

УДК 574.64

В.П. ГАНДЗЮРА

Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко
ул. Владимирская, 64, Киев, 01033, Украина

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ГИДРОЭКОСИСТЕМ, КАЧЕСТВА СРЕДЫ ОБИТАНИЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ

Установлены общие закономерности изменения энтропии в водных био- и экосистемах при разном уровне токсического загрязнения водной среды тяжелыми металлами, что позволяет по изменениям энтропии оценивать состояние био- и гидроэкосистем, качество среды обитания и экотоксикологические эффекты.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, гидробионты, энтропия, качество среды, благополучие биосистем, тяжелые металлы

Одной из важнейших задач современной гидроэкологии является диагностика состояния экосистем, качества среды обитания, выяснение направлений и темпов их изменений в условиях антропогенной нагрузки. Решение этой задачи видится рядом авторов путем комплексной оценки состояния экосистем посредством определения изменений энтропии [3-4, 8]. Источником деградирующего влияния на гидроэкосистемы могут быть различные факторы как химической, так и физической природы. Оценка их в энтропийных единицах позволяет сопоставить уровни антропогенной нагрузки: $dS_e = dS_0 + dS_a$; где dS_a – вклад окружающей среды; dS_0 – прирост энтропии, вызванный неравновесными процессами внутри системы. $dS_a = dS_x + dS_\phi$, где S_x , S_ϕ – значения антропогенной нагрузки соответственно химической и физической природы [4].

Непрерывный обмен веществом и энергией между биоценозом и средой составляет фундаментальную основу его существования – метаболизм биоценоза, в процессе которого ему «удается освободить себя от всей той энтропии, которую он вынужден вырабатывать» [9]. Именно как сдвиг равновесия в энтропийно-негэнтропических процессах рассматривается влияние загрязнения на экосистемы рядом авторов [2-4], при этом может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза, так и снижение [1]. Одним из адекватных количественных подходов к оценке антропогенной нагрузки и уровня загрязнения экосистем может быть их характеристика по изменениям энтропии системы, однако о каких именно системах идет речь – био- или экосистемах, не совсем понятно [1-4, 8], поскольку эти работы практически лишены фактического материала. Целью наших исследований было выяснение изменений энтропии на уровне био- (организм, популяция) и экосистем при разной степени хронического загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов.

Материал и методы исследований

Опыты проводили на автотрофных – *Elodea canadensis* Michx., *Lemna trisulca* L., *Lemna minor* L.) и гетеротрофных – *Poecilia reticulata* Peters, *Carassius auratus auratus* (L.), головастиках *Pelophylax ridibunda* (Pallas) гидробионтах и модельных пуляциях – *Paramecium caudatum* Ehrenberg, *Pelmatohydra oligactis* (Pallas). Постоянную концентрацию токсикантов поддерживали путем ежедневной смены воды и внесения соответствующего количества $Pb(NO_3)_2$, $NiSO_4$, $K_2Cr_2O_7$. Определяли интенсивность дыхания, удельную скорость накопления энергии, эффективность ее трансформации (К) и индекс оптимальности среды для биопродукционного процесса [5].

Результаты исследований и их обсуждение

Исследование роста ряски проводили при трех интенсивностях освещения. При концентрации $0,01 \text{ мг } Pb^{2+}/\text{дм}^3$ удельная скорость роста была существенно выше, чем в контроле. Дальнейшее увеличение концентрации свинца приводило к снижению удельной скорости роста (рис. 1).

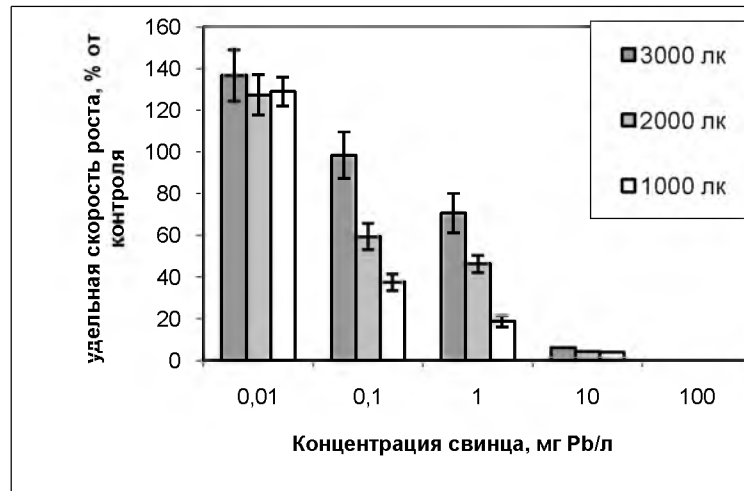


Рис. 1. Рост *Lemna trisulca* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде и разной интенсивности освещения

