

ЗООБЕНТОС МАЛИХ РІЧОК В УМОВАХ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Досліджено кількісне та якісне поширення зообентосу малих річок у основних нафтовидобувних районах. Відмічено, зменшення видового складу, чисельності та біомаси зообентосу в залежності від кількості нафтопродуктів у воді.

Ключові слова: зообентос, річка.

Вступ

Підприємства нафтогазового комплексу за рівнем шкідливого впливу на природне середовище вважають об'єктами підвищеного екологічного ризику. В разі порушення технологічних режимів роботи устаткування чи аварійної ситуації, вони можуть бути потенційними джерелами забруднення навколишнього середовища [3].

Дана проблема є актуальною і для Західної України, через розміщення на її території Передкарпатської нафтогазоносною провінції, яка охоплює Чернівецьку, Івано-Франківську та Львівську області. Часто нафтовидобувні свердловини локалізуються неподалік малих річок, якими пронизана вся територія Передкарпатської нафтогазоносною провінції, що призводить до їх забруднення нафтопродуктами. Очевидно, що дослідження стану якості води малих річок в районах нафтогазовидобутку залишається достатньо актуальним.

Серед великої кількості методів оцінки якості води, дослідження гідробіологічних показників є пріоритетним, оскільки забезпечує можливість прямої оцінки стану водних екосистем [2].

Для швидкотекучих водойм найбільш достовірні результати дає вивчення донних організмів (бентосу), які не переміщуються разом із потоком води та краще відображають загальний стан гідроекосистеми. Саме тому, метою нашої роботи було дослідження видового складу, чисельності та біомаси зообентосу малих річок в районах нафтодобування.

Матеріали і методи

Об'єктами дослідження були мали річки Передкарпатської нафтогазоносною провінції (р. Лекече, р. Стримба та р. Тисмениця), які є одними із основних приток р. Дністер. Аналіз якості води малих річок проводився до і після їх протікання біля нафтових свердловин. Останні розглядалась як потенційні джерела забруднення ріки нафтою та нафтопродуктами. Для проведення досліджень визначено наступні місця відбору проб з урахуванням їх віддаленості від нафтової свердловини: контроль (на відстані 500 м до нафтової свердловини); біля нафтової свердловини; на відстані 500 та 1000 м після нафтової свердловини за течією річки. Концентрацію нафтопродуктів у воді визначали за зміною оптичної густини нафти та нафтопродуктів у гексані при використанні фотоелектроколориметру [1]. Матеріал зообентосу збирали та визначали влітку 2007 р. загальноприйнятими в гідробіології методами [4].

Результати і обговорення

За результатами гідрохімічного дослідження води малих річок встановлено, суттєве забруднення нафтопродуктами по всій течії. Найвищими значеннями характеризується вода відібрана біля нафтових свердловин та на відстані 500 м від них вниз за течією річок. Навіть на відстані 1000 м від свердловин концентрація нафтопродуктів істотно перевищує ГДК, яка становить 0,3 мг/дм³ (табл. 1).

Таблиця 1. Вміст нафтопродуктів у воді малих річок, мг/дм³.

Створи відбору проб води	р. Тисмениця	р. Стримба	р. Лекече
Контроль (500 м до нафтової свердловини)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
біля нафтової свердловини	4,5 ± 0,23*	3,0 ± 0,16*	2,9 ± 0,18*
500 м після нафтової свердловини	3,9 ± 0,20*	2,7 ± 0,13*	2,0 ± 0,10*
1000 м після нафтової свердловини	2,2 ± 0,12*	1,2 ± 0,08*	1,4 ± 0,12*

Примітка: * – достовірна відмінність від контролю (p < 0,05)

За даними отриманими у 2007 році зообентос досліджуваних річок характеризувався як слабо виражений. В цілому у 3-х малих ріках відмічено 6 таксономічних груп зообентосу: *Hirudinea*, *Crustacea*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Coleoptera*. З них по 2 види *Ephemeroptera* та *Coleoptera*. Загальний список видів є наступним: *Hirudo medicinalis* Linne, 1758, *Rivulogammarus lacustris* Stars, *Heptogenia sulfurea* O.F. Muller, 1776, *Nepheloptera*, *Potamophylax stellatus* Curt, *Dytiscus latissimus* Linne, 1758, *Agabus undulatus* Schran.

