаку у глутаматдегідрогеназній реакції з продовженням амідуванння глутаміну у глутамінсинтетазній реакції є дуже ефективним шляхом знешкодження (детоксикації) аміаку при його надлишкових (токсичних) рівнях у клітині (зовнішньому середовищі), бо на 1 моль 2-оксиглутарату в кінцевий продукт (глутамін) зв’язується 2 моль аміаку. Глутамін у тварин значніше, а у рослин незначно включається в синтез мономерних амідів і білків, оскільки в тварин глутамінзалежні трансферази є активнішими і діють як засіб переведення аміду глутаміну скоріше не в білки, а в аміди, що виводяться з організму (наприклад, сечовину). Відомо, що у рослин азотний метаболізм спрямований більше на асиміляцію, ніж на виведення амонію. Тому функцію асиміляції виконує трансферазний шлях синтезу для включення аміаку в мономерні амідні сполуки, а за тим в білки, тобто таким метаболічним шляхом здійснюється активний біосинтез білків. У досліджених водоростей виявлена активність всіх трьох досліджуваних ферментів (табл.1).

Аналіз окремих ферментних активностей вказує на те, що ГДГ функціонує у всіх досліджених водоростей, однак рівень її активності вищий у зелених. Це свідчить про високу амонійдетоксикуючу здатність зелених водоростей, що узгоджується з високою глутамінсинтетазною активністю (синтетазна реакція). Очевидним є існування активного ланцюга детоксикації 2-оксиглутарат – глутамат – глутамін, який забезпечує довготривале витримування зеленими водоростями значних концентрацій аміаку у водному середовищі. На цей феномен вказувалося для зелених водоростей раніше. Трансферазна гілка глутамінсинтетазної реакції є вищою за активністю, ніж синтетазна, що свідчить про одночасно добру детоксикацію аміаку та використання утворених з його участю амідних сполук у біосинтезі білків.

Таблиця 1

**Вплив свинцю на активність ферментів зв’язування аміаку у зелених і синьо-зелених водоростях (M±m;n=5)**

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Вид водоростей | Активність ферментів, А | | |
| глутаматдегідрогеназа,  мкмоль NADH/хв.мг білку | глутамінсинтетаза  (синтетазна реакція),мкмоль Рі/хв.мг білку | глутамінсинтетаза  (трансферазна  реакція), мкмоль J-глутамілгідроксамату/хв.мгбілку |
| Cyanophyta | | | |
| Anabaena hassalii (К) | 0,0055±0,00076276 | 2,35±0,15647071 | 4,6±0,368957089 |
| Anabaena hassalii (Pb) | 0,0037±0,00056518 | 3,6±0,27258760 | 0,726±0,050992564 |
| Chlorophyta | | | |
| Scenedesmus brasiliensis (К) | 0,060±0,00669029 | 1,5±0,08529361 | 6,2±0,645316460 |
| Scenedesmus brasiliensis (Pb) | 0,050±0,00624500 | 2,05±0,12300000 | 5,22±0,478420903 |

Високу витривалість зелених водоростей до аміаку можна пояснити явищем кумулятивного ретроінгібування ГСс., яка є регуляторним ферментом, але одночасно активує ГСт., яка може здійснювати трансформацію глутаміну в інші азотвмістні сполуки.

Щодо синьо-зелених водоростей, то детоксикація аміаку глутаматдегідрогеназним шляхом здійснюється слабко, що свідчить про високу чутливість цих водоростей до високих рівнів аміаку у водному середовищі. Поряд з цим глутамінсинтетазна активність в синтетазній реакції, яка є також детоксикуючою гілкою через синтез глутаміну, є досить активною. Натомість значно нижчою, ніж у зелених водоростей, у синьо-зелених є активність глутамінсинтетази у трансферазній реакції, що спрямовує потік амонію на біосинтетичний шлях метаболізму. Це свідчить про те, що синьо-зелені водорості при певних рівнях амонію у водному середовищі добре розвиваються, збільшують вегетативну масу за рахунок синтезу амідів, але за значного зростання рівня аміаку у зв'язку із низькою амонійдетоксикуючою здатністю знижують біосинтез амідвмістимих сполук, включно білків, а кінцево – гинуть. Ми спостерігали в наших експериментах, що зелені водорості є витривалими в культивованих умовах більше 15 діб, але при цьому практично не ростуть, а синьо-зелені водорості починали гинути після періоду бурхливого росту протягом 5 – 7 діб і повністю загинули на 9 – 10 добу культивування.