Уровень проявления токсических эффектов тесно связан с величиной доступной растению световой энергии: чем выше интенсивность освещения, тем слабее проявляется угнетение роста, что обусловлено увеличением энерготрат на поддержание жизнедеятельности в токсической среде. При 10 мг $Pb^{2+}/дм^3$ и выше степень угнетения роста практически уже не зависит от уровня освещенности. Сходную картину получили с никелем и хромом.

В экспериментах с головастиками *Pelophylax ridibunda* при увеличении концентрации Cr^{6+} от 0,001 до 1,000 мг $Cr^{6+}/дм^3$ темп роста несколько возрастает (достигая максимальных значений при 0,100 мг $Cr^{6+}/дм^3$), и снижается при более высоком его содержании. Эффективность трансформации энергии при этом снижается во всем диапазоне исследованных концентраций Cr^{6+} , при этом происходят существенные изменения структуры энергетического баланса организма – в первую очередь – значительное увеличение доли стандартного обмена, в то время как другие составные изменяются менее значительно (рис. 2).

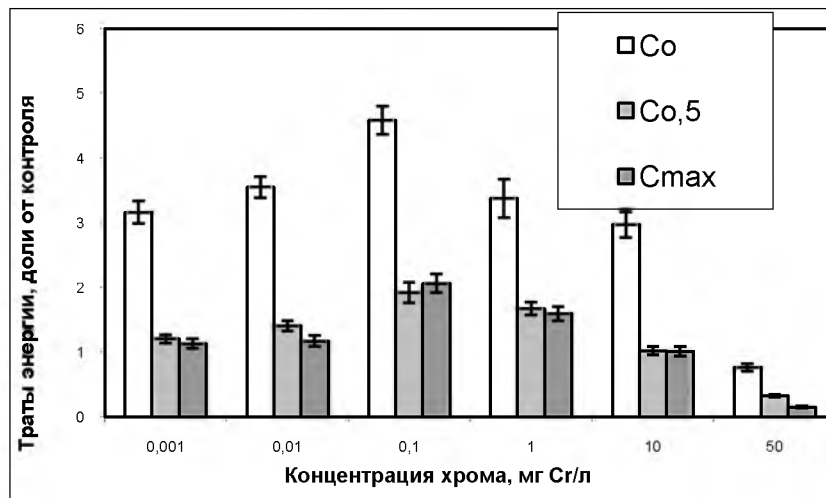


Рис. 2. Энергетические траты у личинок *Pelophylax ridibunda* на стандартный обмен (C_0), пищевой обмен при питании до насыщения (C_{max}) и при рационе, составляющем половину от максимального ($C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде

Известно, что интенсивность дыхания гидробионтов в токсической среде вначале возрастает, затем существенно снижается. Однако необходимо при этом иметь в виду, что

исследовались, главным образом, стандартные уровни обмена, при этом пищевой обмен, общий, а тем более структура энергетического баланса оставалась мало исследованной [6].

При повышении содержания Cr^{6+} значительно возрастают энерготраты на стандартный обмен, причем вначале они увеличиваются пропорционально уровню загрязнения среды, а при высокой токсичности начинают снижаться – организм уже не в состоянии поддерживать определенный уровень функциональной активности в токсической среде. Увеличение стандартного обмена является величиной возрастания энтропии в токсической среде, на «откачивание» которой необходима дополнительная энергия, идущая на поддержание гомеостаза и энантиостаза в условиях токсической среды, что сопровождается существенным снижением эффективности ее трансформации (табл. 1).