Найбільшою видовою різноманітністю характеризувалися контрольні ділянки (500 м до нафтової свердловини). Меншою, відповідно, досліджувані ділянки вниз за течією річки.

Зообентос р. Лекече представлений 6-ма видами (рис.1-2).

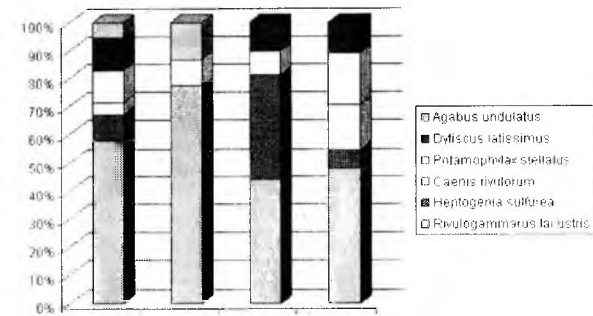


Рис. 1. Чисельність зообентосу р.Лекече
1 – контроль; 2 – біля нафтової свердловини;
3 – на відстані 500 м за течією річки;
4 – на відстані 1000 м за течією річки.

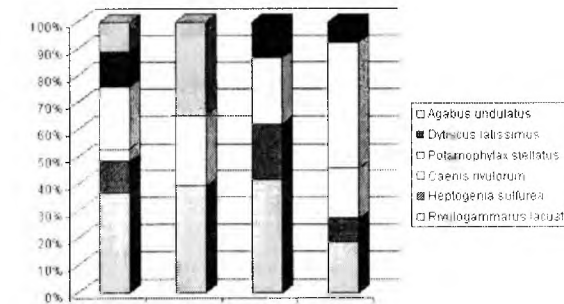


Рис. 2. Біомаса зообентосу р.Лекече
(1,2,3,4 – аналогічно рис.1.)

З них домінантом за чисельністю та біомасою є *Rivulogammarus lacustris* Stars на ділянках біля нафтової свердловини (57,76 %) та на відстані 500 м (47,55 %). За біомасою *Potamophylax stellatus* Curt домінує на контрольній ділянці (22,57 %) та на відстані 1000 м від нафтової свердловини за течією річки (46,42 %). Середня чисельність зообентосу по річці становила 93,5 екз/м³, а за біомасою – 4,36 г/м³.

Зообентос р.Стримба представлений більшою кількістю видів, ніж р. Лекече, і налічує 8 видових груп (рис.3-4).

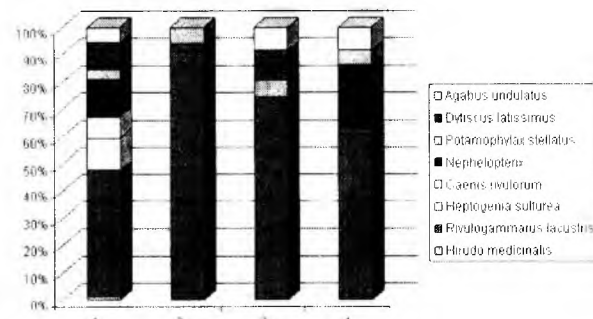


Рис. 3. Чисельність зообентосу р.Стримба
(1,2,3,4 – аналогічно рис.1.)

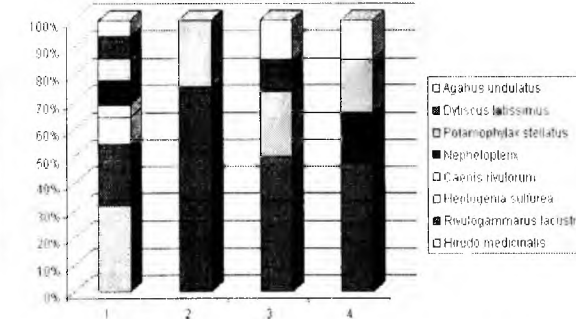


Рис. 4. Біомаса зообентосу р.Стримба
(1,2,3,4 – аналогічно рис.1.)

