

ТРУДЫ
ВНИРО

Том 134

ТОМ СХХХІV

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
АСПЕКТЫ
ХИМИЧЕСКОГО
И РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ВОДНОЙ СРЕДЫ

Уважаемые читатели!

Редколлегия тома и издательство "Пищевая промышленность" приносят свои извинения за допущенные в томе погрешности. В томе неправильно заверстаны иностранные источники в списках использованной литературы — после *Summary*; кроме того, они сдвинуты на одну статью: относящиеся к первой статье заверстаны после предисловия, относящиеся ко второй — после первой и так далее. Помимо этого, допущен ряд опечаток.

Стр.	Строка	Напечатано	Следует читать
82	Рисунок, на оси ординат подпись к рисунку, 2-я строка снизу	мг/кг сырого вещества морская вода	% сырого вещества вода
78	7-я снизу 5-я снизу	... 2 раза ... к воде...	...в двух повторностях ...в воду...
99	13-я снизу	... в I,7; 10...	...в I,7; 10...
III	6 и 7-я снизу	... у плотвы сибирской популяции...	...популяции сибирской плотвы...
II 6	23, 24, 25-я снизу	0 - ширина лба; l_2 - длина нижней... l_{mx} - расстояние от... a_2 - расстояние между...	l_2 - ширина лба; l_{mx} - длина нижней... a_2 - расстояние от... p_1 - расстояние между...

ALL-UNION RESEARCH INSTITUTE
OF MARINE FISHERIES AND OCEANOGRAPHY
VNIRO

PROCEEDINGS

VOLUME CXXXIV

ECOLOGICAL ASPECTS
OF CHEMICAL
AND RADIOACTIVE
POLLUTION
OF AQUATIC MEDIUM

MOSCOW
PISHCHEVAYA PROMYSHLENNOST
1978

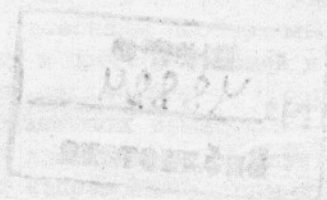
597
Т7

ВСЕСОЮЗНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
МОРСКОГО РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ
ВНИРО

ТРУДЫ

ТОМ СXXXIV

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
АСПЕКТЫ
ХИМИЧЕСКОГО
И РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ВОДНОЙ СРЕДЫ



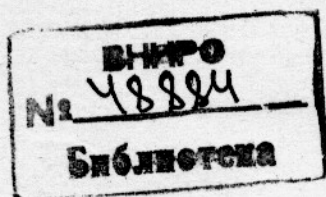
МОСКВА
ПИЩЕВАЯ ПРОМЫШЛЕННОСТЬ
1978

Редакционная коллегия:

С.А. ПАТИН (ответственный редактор),
И.А. ШЕХАНОВА, Н.П. МОРОЗОВ, Л.Б. КЛЯШТОРИН
Е.А. КАМЕНСКАЯ

Editorial Board:

S.A. PATIN (Chief Editor),
I.A. SHEKHANOVA, N.P. MOROZOV,
L.B. KLYASHTORIN, E.A. KAMENSKAYA



СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	5
Шеханова И.А. Некоторые итоги и перспективы биологических исследований по проблеме радиоактивного загрязнения водной среды	7
Морозов Н.П., Патин С.А., Петухов С.А. Основные черты биогеохимии микроэлементов группы металлов в экосистемах океанов и морей	23
Петров А.А., Овчинникова С.С., Комагуров В.Е. Современный уровень глобального загрязнения океанических и морских вод стронцием-90 и цезием-137	35
Петухов С.А., Морозов Н.П. Физико-химические свойства элементов как фактор их накопления в морской воде гидробионтах пелагиали океана	40
Петров А.А. Искусственные радионуклиды в промысловых рыбах Мирового океана и пресных водоемов	45
Цвелев О.П., Ткаченко В.Н. Перспективы использования замедленной флуоресценции в эколого-токсикологических исследованиях фитопланктона	52
Цвелев О.П., Ткаченко В.Н. Ответные реакции одноклеточных водорослей на токсическое воздействие ртути	59
Патин С.А., Дохолян В.К., Чернышев Н.С., Ахмедов А.М. Токсикология некоторых видов каспийской и атлантической фауны	63
Патин С.А., Гроздов А.О., Айвазова Л.Е., Старцева А.И. Влияние некоторых токсикантов на онтогенез <i>Artemia salina</i>	74
Сторожек Н.Г. Действие ртути на ферментативные системы вьюна	78
Воронина Э.А., Горкин И.Н. Действие меди на ранний период развития тилипии в морской среде	84
Орлов Э.В., Панарин А.П., Шеханова И.А. Формирование дозовой нагрузки и эффекты хронического облучения тилипий в растворах стронция-90	94
Шеханова И.А., Пешков С.П., Мунтян С.П., Ермохин В.Я. Биологическая характеристика хронически облучаемой популяции сибирской плотвы	105
Воронина Э.А., Шеханова И.А., Пешков С.П., Мунтян С.П. Биологическая характеристика серебряного карася, обитающего в радиоактивно загрязненной среде	122
Панарин А.П. О перспективности использования термоминесцентных дозиметров в гидробиологических исследованиях	130

CONTENTS

Preface	5
Shekhanova, I.A. Some results and prospects of biological investigations of radioactive pollution of the aquatic environment	7
Morozov, N.P., S.A. Patin, S.A. Petukhov. Main features of biogeochemistry of trace elements of some metals in the ecosystems of oceans and seas	23
Petrov, A.A., Ovchinnikova, S.S., Komagurov, V.E. The present global pollution of marine water with strontium—90 and caesium—137	35
Petukhov, S.A., N.P. Morozov. Physical-chemical properties of elements as a factor of their accumulation in the marine water and pelagic species	40
Petrov, A.A. Artificial radionuclides in commercial species of fish from the World Ocean and freshwater bodies	45
Tsvylev, O.P., V.N. Tkachenko. Prospects for application of retarded fluorescence to ecological toxicological investigations of phytoplankton	52
Tsvylev, O.P., V.N. Tkachenko. Responses of monocell algae to the toxic effect of mercury	59
Patin, S.A., V. K. Dokholyan, N. S. Chernyshev, A. M. Ahmedov. Toxicology of some species of fauna from the Caspian Sea and Atlantic OCEAN	63
Patin, S.A., A. O. Grozdov, L. E. Aivazova, A. I. Startseva. Impact of some toxicants upon ontogenesis	74
Storozhuk, N.G. Impact of mercury upon the enzymatic system	78
Voronina, E.A., I.N. Gorkin. The impact of copper upon the early period of ontogenesis of Tilapia in the marine environment	84
Orlov, E.V., A.P. Panarin, I.A. Shekhanova. Body burden and impact of chronic radiation of Tilapia in solutions of strontium—90	94
Shekhanova, I.A., S.P. Peskov, S.P. Muntyan, V.Ya. Ermokhin. Biological characteristics of a chronically radiated population of Siberian roach	105
Voronina, E.A., I.A. Shekhanova, S.P. Peshkov, S.P. Muntyan. Biological characteristics of goldfish inhabiting the environment contaminated with radioactive substances	122
Panarin, A.P. On the use of thermoluminescent dosimeters in hydrobiological investigations	130
Abstracts	

ПРЕДИСЛОВИЕ

Особое место в проблеме загрязнения биосферы занимают вопросы загрязнения Мирового океана. Большинство загрязняющих веществ попадает в конечном счете в морскую среду, формируя новые экологические факторы в условиях локального, регионального и глобального загрязнения биотопов морского населения. Возникающие в этой связи проблемы охватывают широкий круг вопросов и направлений исследований, среди которых целесообразно выделить три основных направления: биогеохимию загрязняющих веществ; морскую токсикологию; биологические основы борьбы с загрязнением. Каждое из них достаточно обособлено по своим задачам и методам и в то же время все они взаимосвязаны и дополняют друг друга.