Отже, із зазначеної динаміки активності ферментів зв'язування аміаку видно, що в процесі адаптації рослин до його високих рівнів у воді існують певні видові відмінності метаболічного перетворення, пов'язані з активацією певних ферментних систем. ГДГ та ГСс. очевидно забезпечують первинну (миттєву) адаптацію рослин до підвищених рівнів аміаку. З вичерпанням резерву їх метаболічної активності та зниженням швидкості амонійфіксації індукуються процеси трансформації аміа­ку в трансферазній реакції ГС, що виявлено у зелених водоростей. Існування почерговості зв'язуван­ня аміаку у рослин виявлено для низки водоростей вищих наземних рослин, в яких за низьких концентрацій аміаку головну роль в його зв'язуванні відіграє ГС, а за високих (50мМ) – ГДГ. Щодо свинцю, то його вплив на глутаматдегідрогеназну активність і в зелених, і в синьо-зелених водоростей є незначний, хоча тенденція до зниження цього показника має місце. Тому можна зробити висновок про те, що первинна детоксикуюча функція у водоростей за дії свинцю пригнічується і тому вони гинуть у присутності металу скоріше, ніж в контролі.

Своєрідною є реакція на свинець глутамінсинтетазної системи. За дії свинцю виявлено активацію зв’язування аміаку у синтетазній реакції (р<0,05) і у зелених, і в синьо-зелених водоростей. При цьому трансферазна гілка синтезу глутаміну пригнічується, особливо у синьо-зелених водоростей (р<0,05). Своєрідність реакції водоростей на свинець вказує на те, що при інтоксикації цим металом пригнічуються як вегетативні функції клітин, так і функціонування довготривалих систем формування толерантності водоростей до аміаку. Проте активуються первинні системи його детоксикації. Тому про адаптацію до свинцю фізіолого-біохімічних детоксикаційних систем говорити не можна. Констатуємо активацію первинного захисту, можливості якого, як відомо, швидко вичерпуються, оскільки глутамінсинтетаза є АТР-залежним ферментом. Оскільки короткотривалі механізми свинцем активуються, то біосинтетичні процеси та ріст і розмноження водоростей пригнічуються, а отже, знижується їх популяційне представлення в екосистемі та участь у детоксикації і перерозподілі важких металів у екосистемі. З іншого боку, певні дози важких металів в прісноводних екосистемах, у зв'язку із їх впливом на розвиток водоростей, особливо синьо-зелених, можуть виступати дієвим фактором регуляції «цвітіння» та евтрофікації водойм.

# ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі наведені закономірності акумуляції та перерозподілу важких металів у складових прісноводної гідроекосистеми (вода, прибережний мул, прибережні грунти, водорості) на прикладі Тернопільського ставу у різні сезони року та у модельній гідроекосистемі в залежності від фізичних, гідрохімічних та біотичних факторів.

1. Встановлено, що у гідроекосистемі Тернопільського ставу за інтенсивністю акумуляції вміст важких металів можна подати рядами:

у воді: квітень – Pd<Cd<Cu<Co; травень – Pb<Cd<Co<Cu; липень – Cd<Cu<Co<Pb; серпень – Cd<Cu<Co<Pb; вересень – Cd<Co< Pb<Cu; листопад – Co<Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Cu<Pb;

у прибережному мулі: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Cd<Co<Cu<Pb; серпень – Co<Cd<Cu<Pb; вересень – Cd<Co< Cu<Pb; листопад – Co< Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu;

у прибережних грунтах: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Cd<Co<Pb<Cu; серпень – Cd<CoCu<Pb; вересень – Cd<Co<Cu<Pb; листопад – Cd=Co<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu;

у складі водоростей: квітень – Cd<Co<Cu<Pb; травень – Cd<Co<Cu<Pb; липень – Co<Cd<Pb<Cu; серпень – Cd<Co<Cu<Pb; вересень – Cd=Co<Cu<Pb; листопад – Co<Cd<Cu<Pb; лютий – Cd<Co<Pb<Cu.