Таблица 1

Энерготраты у головастика *Pelophylax tidi bunda* при разных величинах суточного рациона (C) в условиях различных концентраций ионов хрома

Рацион, доли от максимального	Энергетические траты (Дж/г массы тела в сутки) при концентрации бихромата калия					
	Контроль	0,001 мг $Cr^{6+}/дм^3$	0,010 мг $Cr^{6+}/дм^3$	0,100 мг $Cr^{6+}/дм^3$	1,000 мг $Cr^{6+}/дм^3$	10,000 мг $Cr^{6+}/дм^3$
0 (C_0)	295,4	933,8	1048,6	1352,4	995,4	877,8
0,5 ($C_{0,5}$)	945,0	1134,0	1323,0	1814,4	1577,8	963,2
1 (C_{max})	1310,4	1481,2	1533,0	12695,0	2083,2	1323,0
$(C_{max})/(C_0)$	4,4	1,6	1,5	2,0	2,1	1,5
$(C_{0,5})/(C_0)$	3,2	1,2	1,3	1,3	1,6	1,1
C_i/C_{0contr}		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

При голодании максимальные потери массы тела и энергетических ресурсов установлены у головастика, живущих при 0,1 мг $Cr^{6+}/дм^3$; у них же была минимальная калорийность тела (на 13,24% ниже контроля). Аналогичные результаты получены на золотой рыбкой (рис. 3), что согласуется с теорией оптимального питания, согласно которой приспособляемость к условиям среды прямо зависит от величины поступающей в организм с рационом энергии [7].

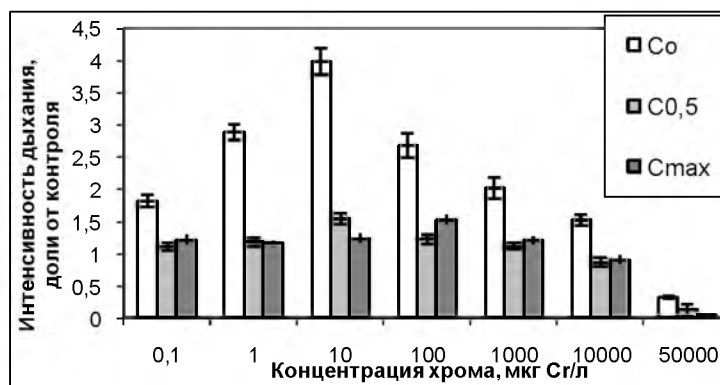


Рис. 3. Интенсивность дыхания у *C. auratus auratus* при голодании (C_0), питании до насыщения (C_{max}) и при рационе, составляющем 0,5 от максимального ($C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде

На модельных популяциях инфузории туфельки и гидры показало, что наличная биомасса и связанная в ней энергия на единицу ее потока снижается обратно пропорционально увеличению токсичности среды. При 10 мг/ Cr^{6+} л культура инфузорий прекращала свое существование уже на третьи сутки. В экспериментах с гидрой установлено, что с увеличением токсичности среды снижается удельная скорость роста и эффективность трансформации энергии, причем индекс оптимальности среды наиболее адекватно характеризовал уровень загрязнения среды обитания (табл. 2)

Скорость накопления энергии и эффективность ее трансформации у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb^{2+}

Концентрация свинца, мг Pb^{2+} /дм ³	Удельная скорость накопления энергии		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
<i>Контроль</i>	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,00	100,00
0,01	16,4±3,2	85,42	40,1±6,7	102,20	87,38
0,05	20,7±2,9	107,81	25,9±4,2	65,07	71,23
0,10	15,5±2,0	80,73	16,7±4,3	42,60	34,40
1,00	8,1±2,9	42,40	19,1±4,2	48,72	20,56
5,00	4,3±0,9	22,40	6,7±2,9	17,14	3,83

Выводы

1. Качество среды обитания можно оценивать по энерготратам на поддержание жизнедеятельности (основной обмен); по мере возрастания токсичности среды биосистемы все большую часть энергии вынуждены тратить на поддержание жизнедеятельности (что возможно при наличии достаточных вещественно-энергетических ресурсов и сопровождается возрастанием энтропии в экосистеме).
2. При этом биосистемы способны поддерживать определенный уровень негэнтропии путем интенсификации рассеивания энергии в экосистеме, вследствие чего энтропия экосистемы возрастает.
3. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды вызывает снижение негэнтропии, возрастание уровня энтропии в биосистемах и снижение ее в экосистеме вследствие угасания жизнедеятельности биосистем