Настоящий том трудов ВНИРО представляет собой второй сборник работ по экологическим аспектам радиоактивного и химического загрязнения водной среды. В биогеохимическом плане он содержит новые материалы по распределению и миграции в Мировом океане искусственных радионуклидов (А.А. Петров) и микроэлементов группы тяжелых металлов (Н.П. Морозов с соавторами). В обобщенном виде эти материалы дают представление о крупномасштабной картине фоновых уровней содержания микропримесей в биотических и абиотических компонентах морских экосистем, особенно в промысловой ихтиофауне. Такого рода материалы необходимы для решения ряда вопросов, включая оценку и прогноз уровней и биологических последствий загрязнения моря, регламентацию предельно допустимых концентраций и нагрузок загрязняющих веществ в морской среде, санитарно-гигиеническую оценку качества морепродуктов.

Эколого-токсикологическое направление исследований представлено работами О.П. Цвылева и В.Н. Ткаченко в области новых биофизических тестов для оценки биопродукционных характеристик морских одноклеточных водорослей и их сообществ в присутствии токсиантов с помощью фотожемилюминесценции. Показана перспективность подобных методов в практике исследования планктонных фитоценозов.

Работы С.А. Патина с соавторами иллюстрируют возможности унификации токсикологических экспериментов с морскими организмами с целью повышения надежности данных и их сопоставимости. Представлены данные о высокой чувствительности реагирования некоторых видов морской фауны на токсические примеси в среде, что подтверждает необходимость установления ПДК ряда веществ для морской воды.

Результаты изучения реакции рыб на присутствие в водной среде токсических примесей отражены в работах Э.А. Ворониной, И.Н. Горкина, Н.Г. Сторожук. В последней работе показана высокая чувствительность ферментных систем рыб к действию токсикантов и перспективность использования современных аналитических методов в ихтиотоксикологических исследованиях.

Ухудшение кислородного режима — одно из наиболее общих и распространенных последствий загрязнения водоемов промышленными стоками. В работе Л.Б. Кляшторина охарактеризована чувствительность ряда видов морских и пресноводных рыб к дефициту кислорода.

Результаты многолетних наблюдений за биологическим состоянием рыб, обитавших в природных водоемах, загрязненных искусственными радионуклидами, обобщены в серии статей И.А. Шехановой с соавторами. В обзорной статье И.А. Шехановой на основании анализа собственных и литературных данных подведены итоги биологических исследований по проблеме радиоактивного загрязнения водной среды. Необходимость использования термолюминисцентной дозиметрии при сопоставлении эффекта с величиной поглощенной дозы ионизирующих излучений обоснована работами Э.А. Орлова и А.П. Панарина.

В целом материалы сборника освещают широкий круг вопросов, связанных с проблемой загрязнения гидросферы. Будущее расширение работ в этом направлении даст возможность оценить степень вредного воздействия токсических примесей на все звенья водных экосистем, обосновать предельно допустимые концентрации токсикантов в морской среде и разработать биологические основы борьбы с загрязнением.

PREFACE

This is the second issue dedicated to ecological problems of radioactive and chemical pollution of the aquatic environment. In a biogeochemical aspect it embraces new data on the distribution and migrations of artificial radionuclides and trace elements from the heavy metal group in the World Ocean. The material gives an idea of a large-scale pattern of the background content of trace contaminants in the biotic and abiotic components of marine ecosystems, and in commercial ichthyofauna in particular. It is needed for the assessment and prediction of levels and biological aftereffects of pollution of the sea, limitation of admissible concentrations and body burdens in the marine environment and for sanitary-hygienic examination of the quality of sea products.

In an ecological-toxicological aspect some new biophysical tests are suggested for the assessment of bioproductive characteristics of marine monocell algae and their communities in the presence of toxicants using photochemical luminiscence. Such methods are very promising in the investigations of plankton phytocenoses.

In papers which illustrate opportunities of unification of toxicological experiments with marine species aimed at increasing the reliability of data so that to make them comparable, information is presented on a high sensitivity of some marine species to toxicants available in the environment, which supports the evidence that limited admissible levels of most dangerous pollutants in the sea water should be set up.

The results of the study of responses of fish to the presence of toxicants in the environment are given. It is found that the sensitivity of enzymatic

systems of fish to toxicants is very high. The prospects of application of modern analytical methods to ichthyological investigations are demonstrated. Deficiency of oxygen is one of most general aftereffects of industrial pollution. The sensitivity of certain marine and freshwater species of fish to deficiency of oxygen is described.

The results of long-term observations on the biological condition of fish inhabiting natural water bodies contaminated with artificial radionuclides are presented in a series of papers. Based on the analysis made by the authors and using published data the biological investigations of the problem are summarized. A necessity of using thermoluminescent dosimetry to compare the impact of radioactive pollution with the uptake dose of ionizing radiation is substantiated.

The material of the issue deals with many problems of contamination of the hydrosphere. Future investigations will permit to assess the extent of the detrimental impact of toxicants upon all links of aquatic ecosystems, to substantiate limiting admissible concentrations of toxicants in the marine environment and to suggest a biological basis for controlling pollution.

Chipman, W. A. Ionizing radiation. In: *Marine Ecology, a Comprehensive Integrated Treatise on Life in oceans and coastal waters*, vol. 1, No. 3, Wiley-Interscience, London-New York-Sydney-Toronto, 1972, p. 1578.

Cross, F. A., Renfro, W. C., Gilat E. A review of methodology for studying the transfer of radionuclides in marine food chains. In: *Design of radiotracer experiments in marine biological systems*. Techn. Rep. Ser., No. 167, IAEA, Vienna, 1975, pp. 185-210.

Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. Techn. Rep. Series No. 172, IAEA, Vienna, 1976. 131 p.

Eisenby, M. *Environmental radioactivity* (Second edition). Acad. Press. New York-London, 1973. 542 p.

Environmental levels of radioactivity at Atomic Energy Commission installations. *Radiat. Data and Repts*, vol. 15, No. 10, 1974, pp. 687-695.

Woodhead, D. S. The radiation dose received by plaice (*Pleuronectes platessa*) from the waste discharged into the northeast Irish Sea from the fuel reprocessing plant at Windscale. *Health. Phys.*, v.25, No. 2, 1973, p. 115-121.

Woodhead, D. S. Levels of radioactivity in the environment and the dose commitment to marine organisms. In: *Radioactive Contamination of the Marine Environment*. IAEA. Vienna, 1973, p. 499-523.

НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ БИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ПРОБЛЕМЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ

И. А. Шеханова

Из многочисленных исследований, посвященных выявлению действия на гидробионтов ионизирующей радиации, с точки зрения прогнозирования биологических последствий загрязнения водоемов радиоактивными продуктами наибольший интерес представляют те, которые характеризуют биологический отклик в диапазоне доз реально существующих или возможных при учете масштабов развития ядерной энергетики. Установлено, что наиболее радиочувствительными являются рыбы, как организмы, стоящие на более высокой ступени развития по сравнению с другими представителями водной фауны и флоры (Chipman, 1972; Effects of ionizing radiation, 1976). Кроме того, рыба является одним из основных продуктов питания человека, именно поэтому необходимо учитывать реакцию рыб на повышение дозы ионизирующей радиации.