2. Встановлено, що у складових гідроекосистеми Тернопільського ставу найвищими є вміст свинцю і міді. При порівнянні стандартних фонових значень концентрацій металів для певних складових водного середовища із нашими даними, можна зробити висновок, що Тернопільський став є досить забрудненою водоймою, особливо токсичними елементами (свинцем і кадмієм).

3. Встановлено, що найкращими акумуляторами важких металів є біотичні складові гідроекосистеми рослини (водорості), та менше молюски, що дозволяє зробити висновок про значну роль біотичних складових у перерозподілі та акумуляції важких металів у гідроекосистемах. Зокрема, водорості можна використовувати для моніторингу забруднених водойм.

4. Згідно результатів наших досліджень у модельній гідроекосистемі рослини (водорості) накопичують важкі метали лише до певного критичного рівня, відповідно до гідрохімічного стану водойми, а згодом відмирають, підвищуючи, концентрацію важких металів у воді та донних відкладах.

5. Встановлено, що в процесі адаптації зелених і синьо-зелених водоростей до високих рівнів аміаку у воді існують певні видові відмінності метаболічного перетворення, пов’язані з активацією окремих ферментних систем. Глутаматдегідрогеназа та глутамінсинтетаза (синтетазна реакція) забезпечують первинну (миттєву) адаптацію рослин до підвищених рівнів аміаку. З вичерпанням резерву їх метаболічної активності та зниженням швидкості амонійфіксації індикуються процеси трансформації аміа­ку в трансферазній реакції глутамінсинтетази, що виявлено у зелених водоростей.

6. За інтоксикації свинцем його вплив на глутаматдегідрогеназну активність і в зелених, і в синьо-зелених водоростей є незначним. Первинна детоксикуюча функція у водоростей за дії свинцю пригнічується. За дії свинцю виявлено активацію зв’язування аміаку у синтетазній реакції і у зелених, і в синьо-зелених водоростей. При цьому трансферазна гілка синтезу глутаміну пригнічується, особливо у синьо-зелених водоростей. Своєрідність реакції водоростей на свинець вказує на те, що при інтоксикації цим металом пригнічуються як вегетативні функції клітин, так і функціонування довготривалих систем формування толерантності водоростей до аміаку.

**СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ**

|  |  |
| --- | --- |
|  |  |
|  | 1. Гуменюк Г.Б. Вміст і розподіл міді, кобальту та кадмію в біотичних і абіотичних компонентах Тернопільського ставу // Наукові записки ТДПУ. Сер. „Біологія”. – 2000. – Т. 3, № 10 – С.44 -45. |
|  | 2. Гуменюк Г.Б. Сезонна динаміка вмісту і міграції міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Наукові записки ТДПУ. Сер. „Біологія”. – 2001. – Т. 2, № 13. – С.190-193. |
|  | 3. Клоченко П Д., Грубинко В.В., Гуменюк Г.Б., Арсан О.М. Особенности ассимиляции аммонийного азота зелёными и синезелёными водорослями // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 2. – С. 81-92.  *Автором виконано експеримент та інтерпретацію результатів із впливу свинцю; д.б.н. Клоченко П.Д. надав нам культури водоростей для експериментальних досліджень; д.б.н Арсан О. М. взяв участь у обговоренні результатів дослідження.* |
|  | 4. Гуменюк Г.Б. Вміст та міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Тези доп. III з’їзду Гідроекол. т-ва України. – Тернопіль: Наукові записки ТДПУ. Сер. „Біологія”. – 2001. – Т.2, №14 – С.190-193. |
|  | 5. Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. Сезонна міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: період. наук. зб. Київ. ун-ту. – К.: Ніка-Центр. – 2001. – Т.2. – С. 745-753. |
|  | 6. Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. Розподіл свинцю в біотичних і абіотичних компонентах гідроекосистеми // Матеріали IV наукової конференції молодих вчених „Наукові основи збереження біотичної різноманітності”. – Львів: Ліга-Прес. – 2002. – С. 28-32. |

**АНОТАЦІЯ**

Гуменюк Г.Б**.** Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу). – Рукопис.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03. 00. 16. – екологія. – Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, Чернівці, 2003.