1. Абакумов В. А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 51–61.
2. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, №3. – С. 74–83.
3. Буравлев Е. П. Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, №3. – С. 64–70.
4. Буравльов Є. П. Основи сучасної екологічної безпеки. – К.: Вид-во ВАТ “Інститут транспорту нафти”, 2000. – 238 с.
5. Гандзюра В. П. Продукційно-енергетичні критерії оцінки якості середовища // Вісник Київського ун-ту. Біологія. – 1993. – Вип. 25. – С. 36–40.
6. Колупаев Б. И. Дыхание гидробионтов в токсической среде. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1992. – 128 с.
7. Михеев В. Н. Пищевое поведение животных и принцип оптимальности // Экологическая энергетика животных. – Всесоюз. Совещ. (31 октября - 3 ноября 1988 г., г. Суздаль): Тез. докл. – Пушино, 1988. – С. 112–113.
8. Сиренко Л. А., Буравлев Е. П. Энтропийная оценка экологических факторов // Автоматика. – 1987. – №1. – С. 48–51.
9. Шредингер Э. Что такое жизнь с точки зрения физики? – М., 1947. – 128 с.

В.П. Гандзюра

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ, ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ ТА ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ ЗА ЗМІНАМИ ЕНТРОПІЇ СИСТЕМИ

Встановлені зміни ентропії в біо- і екосистемах за різного рівня токсичного забруднення водного середовища важкими металами. Незначне забруднення не викликає зростання ентропії в біосистемах, водночас призводить до збільшення через них енергетичного потоку, що обумовлено зростанням енергетичних витрат на підтримання життєдіяльності в токсичному

середовищі, наслідком чого є зростання ентропії в екосистемі. Подальше зростання токсичності середовища призводить до збільшення ентропії в біосистемах, пропорційному рівню забруднення, проте ентропія екосистеми в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх життєдіяльності.

Ключові слова: гідроекосистеми, гідробіонти, ентропія, якість середовища, благополуччя біосистем, важкі метали

V.P. Gandziura

Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine

THE ESTIMATION OF AQUATIC ECOSYSTEMS STATUS, ENVIRONMENT QUALITY AND ECO-TOXICOLOGICAL EFFECTS BY THE ENTROPHY CHANGES IN SYSTEM

Changes of entropy in biological systems and environment under conditions of various level of pollution of aquatic environment by heavy metals are established. The insignificant pollution does not cause the increase of entropy in bio-systems, but results to increase of energy consumption. The further increase of the level of toxic pollution of environment results to increase the entropy in bio-systems, proportionally to the level of pollution, but the entropy of system at whole is reduced, which caused by reduction of their functional activity.

Keywords: aquatic ecosystems, hydrobionts, entropy, environment quality, bio-systems prosperity, heavy metals

УДК 574.64

В.П. ГАНДЗЮРА¹, Ю.С. ТОМИЩ¹, Н.І. КОРЕВО²

¹Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64, Київ, 01033, Україна

²Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РИБ ЗА ХРОНІЧНОГО ТА ПЕРІОДИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

З'ясовані особливості впливу важких металів за хронічного та періодичного забруднення ними водного середовища на інтенсивність дихання, темп росту та складові енергетичного балансу риб.

Ключові слова: гідроекосистеми, забруднення, риба, важкі метали, темп росту, енергетичний баланс

З'ясуванню впливу важких металів на риб, зокрема, на біопродукційні показники присвячено багато праць [1–6], що дозволяє використовувати відповідні показники як інтегральні критерії рівня токсичного забруднення водойм [1–4]. Проте переважна більшість цих досліджень проведена за постійного рівня токсикантів у воді. Наразі найменш вивченим лишається питання впливу токсикантів не лише за хронічного, а й за різних режимів періодичного забруднення ними екосистем і з'ясування можливості пристосувань гідробіонтів до періодичних забруднень середовища важкими металами, що і обумовило напрямок наших досліджень.

Метою роботи було з'ясування особливості впливу хронічного (постійного) та періодичного (за різних режимів) забруднення водного середовища сполуками важких металів на біопродукційні показники і складові енергетичного балансу риб.