Рыбы, как и другие живые существа, на любой стадии онтогенетического развития вступают в определенные отношения с внешней средой и элементами, ее слагающими. Реакция на каждый фактор внешней среды обусловлена интенсивностью и длительностью его воздействия и выражается в изменении биохимических, физиологических и формообразовательных процессов. В течение эволюционного развития современных форм жизни ионизирующая радиация выступала и выступает как постоянно действующий фактор внешней среды, интенсивность которого в каждом данном регионе в последние тысячелетия практически не менялась.

В процессе эволюции живые организмы приспособились к воздействию невысоких доз облучения, создаваемого наряду с другими источниками ионизирующей радиации естественными радиоактивными веществами.

Развитие атомной промышленности и широкое использование ядерной энергии в различных областях человеческой деятельности с 40-х годов текущего столетия повлекли за собой постепенное увеличение радиоактивного фона биосферы за счет поступления в нее искусственных радионуклидов. В отличие от естественной радиации уровень содержания искусственных радионуклидов на некоторых участках различных водоемов существенно изменяется, следовательно, интенсивность облучения рыб за счет этого источника также не остается постоянной. Как и любой другой фактор, ионизирующая радиация, достигнув определенной интенсивности, может влиять на организм. При этом степень действия определится мощностью дозы и

суммарной дозой облучения слагающих популяцию особей на различных стадиях или в процессе всего онтогенетического развития,

В связи с этим актуальны следующие вопросы. Каковы современные уровни содержания искусственных радионуклидов в водоемах различного типа и обитающих в них рыбах и перспективы изменения этих уровней в обозримые отрезки времени? Какие факторы определяют дозу облучения рыб, обитающих в радиоактивно загрязненных водоемах, и при каких условиях в организме рыб формируется доза облучения, превышая ту дозу, к которой рыбы приспособились, и дозу, достаточную для проявления неблагоприятного эффекта по любому из показателей, характеризующих жизнестойкость особей или пополнение популяции? Какие функции организма и стадии онтогенеза наиболее радиочувствительны к воздействию ионизирующей радиации? Какие дозы облучения (или концентрации радионуклидов) недопустимы с экологической точки зрения, принимая необходимость обоснования позиций рыбохозяйственной отрасли по проблеме радиоактивного загрязнения открытых и замкнутых водоемов?

Современный уровень содержания искусственных радионуклидов в водной среде и рыбах. Существуют два основных источника поступления в биосферу искусственных радионуклидов: глобальные радиоактивные выпадения продуктов деления, образованных при ядерных взрывах, и радиоактивные отходы.

В целом в поверхностных водах Мирового океана концентрация искусственных радионуклидов в 1000 раз ниже концентрации естественных радиоактивных веществ. В воде окраинных и замкнутых морей содержание искусственных радионуклидов в 10–50 раз ниже естественных. В пресноводных водоемах, особенно в озерах, содержание искусственных и естественных радиоактивных веществ соизмеримо: концентрация $Sr-90$ практически равна, а иногда и несколько превышает концентрацию в озерной воде $K-40$.

Однако в тех водоемах, из которых удаляют отходы атомных производств, суммарная β -активность искусственных радионуклидов может существенно превышать уровни глобального загрязнения – до 2000 пКюри/л и более (Woodhead, 1973, Environmental levels of radioactivity, 1974); в этих же акваториях высока концентрация в донных отложениях некоторых радионуклидов, в том числе $Cs-137$. К 2000 г. кумулятивное накопление радиоактивных отходов составит $(4-6)10^{11}$ Ки, причем на долю наиболее потенциально опасных в радиотоксикологическом плане долгоживущих продуктов деления $Sr-90$ и $Cs-137$ придется соответственно $(2,0-2,5)10^{10}$ и $(3-4)10^{10}$ Ки (Eisenbud, 1973, Алексахин, 1975). В отличие от продуктов ядерных взрывов они распределяются в местах расположения предприятий атомной промышленности. С низкоактивными отходами в водоемы ежегодно удаляются десятки тысяч кюри радиоактивных веществ (Мареф, 1976). Таким образом, не исключена потенциальная опасность повышения концентрации искусственных радионуклидов в отдельных участках Мирового океана, прибрежных морях и других водоемах.

В процессе жизнедеятельности рыбы накапливают содержащиеся в воде $Sr-90$ и $Cs-137$ одновременно с усвоением биоген-

ных элементов-аналогов, в первую очередь кальция и калия и стабильных изотопов. Чем выше концентрация последних, тем меньше радионуклидов усваивается рыбами. Распределяется $Sr-90$ и $Cs-137$ в организме рыб подобно Ca и K: $Sr-90$ в основном в костной ткани, $Cs-137$ — преимущественно в мягких, в частности в мышцах. В океанической воде соленостью 35‰ содержится 8 мг/л стабильного стронция, 400 мг/л Ca и 380 мг/л K (Алекин, 1966). Такая высокая концентрация стабильных элементов и элементов-аналогов определяет количество усваиваемых океаническими рыбами искусственных радионуклидов (статья Петрова в настоящем сборнике). Более низкая степень минерализации воды прибрежных и замкнутых морей и более высокая концентрация в них осколочных радионуклидов приводит к тому, что в организме рыб из этих акваторий содержится больше $Sr-90$ и $Cs-137$. Пресноводные рыбы накапливают искусственные радионуклиды более разнородно, чем океанические и морские, что объясняется уровнем минерализации воды, характером питания и другими факторами.

Сравнение уровней содержания в рыбах естественных и искусственных радиоактивных элементов показывает, что в организме океанических и морских рыб преобладают естественные радиоактивные вещества. У пресноводных рыб, обитающих в водоемах с низким уровнем минерализации, содержание естественных и искусственных радиоактивных веществ сопоставимо. В организме рыб, обитающих в районах слива низкоактивных отходов, концентрация искусственных радионуклидов существенно превышает концентрацию естественных радиоактивных веществ.

Дозы облучения рыб от естественных и искусственных источников ионизирующей радиации. На всех стадиях онтогенеза мощность дозы облучения рыб складывается из внешних и внутренних источников (Шеханова, 1975). Источниками внутреннего облучения являются радионуклиды, инкорпорированные в данных органах и тканях; источниками внешнего облучения — космические лучи, радионуклиды, содержащиеся в воде, накопленные водными растениями, адсорбированные в донных отложениях. Помимо этого, внешним по отношению к тому или иному органу может быть облучение за счет радионуклидов, содержащихся в соседних органах или тканях, характеризующихся высокой степенью аккумуляции. Мощность дозы внутреннего облучения определяется уровнем накопления радионуклидов в организме рыб и их физической характеристикой; мощность дозы внешнего зависит от экологии рыб. Суммарная доза обусловлена временем контакта рыб с источниками излучения.