У дисертаційній роботі подані результати вивчення акумуляції та перерозподілу міді, кобальту, свинцю і кадмію у прісноводній гідроекосистемі (вода, прибережний мул, прибережні грунти, водорості, молюски) на прикладі Тернопільського ставу у різні сезони року та у модельній гідроекосистемі в залежності від фізичних, гідрохімічних та біотичних факторів.

Встановлено, що найкращими акумуляторами і трансформаторами важких металів є біотичні складові, зокрема водорості, що свідчить про значну роль біоти у акумуляції ВМ у гідроекосистемах. У модельній гідроекосистемі рослини накопичують важкі метали лише до певного критичного рівня, а згодом відмирають, підвищуючи, концентрацію важких металів у воді та донних відкладах.

Встановлено, що ферментні системи зелених і синьо-зелених водоростей ГДГ та ГСс. забезпечують первинну адаптацію водоростей до збільшених рівнів аміаку та ВМ. Первинна детоксикуюча функція у водоростей за дії свинцю пригнічується. За дії цього металу виявлено активацію зв’язування аміаку у синтетазній реакції і у зелених, і в синьо-зелених водоростей, а трансферазна гілка синтезу глутаміну пригнічується у синьо-зелених водоростей.

Рекомендовано дані про вплив свинцю на активність амонійзв’язуючих ферментів зелених і синьо-зелених водоростей для використання прогнозування стану у прісноводних екосистемах.

**Ключові слова:** важкі метали, гідроекосистема, перерозподіл, акумуляція, глутамінсинтетаза, глутаматдегідрогеназа.

**АННОТАЦИЯ**

Гуменюк Г.Б. Распределение тяжёлых металлов в гидроэкосистеме пресного водоёма (на примере Тернопольского пруда). – Рукопись.

Диссертация на соискание научной степени кандидата биологических наук по специальности 03.00.16. – экология. – Черновицкий национальный университет имени Юрия Федьковича, Черновцы, 2003 г.

В диссертационной работе представлены результаты изучения и перераспределения меди, кобальта, свинца и кадмия в составляющих пресноводного водоёма (вода, донные отложения, прибрежные почвы, водоросли, моллюски) на примере Тернопольского пруда в разные сезоны года и в модельной гидроэкосистеме в зависимости от физических, гидрохимических и биотических факторов.

В региональном аспекте впервые комплексно проанализировано взаимодействие природных факторов, сезонности и химической природы соединений техногенных элементов на перераспределение последних в составляющих среды гидроэкосистемы. Проведено исследование уровня загрязнения территории на основании методики анализа воды, донных отложений, почв, водорослей.

Обобщено данные об изменении токсикологических загрязнителей при их совместном влиянии на формирование токсичности водной среды за счёт их перераспределения в гидроэкосистемах.

Наиболее важными составляющими водной среды, которые накапливают и аккумулируют тяжёлые металлы являются прибрежные почвы и донные отложения, а как перерасределители и аккумуляторы – водоросли. Вода является средой, которая связывает составляющие экосистемы, где ионы металлов и их соединения находятся небольшой период времени, пока не аккумулируются в другие составляющие водной среды.

Показано, что наилучшими аккумуляторами и распределителями тяжёлых металлов (ТМ) являются биотические составляющие, что свидетельствует о значительной роли биоты в аккумуляции и трансформации ТМ в гидроэкосистемах. В модельной гидроэкосистеме растения накапливают тяжёлые металлы только до определённого критического уровня, а потом отмирают, повышая концентрацию тяжёлых металлов в воде и в донных отложениях.

Показано, что в составляющих Тернопольского пруда высокими являются концентрации свинца и меди. При сравнении стандартных фоновых значений концентраций металлов для определённых составляющих водной среды с нашими данными, можно сделать заключение, что Тернопольский пруд – загрязнённый водоём токсическими элементами (свинцом и кадмием).