На всіх ділянках р.Стримба домінантом за біомасою та чисельністю є *Rivulogammarus lacustris* Stars. Середня частка від загальної чисельності становить – 69,57 %, від біомаси – 48,67 %. Веснянки та одноденки відмічені тільки на контрольній ділянці річки, що свідчить про відсутність органічного забруднення та достатню насиченість води киснем.

р. Тисмениця представлена 8-ма із визначених видів зообентосу (рис 5-6).

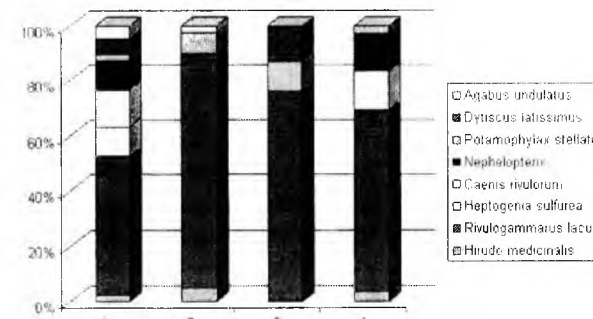


Рис. 5. Чисельність зообентосу р.Тисмениця
(1,2,3,4 – аналогічно рис.1.)

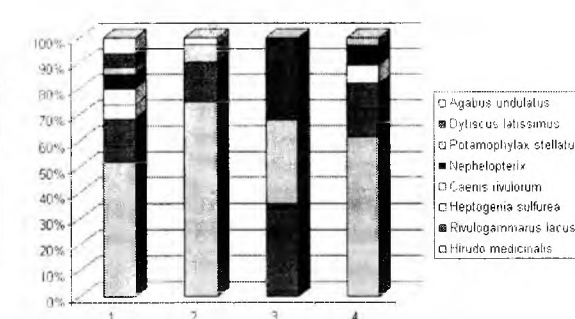


Рис. 6. Біомаса зообентосу р.Тисмениця
(1,2,3,4 – аналогічно рис.1.)

Аналогічно ситуації у р.Лекече та р. Стримба за чисельністю домінантом по всій течії річки є *Rivulogammarus lacustris* Stars. Середня частка даного виду за чисельністю складає 69,19 %. Дещо інша ситуація спостерігається за показником біомаси. Тут домінантним видом є *Hirudo medicinalis* Linne, де частка даного

виду від загальної біомаси складає 48,12 %. Для р.Тисмениця також характерним є зникнення веснянок та однокоріньків на ділянках біля нафтової свердловини та на відстані 500 м від неї.

Висновки

В результаті проведеної роботи по визначенню представників зообентосу малих річок в умовах нафтодобування визначено, що підвищена кількість нафтопродуктів у воді негативно впливає на склад зообентосу рік. Зі збільшенням концентрації нафтопродуктів зникають веснянки та однокоріньківки, які починають знову з'являтися у воді із зменшенням кількості органічного забруднення. Варто зазначити, що нафтове забруднення досліджуваних річок носить локальний характер. Збільшення концентрації нафтопродуктів відбувається ближче до нафтових свердловин, де відмічено значно нижча чисельність, біомаса та видовий склад представників зообентосу. Наявність ідентичних представників зообентосу на контрольній ділянці та в забруднених зонах свідчить про адаптацію деяких видів зообентосу до наявності у воді нафтопродуктів. Припускаємо, що видовий та кількісний склад зообентосу може змінюватися у залежності від періодичності та кількості внесеного токсиканту у води річок (антропогенна складова), а також швидкості течії (природна складова).