Мощность дозы облучения рыб от естественных источников радиации $(1-5)10^{-4}$ рад/сут. (Перцов, 1973; Woodhead, 1973). По нашим и литературным данным (Effects of ionizing radiation, 1976), мощность дозы облучения океанических и морских пелагических рыб за счет искусственных радионуклидов в $10-100$ раз меньше мощности дозы облучения от естественных источников ионизирующей радиации (табл. 1). В реках дозы облучения рыб от естественных и искусственных источников близки по величине. В озерах, особенно при наличии в них $Cs-137$, доза облучения рыб

Мощность дозы облучения рыб от естественных и искусственных источников (в рад/сут.)

Источники облучения	Морские рыбы		Пресноводные рыбы	
	в толще воды	на дне	в толще воды	на дне
<u>Естественные источники</u>				
космическая радиация	$1 \cdot 10^{-5}$	-	$1 \cdot 10^{-5}$	-
инкорпорированные элементы	$(1-2)10^{-4}$	$(1-2)10^{-4}$	$(1-2)10^{-4}$	$(1-2)10^{-4}$
облучение от воды	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-8} - 2 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-8} - 2 \cdot 10^{-5}$
облучение от дна	-	$(0,4-4)10^{-4}$	-	$(0,4-4)10^{-4}$
γ	-	$(0,4-5)10^{-4}$	-	$(0,4-5)10^{-4}$
β	-	$(2-6)10^{-4}$	-	$(2-6)10^{-4}$
Сумма	$(1-2)10^{-4}$		$(1-2)10^{-4}$	
<u>Продукты выпадения</u>				
инкорпорированные элементы	$(0,3-4)10^{-5}$	$(0,3-4)10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-4}$
облучение от воды	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$(3-6)10^{-6}$	$(3-6)10^{-6}$
облучение от дна	-	$1 \cdot 10^{-5}$	-	$4 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-4}$
γ	-	$1 \cdot 10^{-5}$	-	$2 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-4}$
β	-		-	

Продолжение табл. 1

Источники облучения	Морские рыбы		Пресноводные рыбы	
	в толще воды	на дне	в толще воды	на дне
Сумма	$(0,3-4) \cdot 10^{-5}$	$(1-4) 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-3}$
<u>Радиоактивные отходы</u>	Уиндскейл		Устье р. Колумбия	
инкорпорированные элементы	$(1-4) 10^{-5}$	$(1-4) 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-2}$
облучение от воды	$(0,2-6) 10^{-5}$	$(0,2-6) 10^{-5}$	$(1-5) 10^{-5}$	$(1-5) 10^{-5}$
облучение от дна	-	$(0,1-8) 10^{-2}$	-	$2 \cdot 10^{-2}$
γ	-	0,05-1,0	-	$1 \cdot 10^{-3}$
β	-	0,05-1,0	-	0,02-0,1
Сумма	$(1-9) 10^{-5}$		$1 \cdot 10^{-4} - 5 \cdot 10^{-2}$	

от искусственных источников в 5-10 раз выше, чем от естественных. В водоемах, в которые сливают низкоактивные отходы, мощность дозы облучения рыб за счет искусственных радионуклидов достигает 0,1-1 рад/сут, существенно превышая уровень природного облучения.

Биологическая роль искусственных радионуклидов в онтогенезе рыб (на примере $Sr-90$). В состав тканей всех организмов, включая рыб, входят практически все известные химические элементы, в том числе и стабильные изотопы искусственных радионуклидов. Содержание элементов в живых организмах пропорционально концентрации их в окружающей среде с поправкой на растворимость соединений, в которых они находятся (Войнар, 1960). Стабильный стронций постоянно присутствует во всех органах рыб: абсолютное количество его в мышцах колеблется в пределах 0,005-0,08, в печени 0,001-0,01, яичниках 0,002-0,04, семенниках 0,05-0,8 мг на 100 г сырой массы (Кизеветтер, 1974). В костной ткани содержание стронция в 100-200 раз выше, чем в мягких тканях.

В малых количествах стронций, как и другие микроэлементы, необходим организму, в больших - приводит к нарушению некоторых процессов, особенно оссификации: при аномально высоких дозах возможен стронциевый рахит. Тяжелая форма рахита сопровождается атрофией мышц, малокровием, задержкой роста, истощением, нарушением функции воспроизведения (Войнар, 1960). Однако эти нарушения зарегистрированы лишь в эксперименте, когда животным внутривенно многократно вводили по 500 мг хлористого стронция на 1 кг массы тела, в результате чего концентрация стронция в организме значительно превысила максимальный предел нормы.

Количество стабильного стронция в 1 Ки $Sr-90$ равно 6,8 мг (Мойсеев, Иванов, 1974). Коэффициент накопления $Sr-90$ в развивающейся икре морских и пресноводных рыб не превышает 10. В мягких тканях мальков и взрослых особей K_n $Sr-90$ равен 1-5; в костной ткани морских рыб 100-200, пресноводных рыб 500-1000 (Соколова, 1971; Воронина и др., см. настоящий сборник). Максимальная испытанная нами концентрация $Sr-90$ лишь в единичных случаях превышала $(1-5)10^{-6}$ Ки/л. С учетом максимальных величин $Sr-90$ при содержании рыб в этих условиях в развивающейся икре накапливается $6,6 \cdot 10^{-5}$ мг стабильного стронция на 1 кг сырой массы; в мягких тканях мальков и взрослых рыб $3,3 \cdot 10^{-5}$ и в костной ткани пресноводных рыб $6,6 \cdot 10^{-3}$ мг/кг сырой массы. Эти величины укладываются в пределы природного содержания стронция в тех же тканях рыб и не могут оцениваться как повышенные и способные вызвать неблагоприятный эффект. Следовательно, искусственные радионуклиды, присутствуя в водоеме и накапливаясь в организме рыб, не оказывают неблагоприятного влияния как химические элементы, а становятся дополнительными источниками ионизирующего излучения.

Очевидно, воздействие искусственных радионуклидов следует расценивать, как действие малых доз ионизирующего излучения, понимая под термином "малые дозы" уровни облучения, превышающие

природный фон ионизирующей радиации в 10–100 раз (Верховская, 1971). Реакцию организма на длительное облучение с низкой мощностью дозы нельзя предсказать на основании результатов острого облучения. Чтобы получить объективное представление о возможных изменениях в биологических показателях рыб при обитании в радиационно загрязненной среде, нужны специальные эксперименты и наблюдения в природных водоемах с заданной концентрацией радионуклидов.

Только в экспериментальных условиях, исключая воздействие на организм других раздражающих факторов, можно выявить специфический ответ на хроническое действие малых доз ионизирующей радиации. Численность и структура природных популяций определяются биологическими показателями слагающих ее особей, отсюда отклик на воздействие изучаемого фактора целесообразно оценивать на уровне организма, учитывая стадию онтогенеза и реакцию с учетом, характеризующихся наибольшей радиочувствительностью.

Наиболее радиочувствительны дифференцирующиеся ткани организма и прежде всего кроветворная и воспроизводительная системы. Под действием ионизирующего излучения в них изменяются биохимические процессы, в результате которых нарушаются структурные элементы, подавляется активность ферментативных систем, замедляется или прекращается рост. Функциональные изменения проявляются в подавлении органогенеза на эмбриональной стадии развития, а также сперматогенеза и оогенеза, кроветворения и иммуногенеза во взрослом организме (Ковалев, 1969; Концепция биологического риска, 1973). Степень нарушений в дифференцирующихся тканях зависит от величины поглощенной дозы.

