

УДК 594.125:574.5

M. Soroka

University of Szczecin, Poland

GENETIC STRUCTURE OF THE INVADING SPECIES OF MOLLUSC, *Dreissena polymorpha* (Pallas) FROM POLAND

The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), a freshwater bivalve, is a good study model due to its ecological role and invasive capabilities. Genetic research on the species has begun relatively recently. This work is the first study to be carried out on an abundant zebra mussel population and to include clump level. The aims of the study were: to assess genetic variability of *D. polymorpha* populations in Poland; to analyse within-clump genetic variability; to determine effects of environmental factors (water temperature and salinity, trophic status of the habitat) on genetic structure of *D. polymorpha* populations; to compare typical and albinotic zebra mussel morphotypes of Lake Miedwie.

Individuals to be examined were collected from 32 Polish water bodies differing in water temperature, salinity, and trophic status. Starch gel electrophoresis of isoenzymes was applied to 3870 individuals to study polymorphism at 7 enzymatic loci. To determine genetic structure of *D. polymorpha*, intraspecific and within-population polymorphism parameters (after Nei 1978) were determined, within-clump variability was assessed, between-populations variability was explored (after Nei 1973), and genotypic variability of individuals in populations was determined.

The entire species as well as individual populations and clumps were found to exhibit a high internal genetic variability. On the other hand, the Polish zebra mussel populations were shown to be highly similar genetically. In spite of different trophic conditions as well as differences in temperature and salinity between various lakes, *D. polymorpha* populations in Poland have a similar genetic make-up. The albinotic zebra mussel morphotype inhabiting Lake Miedwie was found to be a phenotypic form of *D. polymorpha*.

УДК (001. 891:597-116):574. 64

Ю.О. Стойка¹ Н.М. Гаранько², В.В. Архипчук²

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ;

²Інститут колоїдної хімії та хімії води НАН України, м. Київ

РОЗРОБКА ПРИЖИТТЄВОГО МІКРОЯДЕРНОГО ТЕСТУ НА РИБАХ

Мікроядерний тест на рибах є чутливим методом оцінки генотоксичності речовин і перспективним для виявлення таких речовин у воді. Серед різноманітних організмів риби найбільш зручний для таких дослідів об'єкт, так як досить легко утримуються у лабораторних умовах і піддаються впливові токсичних речовин. Оскільки риби зазвичай реагують на токсиканти подібно до вищих хребетних [2, 8, 9, 10], вони можуть бути використані для виявлення речовин, що потенційно викликають тератогенний та канцерогенний ефекти у людини. Риби можуть стати «контролером» потенційного генотоксичного впливу на людину шкідливих речовин у питній воді.

Мікроядро формується шляхом конденсації фрагментів хромосом або цілих хромосом, що не потрапили у головне ядро. Протягом анафази внаслідок розриву ДНК, гістонових білків або руйнування ниток веретена поділу [1]. Облік мікроядер в інтерфазі технічно простіший та оперативніший, ніж облік хромосомних аберацій у метафазі. Мікроядерний (МЯ) тест на еритроцитах риб дає можливість визначення кластогенних речовин у водному середовищі, оскільки еритроцити кісткових риб мають ядра. Багаточисельні дослідження показали, що в еритроцитах периферичної крові риб як у польових так і лабораторних умовах часто зустрічаються МЯ внаслідок впливу різноманітних поллютантів [3, 4, 7]. МЯ тест для гепатоцитів є більш чутливим до кластогенних речовин [5]. Недолік використання печінки у якості тканини-мішені у тому, що гепатоцити діляться не постійно і тому необхідно індукувати пошкодження печінки, щоб стимулювати регенеративні процеси у гепатоцитах і Отже виявити кластогенний вплив.

САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

Метод виявлення клітин з МЯ у зябрах вперше був застосований для тилапії [6], на яку впливали рентгенівськими променями та хімічними речовинами. Перевага цього методу полягає в тому, що немає необхідності стимулювати поділ клітин у цьому швидко проліферуючому органі-мішені.

Недоліком вищевказаних методик є неможливість проведення довгострокових дослідів з МЯ. Тому наші досліди були спрямовані на розробку МЯ тесту на рибах *in vivo* з використанням кайми хвостового плавця, що дає можливість проводити хронічні та повторні експерименти на одній і тій самій особині без пошкодження її життєвих функцій. Мета роботи полягала у оцінці придатності клітин кайми хвостового плавця риб для МЯ тесту. В експерименті на різних тканинах коропа вивчали кореляцію в утворенні МЯ під дією йонів міді.