ТМ менее токсичны для моллюсков, нежели для растений. То есть моллюски более стойкие к их высоким концентрациям. Это свидетельствует о том, что беспозвоночные могут накапливать ТМ в широком диапазоне концентраций, что не обязательно вызывает их гибель.

Из результатов наших исследований даже при минимальных концентрациях металла в водной среде, растения аккумулируют тяжёлые металлы в большем количестве, нежели моллюски. Поэтому водоросли включены в число гидробионтов, что назначены для использования в системе мониторинга химического загрязнения водной среды. Высокая способность к накоплению и перераспределению тяжёлых металлов, фиксированное размещение в биотопе, лёгкость сбора образцов, большая биомасса – всё это делает водоросли выгодным объектом для наблюдений.

Установлено, что ферментные системы зелёных и синезелёных водорослей глутаматдегидрогеназа и глутаминсинтетаза обеспечивают первичную адаптацию водорослей к увеличенным уровням аммиака и ТМ. Первичная детоксицирующая функция водорослей при действии свинца угнетается. При действии этого металла выявлено активацию связывания аммиака в синтетазной реакции и в зелёных, и в синезелёных водорослей, а трансферазная ветвь синтеза глютамина угнетается в синезелёных водорослей.

Своеобразие реакции водорослей на свинец указывает на то, что при интоксикации этим металлом угнетаются как вегетативные функции клеток, так и функционирование долговременных систем формирования толерантности водорослей к аммиаку. Поэтому об адаптации к свинцу физиолого-биохимических детоксиционных систем говорить нельзя. Констатируем активацию только первичной защиты.

Рекомендовано данные о влиянии свинца на активность аммонийсвязывающих ферментов зелёных и синезелёных водорослей использовать для прогнозирования их состояния в пресноводных экосистемах и влияние на качество воды.

**Ключевые слова:** тяжёлые металлы, гидроэкосистема, перераспределение, аккумуляция, глутаминсинтетаза, глутаматдегидрогеназа.

**Humeniuk H. B. Distribution of heavy metals and their effect in hydroecosystems of fresh reservoir (on the example of Ternopol pond**)**.** – Manuscript.

Dissertation on the obtainin of scientific degree of the candidate of biological science by speciality 03. 00. 16. – ecology. – Chernivtsi National University by Yuriy Fedkovych, Chernivtsi, 2003.

The dissertation paper presents the results of stady of accumulation and redistribution of copper, cobalt, plumbum and cadmium in components of fresh hydroecosystems (water, litoral silts, litoral soils, algae, mollusks) on the example of Ternopol pond within various seasons and in model hydroecosystem depending on physical, hydrochemical and biotic factors.

It was established that the best accumulators of heavy metals are algae. It testifies to the significant role of biots in accumulation of heavy metals in hydroecosistems. In the model hydroecosystem the plants accumulate heavy metals only to some critical lever and then die off rasumg the concentration of heavy metals in water and botton deposits.

Ensyme systems glutamatedegidrogenase (GDG) and glutaminesyntetase (CS) of **Chorophita** and **Cyanophita** were estabilished to provide the primary adaptation of algae to the incriased levels of ammonium hydrate and heavy metals. The primary detocsication function in algae at the action of plumbum is oppressed. At the action of plumbum it was revealed the activation of ammonium hydrate binding in syntetase reaction both in **Chorophita** and **Cyanophita** and transferase branch of glutamine sythesis is oppressed in **Cyanophita.**

There have been recommended the data concerning the plumbum influence on the activity of ammonium-binding enzymes of **Chorophita** and **Cyanophita** for application of their ratio regulation in fresh ecosystems.

**Key words:** heavy metals, hydroecosystem, redistribution, accumulation, glutaminesynthetase, glutamatedehydrogenase.

Редакційно-видавничий відділ

Тернопільського державного педагогічного університету

імені Володимира Гнатюка

46027, м. Тернопіль, вул. М.Кривоноса,2.

Підписано до друку 18.09.2003 р.

Формат 60х90/16. Папір друкарський.

Друк офсетний. Обсяг 0,9 друкарського аркушу.

Наклад 100 примірників. Замовлення №57.

Для заказа доставки данной работы воспользуйтесь поиском на сайте по ссылке: <http://www.mydisser.com/search.html>