На всех стадиях онтогенеза облучение различных видов морских проходных и пресноводных рыб в дозах, соизмеримых с уровнем естественной радиации, — $(1-5)10^{-4}$ рад/сут, не вызывает никаких функциональных и структурных изменений в их организме, не снижает жизнестойкость, не нарушает процесс формирования половых клеток и воспроизводительную способность особей (Шеханова, 1975). Такая мощность дозы облучения критических органов — гонад, почек, эндокринных желез — формируется при наличии в среде $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л $Sr-90$.

Изменения в функциональном состоянии кроветворной системы обнаруживаются при обитании рыб в среде, содержащей $(1-4)10^{-7}$ Ки/л $Sr-90$, когда органы кроветворения — почки — облучаются в течение определенного времени с помощью дозы 0,05–0,1 рад/сут. В этих условиях в период эмбриогенеза осевая клеточная масса, ответственная за кроветворение у облученных зародышей, выражена слабее, чем у интактных; заторможен процесс дифференцировки мезенхимных клеток в гемоцитобласты; снижается интенсивность кроветворения и на периферии (Кошелева, 1971). На более поздних стадиях онтогенеза длительное облучение почек с указанной мощностью дозы также изменяет их функциональное состояние. Морфологические показатели эритроцитов в периферической крови облученных и интактных особей идентичны. В то же время после облучения почек дозами, начиная с 5 рад, количество лейкоцитов и

способность к фагоцитозу уменьшается. Изменения имели фазовый характер и усугублялись при увеличении мощности дозы до 0,7-1,2 рад/сут и суммарной дозы до 70 рад (Шлейфер, 1976).

При дозе свыше 20 рад (мощность дозы 0,05-0,1 рад/сут) стойко угнетались антимикробные свойства сыворотки крови, вследствие чего снижалась устойчивость облученных рыб к паразитарным и инфекционным заболеваниям; гибель у подопытных рыб была на 10-20% выше, чем у контрольных (табл. 2). В то же время выживаемость облученных, но не зараженных особей при тех же дозах не отличалась от выживаемости интактных. Увеличение их смертности на 15% по сравнению с контролем началось после облучения дозой 300 рад. Аналогичные данные были получены и при обследовании популяции плотвы и серебряного карася, обитавших в водоемах с повышенным содержанием радионуклидов. В уловах практически отсутствовали особи старше 8-9 лет (см. статьи Воронина и др., Шеханова и др. в настоящем сборнике), что можно объяснить преждевременным старением под действием хронического облучения и смертью в более раннем возрасте, чем это свойственно данному виду.

В наших экспериментах облучение дозой 0,05-0,1 рад/сут зародышей рыб с разной чувствительностью к неблагоприятным факторам внешней среды и различной длительностью эмбрионального развития не повлияло на выживаемость. Это можно объяснить тем, что у большинства видов рыб длительность эмбриогенеза не превышает 10-15 дней. В течение этого времени не успела сформироваться доза, способная вызвать повреждающий эффект и повышенную гибель облученных зародышей. В настоящее время к выводу о том, что в период эмбриогенеза повышенная по сравнению с контролем смертность наблюдается лишь в растворах $Sr-90$ концентрацией свыше 10^{-6} Ки/л пришли практически все исследователи (Эгами, 1973; Куликов, Молчанова, 1975; Шеханова, 1975; Effects of ionizing radiation, 1976 и др.).

Таким образом, концентрация $Sr-90$ $(1-4)10^{-8}$ Ки/л. при которой отмечены существенные нарушения в кроветворной системе и снижение жизнестойкости мальков и половозрелых особей, не вызывает подобного эффекта у эмбрионов рыб. Следовательно, нельзя ориентироваться на показатели, полученные только в наблюдениях за развивающимися зародышами, при обосновании допустимых концентраций радионуклидов в естественных водоемах.

Способность к воспроизводству, плодовитость и качество нарождающегося потомства - самые существенные показатели благополучия любого живого организма. Они же определяют численность популяции и пополнение стада рыб. Воспроизводительная система рыб, как и теплокровных животных, обладает высокой радиочувствительностью при остром облучении и при хроническом с низкой мощностью дозы. В растворе $Sr-90$ концентрацией $(1-4)10^{-8}$ Ки/л гонады рыб облучались дозой мощностью 0,5-0,8 рад/сут.

На всех стадиях онтогенеза такое длительное облучение половых желез нарушало процессы формирования и функцию воспроиз-

Таблица 2

Значимые отклонения от нормы при действии ^{90}Sr на мальков и взрослых рыб

Показатели	Рыба	Диапазон испытанных концентраций, Ки/л	Длительность облучения, сут	Мощность тканевой дозы, рад/сут	Суммарная тканевая доза, рад	Эффективные				Отклонения от нормы, %
						длительность облучения, сут	концентрация, Ки/л	мощность дозы, рад/сут	суммарная доза, рад	
Количество лейкоцитов	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	270	$3 \cdot 10^{-3}$ -2,4	34-550	90	10^{-8}	0,1	5-10	16-20
	Вьюн	10^{-10} - 10^{-6}	215	$4 \cdot 10^{-4}$ -3,0	0,1-650	90	10^{-8}	0,1	5-10	20
Фагоцитарная активность	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	270	$3 \cdot 10^{-3}$ -22,4	34-550	30	10^{-8}	0,1	4	25
Бактериостатические свойства сыворотки крови	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	270	$3 \cdot 10^{-3}$ -2,4	34-550	180	10^{-8}	0,1	20	20
Функция антителообразования	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	270	$3 \cdot 10^{-3}$ -2,4	34-550	80-90	10^{-8}	0,1	5-10	-
Содержание в семенниках гликогена	Вьюн	10^{-10} - 10^{-6}	90	0,01-3,0	1-270	90	10^{-8}	0,7	20	50
жир						90	10^{-8}	0,7	20	450
Содержание гидроперекисей в мышцах	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	360	0,15-2,5	50-1000	360	10^{-8}	0,15	50	450

Показатели	Рыба	Диапазон испытанных концентраций Ки/л	Дли- тель- ность облу- чения сут	Мощность тканевой до- зы, рад/сут	Суммарная тканевая доза, рад	Эффективные				От- клоне- ния от нормы, %
						дли- тель- ность облу- чения, сут	концен- трация, Ки/л	мощ- ность дозы, рад/сут	суммарная доза, рад	
Угнетение процесса сперматогенеза	Тилapia	10^{-10} - 10^{-6}	500	0,04-10,0	20-5000	213	10^{-8}	0,7	450,0	-
Стерильность самцов	"	10^{-10} - 10^{-6}	500	0,04-10,0	20-5000	90	10^{-6}	5-7	550-660	-
Ядерно-плазменное соотношение в ооци- тах	"	10^{-10} - 10^{-6}	360	0,04-10,0	15-3600	80	10^{-8}	0,7	50-60	-
Плодовитость самок	Тилapia	10^{-10} - 10^{-6}	215	0,04-10,0	15-3600	80	10^{-8}	0,7	200	20
	Вьюн	10^{-10} - 10^{-6}	215	0,01-3,0	2-650	215	10^{-8}	0,7	150	50
	Гуппи	10^{-6}	250	3,0	750	250	10^{-6}	3,0	750	50
Стерильность са- мок	Тилapia	10^{-8} - 10^{-6}	800	1,0-10,0	800-8000	120	10^{-6}	10,0	1200	-
Снижение эффек- тивности нереста	"	10^{-10} - 10^{-6}	500	0,04-10,0	20-5000	360	10^{-8}	0,7	250	20
Выживаемость при облучении	"	10^{-10} - 10^{-6}	800	$4 \cdot 10^{-4}$ -3,0	0,3-2400	420	10^{-8}	0,7	300	15
Облучение+заражение	Карп	10^{-8} - 10^{-6}	180	$3 \cdot 10^{-2}$ -4	20-750	30	10^{-8}	0,1	4	10-20
	Тилapia	10^{-8} - 10^{-6}	420	0,04-3,0	42-1250	180	10^{-6}	3,0	550	55-60

N. 48884

водства. В период эмбрионального развития время появления первичных половых клеток и их морфологическая структура были сходны у облученных и интактных особей. Удлинялся митотический цикл первичных половых клеток, что приводило к задержке дифференцировки пола. На более поздних стадиях гаметогенеза изменения, вызванные облучением половых желез с помощью дозы 0,5–0,8 рад/сут, проявлялись более четко.