Література

1. Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1940. – 267 с.
2. Зеліско Д., Козуб М., Захарова Т. Забруднення водоєм Чернівецької області //Матеріали Другої Міжнародної наукової конференції „Молодь у вирішенні регіональних та транскордонних проблем екологічної безпеки. – Чернівці, 2003. – С. 56-60.
3. Клімова Н. Деякі питання методики оцінки стану забруднення ґрунтів унаслідок нафтогазовидобутку // Вісник Львівського університету. Серія географічна. – 2006. – Вип. 33. – С. 144-151.
4. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 276 с.

The quantitative and qualitative distribution of zoobentos in small rivers in the main areas of oil manifestation are investigated. Diminishing of specific composition qualitative and biomass of zoobentos depending on the amount of oil in water are registered.

Key words: zoobentos, river.

УДК 576(315.45+356.2/3):574.64(28)

Майя Верголяс, Тетяна Кучеренко

ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕНОТОКСИЧНОСТІ РОЗЧИНІВ БЕНЗИДИНУ ЗА ДОПОМОГОЮ МІКРОЯДЕРНОГО АНАЛІЗУ НА КЛІТИНАХ РИБ *CARASSIUS AURATUS*

Досліджено вплив розчинів бензидину на параметри генетичної нестабільності клітин риб за допомогою мікроядерного тесту. Експерименти проводили при інкубації організмів в досліджуваних розчинах та при введенні розчинів бензидину безпосередньо в організм шляхом внутрішньочеревних ін'єкцій. Виявлено більш значну генотоксичну дію бензидину при внутрішньочеревному введенні.

Ключові слова: мікроядра, *Carassius*, гени.

Вступ

До складу барвників, які широко використовуються в текстильному, паперовому й шкіряному виробництві досить часто входить бензидин. У деяких країнах виробництво й використання бензидину обмежене, але цей компонент усе ще знаходять у складі стічних вод – викидів лакофарбових виробництв [5]. Стоки цих підприємств можуть становити небезпеку для біоти. В тесті на *Salmonella* (тест Еймса) було показано мутагенні властивості проб природної води, які містили домішки бензидину [9]. Генотоксичні властивості бензидину були визначені за допомогою тесту на хромосомні аберації [7,10], у і аналізу ДНК адуктів [4].

Нашою лабораторією пропагується використання мікроядерного тесту на клітинах риб для оцінки генотоксичних властивостей речовин. Даний метод є простим в виконанні, експресним, високочутливим та не дорогим по вартості.

Таким чином, мета дослідження полягала у визначенні ефективних концентрацій бензидину для мікроядерного тесту на клітинах риб та у порівнянні ефектів впливу бензидину після інкубації тварин у розчинах і після прямого введення в організм.

Матеріали і методи

В експерименті використовували бензидин (виробництва “Fluka”, Німеччина (ч) ТУ 6-09-4221-76). Готовили первинний розчин бензидину концентрацією 800 мг/л. Як розчинник застосовували бідистильовану воду. Робочі розчини бензидину концентрацією 10 мг/л, 20 мг/л, 40 мг/л й 80 мг/л готували на синтетичній прісній воді із середнім ступенем мінералізації 220 мг/л [6]. Концентрації бензидину для ін'єкцій готували в перерахуванні на масу тіла риб, відповідно 10 мг/кг, 20 мг/ кг, 40 мг/кг й 80 мг/кг ваги тіла. Представлені концентрації були відібрані, керуючись результатами досліджень гострої токсичності бензидину на різних видах риб. 10 мг/л, 20 мг/л й 40 мг/л – LC₅₀ відповідно для райдужної плотви (*Cyprinella lutrensis*), райдужної форелі (*Onkothynchus mykiss*) і плямистого етроплюса (*Jordanella floridae*). Введення бензидину в концентрації 80 мг/кг ваги зубатці (*Ictalurus. sp.*) призводило до прояви генетичної нестабільності [8].

Дослідження впливу бензидину проводили на рибках виду *Carassius auratus*.