Протягом 14 днів експерименту цьогорічки коропа утримували у розчинах солі міді (CuSO₄), по п'ять особин для кожної концентрації, що варіювали від 0,5 до 10 ГДК (ГДК = 0,001 мг/л Cu²⁺). Вплив йонів Cu²⁺ вивчали на клітинах зябер, хвостового плавця, гепатоцитах і еритроцитах коропа, *Cyprinus carpio*. Кількість МЯ підраховували під світловим мікроскопом "Amplival" (Carl Zeiss, Німеччина) при збільшенні у 1000 разів на роздавлених у гліцерині препаратах тканин та мазках крові (табл. 1). Порівняння кількості МЯ при різних концентраціях міді виявило достовірну кореляцію досліджуваного індексу між клітинами печінки, зябер і крові коропа (програма "Statistica® 5. 5" для "Windows® 98", StatSoft® Inc., США).

Кількість МЯ у клітинах плавця достовірно корелює тільки з відповідним показником у зябрах (коефіцієнт кореляції дорівнює 0,88); з клітинами крові та печінки кореляція також досить висока: 0,70 та 0,62 відповідно (табл. 2).

Отримані результати свідчать, що кайма хвостового плавця може використовуватись для МЯ аналізу на рівні з іншими тканинами риб, а також для прижиттєвої оцінки генотоксичності водних зразків.

Таблиця 1

Кількість мікроядер (%), що утворилися під дією йонів міді у різних тканинах коропа

| кров | | | | | печінка | | | | |
|-------------------|--------|------|-------|--------|---------|--------|------|-------|--------|
| К | 0,5ГДК | 2ГДК | 5 ГДК | 10 ГДК | К | 0,5ГДК | 2ГДК | 5 ГДК | 10 ГДК |
| 3,4 | 2,7 | 3,2 | 12,2 | 22,2 | 1,7 | 2,3 | 2,7 | 2,7 | 8,4 |
| хвостовий плавець | | | | | зябра | | | | |
| К | 0,5ГДК | 2ГДК | 5 ГДК | 10 ГДК | К | 0,5ГДК | 2ГДК | 5 ГДК | 10 ГДК |
| 0,7 | 4,0 | 2,7 | 4,7 | 5,1 | 2,7 | 5,3 | 5,0 | 7,7 | 11,3 |

К — контроль, ГДК — гранично припустима концентрація, 0,001 мг/л Cu²⁺.

Таблиця 2

Матриця кореляції Пірсона між частотами мікроядер у різних тканинах коропа

| | кров | печінка | плавець | зябра |
|---------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|
| кров | 1,00 | 0,91* p = 0,034 | 0,70 p = 0,191 | 0,94* p = 0,017 |
| печінка | 0,91* p = 0,034 | 1,00 | 0,62 p = 0,263 | 0,90* p = 0,038 |
| плавець | 0,70 p = 0,191 | 0,62 p = 0,263 | 1,00 | 0,88 p = 0,051 |
| зябра | 0,94* p = 0,017 | 0,90* p = 0,038 | 0,88 p = 0,051 | 1,00 |

* p<0,05

ЛІТЕРАТУРА

- Ильинских Н. Н., Новицкий В. В., Варгунова Н. И., Ильинских И. Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. — Томск: Изд-во Томского ун-та, 1991. — 272 с.
- Al-Sabti K. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water // Mutation Res. — 1995. — Vol. 343. — P. 121-135.
- Al-Sabti K. Handbook of Genotoxic Effects and Fish Chromosomes. — Ljubljana, 1991.
- Das R. K., Nanda N. K. Induction of micronuclei in peripheral erythrocyte of fish *Heteropneustes fossilis* by mitomycin C and paper mill effluent // Mutation Res. — 1986. — Vol. 175. — P. 67-71.
- Das R. K., Roy B. A simplified method for micronucleus preparation from hepatic cell // Stain Technol. — 1988. — Vol.63. — P. 71.
- Manna G.K., Sadhukhan A. Use of cells of gill and kidney of *Tilapia* fish in micronucleus test (MNT) // Current Science. — 1986. — Vol. 55. — P. 498-501.
- Metcalfe C. D. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in the erythrocytes of mudminnows (*Umbra limi*) and brown bullheads (*Ictalurus nebulosus*) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1988. — Vol.40. — P. 489-495.