У мальков тилапии в период дифференцировки и развития ооцитов под влиянием хронического облучения изменились объем ядра и цитоплазмы и ядерно-плазменное отношение, снизилось количество молодых ооцитов (Воронина, 1973). Аналогичная картина отмечена у половозрелых вьюнов, у которых ооциты новой генерации развивались в условиях хронического облучения (Шеханова, 1975). В результате относительная плодовитость облученных самок стала в 1,5 раза ниже средней для бывших в экспериментах видов, что установлено нами и для рыб, обитавших в естественных водоемах с повышенным содержанием $Sr-90$ и $Cs-137$. Ооциты в исследованных яичниках плотвы и серебряного караса имели нормальное строение, но количество их было ниже среднего для данной возрастной группы.

Облучение семенников с мощностью дозы 0,5–0,8 рад/сут привело к структурным изменениям в сперматоцитах и сперматогониях. На гистологических срезах были обнаружены клетки с пикнотическим распадом ядер, гигантские клетки, которые в норме в семенниках не встречались; разрастался эпителий соединительной ткани (Воронина, 1973). После облучения дозой 20 рад в семенниках существенно снизилось количество гликогена и резко возросло содержание жира (см. табл. 2). Потомство, которое было получено от рыб, облученных в дозе 150–200 рад, характеризовалось пониженной жизнестойкостью.

Гонадотропные гормоны, выделяемые в определенные периоды в кровь, стимулируют овуляцию ооцитов у самок и появление брачного наряда у самцов. У рыб, длительно облучаемых дозами мощностью начиная от 0,5 рад/сут, слабо выражен брачный наряд и задержан подход на нерест самок, возможно вследствие угнетения гонадотропной функции гипофиза. Кроме того, облучение половых клеток амфибий приводит к тому, что они становятся менее чувствительными к восприятию гормонов, чем интактные; в результате для их нормальной функции требуется повышенная доза гипофиза. Это было подтверждено экспериментами с вьюнами. Самкам после облучения яичников дозой свыше 50 рад для овуляции потребовалась двойная доза гипофиза, причем овуляция была более растянутой, чем у контрольных.

Действие ионизирующего излучения на организм определяется нарушением структур клеток в результате прямого попадания заряженных частиц или под влиянием радиотоксинов, образующихся при облучении. Содержание гидроперекисей в мышцах и печени рыб после длительного облучения повышается (табл. 2). Присутствие их в организме подопытных рыб могло быть одной из причин зарегистрированных изменений.

Все отмеченные отклонения от нормы более четко были выражены в опытах с концентрацией $Sr-90$ $(1-3)10^{-6}$ Ки/л. Угнетение сперматогенеза после облучения семенников тилапии в дозе, превышающей 550-600 рад, при мощности дозы 5-7 рад/сут завершилось их полной стерильностью. Самки потеряли способность к воспроизводству после облучения яичников в дозе 1000-1200 рад. До этих изменений существенно снизилась эффективность репродуктивного периода. Для тилапии концентрация $Sr-90$ $(1-4)10^{-6}$ Ки/л оказалась пороговой. В результате длительного обитания рыб в такой среде они полностью перестали размножаться; потомство, полученное от первых нерестов, оказалось нежизнеспособным. Явное повреждающее действие на гонады рыб указанной концентрации радионуклидов отмечено и другими авторами (Эгами, 1973).

Для сохранения и умножения запасов рыб более важно, чем влияние на особь, влияние на популяцию в целом. Радиочувствительность половых желез значительно выше радиочувствительности всего организма, поэтому эффективность размножения популяции снижается раньше гибели отдельных индивидуумов и более существенно влияет на численность, хотя повышенная смертность половозрелых особей и сокращение длительности жизни также неблагоприятны для популяции. Если стадо эксплуатируется промыслом, повышенная смертность половозрелых особей в результате облучения тем более неблагоприятна для ее численности. Вследствие повышения естественной смертности и нарушения воспроизводительной функции два из наиболее радиочувствительных видов исчезли из водоема, загрязненного радиоактивными отходами (Krumholz, 1956).

В настоящее время в водах Мирового океана, замкнутых и окраинных морях, пресноводных водоемах дозы облучения рыб за счет искусственных радионуклидов ниже эффективных. В акваториях, загрязненных радиоактивными отходами, среда для рыб становится неблагоприятной. Дозы облучения, которые там формируются, равны эффективным или выше, они влекут за собой сокращение продолжительности жизни, снижение жизнестойкости, нарушение воспроизводительной функции и как следствие этого уменьшение численности обитающих на этих участках видов. Когда загрязненные участки являются частью открытого водоема, невозможно предотвратить заход рыб из более чистых районов, следовательно, подвергаются неблагоприятному воздействию не только локальные стада. Число таких районов ограничено: часть акватории Ирландского моря, устье р. Колумбия с прилегающими к нему прибрежными водами, районы ядерных испытаний в центральной части Тихого океана и др. (Gross et al., 1975).

Не исключено, что по мере расширения масштабов использования ядерной энергии и увеличения количества сбрасываемых в водоемы радиоактивных отходов площадь загрязненных участков будет пропорционально возрастать. При этом в окружающей среде, помимо $Sr-90$ и $Cs-137$, повысится содержание таких радионуклидов как тритий, $C-14$, $Zn-65$, $Co-60$, изотопы плутония и ряд других. Многие из них характеризуются большим перио-

дом полураспада, высокой интенсивностью включения в обменные процессы у рыб, способностью накапливаться в донных отложениях. Задача будущих исследований — оценить степень их радиотоксичности и установить с экологических позиций предельно допустимый уровень содержания их в природных водоемах.

Поскольку концентрация $Sr-90$ $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л не оказывает отрицательного воздействия ни на один из исследованных параметров рыб на всех стадиях онтогенеза, мы считаем, что ее можно рекомендовать как допустимую с экологических позиций для водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение. Предельно допустимой мощностью дозы облучения почек и гонад можно считать $0,01$ рад/сут, что в 100 раз выше естественного фона.

Для детального изучения биологического действия каждого радионуклида на морских и пресноводных рыб разных видов потребуется очень много времени. Поэтому мы рекомендуем считать предельно допустимой мощность дозы облучения наиболее радиочувствительных органов рыб — почек и гонад — $0,01$ рад/сут и ориентироваться на нее при установлении допустимых концентраций других радионуклидов в водоемах, имеющих рыбохозяйственное значение. Исходя из этого, исследования можно ограничить установлением закономерностей формирования дозовой нагрузки у рыб от того или иного радионуклида.