Риби втримувались в 100 л акваріумах з постійною температурою (20±2°C) і аерацією. Для дослідження відбирали особин із середньою довжиною 10 см і масою 8 гр. Експеримент проводили за наступною схемою: у всіх риб зрізали облямівку хвостового плавця, потім одну частину риб переносили в досліджувані розчини, другій частині рибам робили внутрішньочеревні ін'єкції стерильних досліджуваних розчинів й поміщали в синтетичну прісну воду. Через 96 год. інкубації у всіх риб відбирали три види тканин: кров із хвостової вени, зябра й регеновану тканину хвостового плавця. Препарати крові готували по методу Al-Sabti K. [1]. Препарати клітин хвостового плавця готували за методикою В.В. Архипчука [3]. Експеримент проводили в двох повторностях, кожного разу для дослідження кожного розчину брали по чотири особини риб.

При збільшенні x1200 підраховували 3000-5000 клітин з кожного препарату, відзначаючи кількість клітин з мікроядрами й подвійними ядрами. Мікроядра реєстрували за умови, що вони однакові за кольором й щільності з основним ядром, лежать в одній площині, але не перекриваються з ним, і розміром не більше 1/3-1/10 розміру основного ядра. Підраховували клітини тільки з неущождженою клітинною і ядерною мембранами.

Статистичну обробку даних проводили за допомогою стандартного пакету програм Excel (для Windows XP) і STATISTICA '99 Edition Version 5.5 (StatSoft. Inc., 1984-1999).

Результати і обговорення

Проведено два доповнюючих одне одного дослідження впливу різних концентрацій бензидина на показники генетичної нестабільності клітин риб: інкубація організмів в досліджуваному розчині та введення досліджуваного розчину безпосередньо в організм шляхом внутрішньочеревних ін'єкцій.

Літературні джерела свідчать про значне збільшення кількості еритроцитів з мікроядрами після внутрішньочеревного введення 10 мг/кг, 40 мг/кг бензидину рибам виду *Cyprinus carpio* [2], але даних про вплив бензидину *in situ* знайти не вдалося.

На рисунках 1, 2 та 3 представлені дані залежності кількості клітин з мікроядрами та подвійними ядрами в різних тканинах риб після впливу розчинів бензидину як середовища й ін'єкцій бензидину. Розчини бензидину в максимальній концентрації 80 мг/л викликали загибель риб.

В клітинах крові в обох експериментальних варіантах спостерігалось дозозалежне підвищення рівня клітин з мікроядрами та подвійними ядрами. В варіанті введення розчину бензидину за допомогою ін'єкцій ці показники зростали значно в більшій мірі. В обох варіантах найбільшою мірою збільшувалась частка клітин з подвійними ядрами.

При впливі досліджуваних розчинів на клітини зябер на відміну від еритроцитів найбільшою мірою збільшувалась кількість клітин з мікроядрами. Відмічено різке зростання кількості клітин з мікроядрами при впливі бензидину в концентрації 20 мг/л, та зниження даного показника при впливі бензидину в концентрації 40 мг/л.

В клітинах хвостового плавця після впливу розчинів бензидину, як після перебування риб в досліджуваних розчинах, так і після їх введення шляхом ін'єкцій, спостерігалось достовірне підвищення кількості клітин з мікроядрами. Частка клітин з подвійними ядрами достовірно збільшувалась тільки при внутрішньочеревному введенні розчину бензидину в концентрації 20мг/кг маси тіла.

Кількість клітин з мікроядрами в тканині хвостового плавця в значно більшій мірі зростала при введенні досліджуваних розчинів шляхом ін'єкцій, до того ж чітко відмічено дозо залежних характер цих змін.

Стосовно того, що при введенні розчинів бензидину внутрішньочеревними ін'єкціями параметри генетичної нестабільності досліджуваних тканин зростали в значніше, ніж при інкубуванні риб в розчинах бензидину, можна зробити припущення, що, потрапляючи в кровоносну систему організму риб, бензидин може міняти структуру, і тим збільшувати генотоксичний ефект у тканинах.

Зменшення кількості клітин хвостового плавця й зябер з мікроядрами й подвійними ядрами при впливі розчинів бензидину в концентрації 40мг/л можна можливо пов'язано з пригніченням проліферативної активності даних тканин в результаті зовнішнього впливу розчинів бензидину.