8. Stegeman J.J., Lech J.J. Cytochrome P-450 monooxygenase systems in aquatic species: carcinogen metabolism and biomarkers for carcinogen and pollutant exposure // Environ. Health Persp. — 1991. — Vol. 90. — P.101-109.
9. Washburn P.C., Di Giulio R.T. Stimulation of upeeroxide production by nitrofurantoin, p-nitrobenzoic acid and m-dinitrobenzene in hepatic microsomes of three species of freshwater fish // Environ. Toxicol. Chem. — 1989. — Vol. 8. — P. 171-180.
10. Yang J. H., Kostecki P.T., Calabroco E.J., Baldwin L.A. Induction of peroxisome proliferation in rainbow trout exposed to ciprofibrate // Toxicol Appl. Pharmacol. — 1990. — Vol. 104. — P. 476-482.

УДК 574. 65

О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

НЕТРАДИЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ РЕГУЛЮВАННЯ РУСЕЛ МАЛИХ РІЧОК І РОЗШИРЕННЯ ЇХ ЕКОТОННИХ ЗОН

Внаслідок реалізації необґрунтованих рішень по спрямленню малих річок на окремих їх ділянках склалась вкрай небезпечна екологічна ситуація: показники самоочищувальної здатності та біологічної продуктивності знижуються до мінімальних або нульових значень, що в кінцевому рахунку призводить до деградації окремих гідроекосистем.

З метою усунення зазначених негативних наслідків запропоновано декілька нетрадиційних технологій регулювання та поновлення русел малих річок, що були випробувані і частково впроваджені на окремих ділянках рр. Таль, Стugna, Ірпінь та Красна. Кожне технологічне рішення може бути застосовано відповідно до певних умов і ситуацій. Для спрямлених ділянок річок з пологими берегами при відсутності тривалих періодів пересихання покращання самоочищувальної та біопродукційної здатності може бути досягнуто шляхом створення штучних насаджень повітряно-водної і деревинно-чагарникової рослинності, що чергуються і які згодом формують піщані коси (мілини). В результаті на спрямленій ділянці річки утворюється зигзагоподібний потік з поновленою самоочищувальною здатністю, а коси з рослинністю являють при цьому новий корисний біогеоценоз.

В технології використовується пристрій, в якому для регулювання русла елементи опору потоку виконані у вигляді прямокутної форми насаджень рослинності. Кожний елемент опору однією стороною прилягає до берега, а іншою — до водного потоку. Вони розміщуються з обох сторін спрямленої ділянки річки на відстані між центрами штучних насаджень 2,5-2,6 її ширини в шаховому порядку. Відстань між елементами опору на кожній стороні річки дорівнює їх довжині.

З метою прискорення відновлювальних процесів самоочищення та біопродуктивності на спрямлених ділянках річок з круглими берегами рекомендується створення напівзагат, що чергуються, довжиною 0,5-0,7 ширини русла, які розташовуються одна від одної на відстані 2,6-3,1 ширини русла під кутом 30-35°. На вказаних напівзагатах влаштовуються штучні насадження вищої водної та чагарниково-лісової рослинності. Впровадження згаданої технології дозволяє скоротити період відновлення гідрологічного, гідробіологічного і гідохімічного режимів річки порівняно з попередньою біоконструкцією у 2 рази. При цьому, показники якості води покращуються на 30%-57%. Якщо річка має дуже малий обсяг стоку і періодично пересихає на досить тривалий час, вищу водну рослинність слід замінити напівводною з використанням перспективних культур, що мають значні переваги у порівнянні з традиційними видами.

Для здійснення штучних насаджень з вищої водної та іншої рослинності обов'язковими є такі вимоги: науково обґрунтоване розміщення різнотипних культур відповідно до морфо-біологічних особливостей окремих видів, вибір високоякісного посадкового матеріалу, врахування температурного режиму при культивуванні рослин, наявність або створення стійких підводних схилів берегів та напівзагат, здійснення насаджень в досить обмежені і оптимальні терміни з певним проміжком часу між закінченням робіт та затопленням заростей, внесення гумусу на схили берегів або напівзагат при його відсутності. Описані вище технології цілком успішно можуть бути застосовані також на прямолінійних ділянках малих річок природного походження, магістральних та скидних каналах господарсько-питного чи технічного призначення з напруженим екологічним станом.

Для інтенсифікації очищення води придонних горизонтів в пристроях можуть бути використані поселення молюсків родів **Anodonta** та **Unio**, які розташовують в основі напівзагат на рівнях, що знаходяться нижче урізу води в найбільш маловодні періоди. При цьому щільність зазначених організмів встановлюється на рівні 5-10 дорослих особин на 1 кв. м площі. При необхідності значного покращання показників якості води для усієї товщі пропонується поселення молюсків роду **Dreissena polymorpha**, які розміщують на підводних схилах річок в заростях рослин з щільністю 25-30 дорослих особин на 1 м кв.