Закономерно предположить, что в водоемах, загрязненных $Cs-137$ или тритием, рыбы подвергаются только внутреннему облучению. В этом случае величина тканевой дозы полностью определяется интенсивностью обмена этих радионуклидов в организме рыб. Железо, кобальт, цинк, цезий более чем на 70% сорбируются в донных отложениях водоемов. Даже при небольшом волнении загрязненные радионуклидами частицы грунта находятся во взвешенном состоянии в толще воды.

В результате в водоеме создается поле внешнего облучения рыб в дополнение к внутреннему от инкорпорированных радионуклидов. Исследованиями с применением термолюминесцентных дозиметров установлено, что при наличии в воде $4 \cdot 10^{-9}$ Ки/л $Cs-137$ доза в толще воды при волнении достигает $0,5-0,6$, у дна она колеблется в пределах $0,7-1,0$ рад/сут. В этом случае внешнее облучение явно превалирует над внутренним, создаваемым за счет инкорпорированных радионуклидов.

К настоящему времени разработаны допустимые рабочие пределы радиоактивного загрязнения водной среды с учетом закономерностей поступления радионуклидов по биологической цепочке: вода — гидробионты (рыбы, пищевые беспозвоночные и водоросли) — человек. Выше этих пределов загрязняться наши водоемы не будут, так как, по существующему в нашей стране законодательству, при определении допустимых концентраций токсикантов в поверхностных водах исходят из более жестких требований в ряду одноименных нормативов. Отсюда задача будущих исследований может быть сформулирована еще более конкретно: необходимо определить дозы облучения рыб при наличии в среде установленных специалистами концентраций радионуклидов и дать заключение о приемлемости этих концентраций с экологических позиций.

ВЫВОДЫ

1. В настоящее время концентрация искусственных радионуклидов в поверхностных водах Мирового океана в 1000 раз, а в водах окраинных и замкнутых морей в 10–50 раз ниже концентрации естественных радиоактивных веществ; в пресноводных водоемах эти величины соизмеримы. Соответственно этому мощность дозы облучения океанических и морских пелагических рыб за счет искусственных радионуклидов в 10 – 100 раз ниже естественного фонового облучения; для пресноводных рыб эти показатели близки по величине.

2. Отмечена повышенная концентрация искусственных радионуклидов в местах открытого слива низкоактивных отходов, в результате чего в этих акваториях мощность дозы облучения рыб достигает 0,1–1 рад/сут.

3. На всех стадиях онтогенеза мощность дозы облучения рыб $(1-5)10^{-4}$ рад/сут, близкая к уровню естественной радиации, не влияет на численность популяции и ее воспроизводительную способность. С этой мощностью дозы почки и гонады облучаются при наличии в среде $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л $Sr-90$.

4. Наиболее радиочувствительны у рыб, как и у высших позвоночных, кроветворная и воспроизводительная системы.

5. Длительное обитание рыб в среде с концентрацией $Sr-90$ $(1-4)10^{-8}$ Ки/л и облучение почек с мощностью дозы 0,05–0,1 рад/сут и гонад 0,5–0,8 рад/сут снижает их жизнестойкость, нарушает воспроизводительную способность, в результате численность половозрелой части популяции снижается на 10–20%, пополнение стада – на 20%. Эти изменения могут наблюдаться в акваториях, загрязненных радиоактивными отходами.

5. У рыб, обитающих в среде с концентрацией $Sr-90$ $(1-3)10^{-6}$ Ки/л, мощность дозы облучения гонад 5–7 рад/сут; в таких условиях через определенное время полностью нарушается воспроизводство, рыбы становятся стерильными.

7. Тщательный анализ собственных и литературных данных позволяет рекомендовать концентрацию $Sr-90$ $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л как допустимую с экологических позиций для водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение; предельно допустимой мощностью дозы облучения гонад и почек рекомендуется 0,01 рад/сут.

Список использованной литературы

- Алекин О.А. Химия океана. Л., Гидрометеиздат, 1966. 248с.
Верховская И.Н. Задачи, методы и перспективы радиоэкологических исследований в различных биогеоценозах. – В кн.: Методы радиоэкологических исследований. М., Атомиздат, 1971, с. 3–15.
Войнар А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М., "Высшая школа", 1960, с.1–544.
Воронина Э.А. Рост и плодовитость тилапии в условиях хро-

нического облучения радиостронцием. Автореферат диссертации на соис.уч.степ.канд.биол.наук. М., 1973. 111 с.

Калниня З.К. Стронций-90 и кальций в озерной воде. - В кн.: Радиоэкология водных организмов. Рига, "Зинатне", 1972, т.1. с. 27-32.

Кизеветтер И.В. Биохимия сырья водного происхождения. М., "Пищевая промышленность", 1974. 424 с.

Ковалев И.Ф. Функциональные механизмы развития радиобиологических эффектов. М., Атомиздат, 1969. 311 с.

Кошелева В.В. Изменение периферической крови у эмбрионов и личинок семги под воздействием радиоактивного загрязнения водной среды и рентгеновых лучей. - "Труды ПИНРО", 1971, вып. 29, с. 62-73.

Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М., "Наука", 1975. 184 с..

Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М., Атомиздат, 1976. 222 с.

Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М., Атомиздат, 1974. 335 с.

Перцов Л.А. Ионизирующие излучения биосферы. М., Атомиздат, 1973. 286 с.

Поликарпов Г.Г. Нерешенные проблемы водной радиэкологии. - "Радиобиология", 1970, т. 10, № 2, с. 242-252.

Соколова И.А. Кальций, стронций-90 и стронций в морских организмах. Киев, "Наукова думка", 1971. 240 с.

Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность морей и океанов. М., Атомиздат, 1968. 287 с.

Шеханов И.А. Биологические и рыбохозяйственные аспекты нормирования содержания радиоактивных веществ в водной среде. М., ЦНИИТЭИРХ, 1975. 32 с.

Шлейфер Г.С. Влияние ионизирующей радиации на иммуно-физиологическое состояние рыб. М., ВНИРО, 1976. 16 с. (Рукопись депонирована в ЦНИИТЭИРХ 7 апреля 1976 г. № 60).

Эгами Н. Радиоактивность и рыбы (на японск. яз.). Токио, 1973, 398 с.

SOME RESULTS AND PROSPECTS OF BIOLOGICAL INVESTIGATIONS OF RADIOACTIVE POLLUTION OF THE AQUATIC ENVIRONMENT

I. A. SHEKHANOVA

SUMMARY

The radiation dose of $(1.5) \cdot 10^{-4}$ rads per day (which is close to the natural radiation level) applied to fish at all stages of ontogenesis affects neither the abundance of populations nor their reproductive capability. Kidneys and gonads are exposed to that radiation dose when the concentration of $1 \cdot 10^{-10}$ Ci/liter of Sr^{90} is available in the environment. When fish are reared in the environment with the concentration of $(1.4) \cdot 10^{-8}$ Ci/liter of Sr^{90} for a long time while kidneys and gonads are exposed to radiation doses of 0.05-0.1 and 0.5-0.8 rad/day, respectively, the exposure depresses the reproductive

capability. As a result, the numerical strength of the mature part of the population is reduced by 10-20% and the recruitment to the stock decreases by 20%.

The concentration of $1 \cdot 10^{-10}$ Ci/liter is ecologically acceptable to water bodies which are important to fisheries. The permissible dose limit of radiation for kidneys and gonads is 0.01 rad/day. The objectives of future investigations are to study sources of body burden in fish on account of other radionuclides (T, C¹⁴, Co⁶⁰, Zn⁶⁵ isotopes of Pu), to ascertain their radiotoxicity and acceptable dose limits for natural water bodies on an ecological basis.

Goldberg, E. D. Baseline studies of pollutants in the marine environment and research recommendations. The IDOE Baseline Conf. May 24-26, 1972, New York. 54 p.

Goldberg, E. D., Broecker, W. S., Gross, M. G., Turekian, K. K. Marine chemistry. Radioactivity in the marine environment. Nat Acad. of Sci., USA, 1971, p. 137-146.

Ishibashi, M. Quantitative distribution of chemical elements in the sea water. Proc. UNESCO Sympos. Phys. Oceanogr. (19-th-22-nd Oct., 1955, Tokyo). Paris, UNESCO: Tokyo, Japan Soc. Promotion Sci., 1957, p. 175-178.

Spencer, D. W., Brewer, P. G. The distribution of copper, zink and nickel in sea water of Gulf of Mexico and Sargasso Sea. *Geochem. et Cosmochem. Acta*, 1969, v. 33, No. 3.

Wolfe, D. A., Rice, T. R. Nutrient elements in sea water. *Environ. Biol.* 1966, No. 7, p. 143-145.

УДК 551.464

ОСНОВНЫЕ ЧЕРТЫ БИОГЕОХИМИИ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ГРУППЫ МЕТАЛЛОВ В ЭКОСИСТЕМАХ ОКЕАНОВ И МОРЕЙ

Н. П. Морозов, С. А. Патин
С. А. Петухов

Сведения о содержании и распределении микроэлементов группы переходных и тяжелых металлов в океанических и морских экосистемах необходимы для решения вопросов научного и практического характера. К их числу, например, относится разработка мониторинга химического загрязнения морской среды, задачей которого являются наблюдения за некоторыми металлами в Мировом океане. Специфика переходных и тяжелых металлов как компонентов загрязнения морских экосистем состоит, как известно, в том, что антропогенные нарушения их концентраций и соотношений в среде и гидробионтах возникают на фоне природного содержания соответствующих микроэлементов, многие из которых, например Fe, Mn, Zn, Cu и другие, играют важную роль в жизнедеятельности гидробионтов.

Отбор и предварительную обработку проб воды, взвеси, планктона, бентоса, nekтона и донных отложений производили по общепринятой методике. Анализы выполнялись методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии с использованием спектрофотометра "Хитачи-

207" и ртутного анализатора "Колеман-МАС-50" по методикам, описанным ранее (Морозов, Демина, 1974; Морозов, 1974; Тихомирова и др., 1976). Коэффициент вариации результатов параллельных определений составлял 10-20% для разных элементов.

Микроэлементы в морской воде и во взвешенном материале.

В табл. 1 представлены обобщенные результаты определения десяти металлов в пробах морской воды и взвешенного материала, отобранных в различных районах Северной Атлантики, Индийского и Тихого океанов, некоторых морей и их заливов. Наши данные в общих чертах согласуются со сводными литературными материалами (Виноградов, 1967; Лисицын, Гордеев, 1974; Сугавара, 1965; Ishibashi, 1957; Wolfe, Rice, 1966; Spencer, Brewer, 1969; Goldberg, 1972), различаясь в некоторых случаях (особенно по Pb, Co и Cd), что вполне понятно, если учесть расхождения в методах отбора, обработки и анализа проб, а также природную вариативность концентраций металлов в связи с географическими, сезонными и другими факторами.

Наиболее представительный материал получен нами для Северной Атлантики. Результаты исследований свидетельствуют о большой изменчивости концентраций рассматриваемых элементов в морской воде и взвешенном материале как в географическом аспекте, так и во времени (сезонная изменчивость). Распределение металлов в поверхностных водах океанов и морей характеризуется "пятнистостью" и приуроченностью относительно повышенных концентраций к прибрежным районам, заливам, зонам речного стока, городским и индустриальным центрам.

Изменение содержания всех исследованных металлов в толще воды выражено гораздо слабее, чем в поверхностном горизонте. Однако в большинстве случаев на глубине 10 м содержание многих металлов несколько повышается, а на глубине 50 м — понижается вплоть до минимума. Далее на горизонте 100 м и глубже содержание металлов вновь увеличивается, что, видимо, связано с распределением биомассы планктонных организмов и их остатков, обладающих высокой сорбционной способностью к микрокомпонентам среды.

Определенную роль, несомненно, играют гидродинамические процессы в поверхностных водах (течения, перемешивание различных водных масс, подъем глубинных вод и т.д.). О связи содержания микроэлементов с первичной продукцией и подъемом водных масс юго-восточной части Тихого океана говорят данные Лисицына и Гордеева (1974), а также наши данные по Азовскому морю, высокая продуктивность которого обуславливает низкие уровни содержания в воде всех рассматриваемых металлов по сравнению с другими морями (Морозов и др., 1976).

Из данных табл. 1 следует, что порядок величин и общая закономерность (ряды изменения) концентраций металлов в поверхностных водах различных регионов с соленостью от 35‰ (пелагиаль океана) до нескольких промилле (опресненные моря) в общих чертах однотипны. Обнаруживается также тенденция нарастания концентраций большинства металлов в воде и во взвешенном материале при переходе от пелагиали океана к его неритической а

Таблица 1.

Содержание тяжелых и переходных металлов в поверхностных водах (I, в мкг/л) и взвешенном материале (II, в мкг/л - числитель и % - знаменатель).

Воды	Число проб	Fe		Mn		Zn		Cu		Ni
		I	II	I	II	I	II	I	II	I
Океанические										
Атлантический океан (северная часть)	90	3,0	<u>0,27</u> 0,04	0,4	<u>0,03</u> 0,003	9,0	<u>0,64</u> 0,084	1,0	<u>0,09</u> 0,014	2,0
Тихий океан	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Индийский океан	8	5,6	<u>0,19</u>	0,3	<u>0,004</u>	19,9	<u>0,07</u>	1,7	<u>0,013</u>	1,7
Среднее		4,3	<u>0,12</u>	0,4	<u>0,004</u>	14,5	<u>0,077</u>	1,4	<u>0,014</u>	1,9
Среднее для океанических вод*		5,0	-	0,3	-	3,0	-	2,0	-	2,0
Морские										
Японское море	15	5,0	<u>26,3</u> 0,53	-	<u>0,4</u> 0,004	34,2	<u>6,6</u> 0,151	1,0	<u>0,9</u> 0,016	1,1
Залив Петра Великого	3	6,5	<u>47,3</u> 0,48	-	<u>3,4</u> 0,016	56,5	<u>9,2</u> 0,055	1,0	<u>4,6</u> 0,028	1,0
Северное море	35	11,0	-	-	-	26,0	-	2,7	-	2,2

Воды	Число проб	Ni	Co		Cr		Pb		Cd		Hg
		II	I	II	I	II	I	II	I	II	I
Океанические Атлантический океан (северная часть)	90	<u>0,04</u> 0,005	0,3	-	-	-	0,9	<u>0,12</u> 0,017	0,2	-	0,07
Тихий океан	27	-	-	-	-	-	0,25	-	0,11	-	0,16
Индийский океан	8	<u>0,006</u>	0,2	-	-	-	0,21	<u>0,007</u>	0,13	<u>0,0007</u>	-
Среднее		<u>0,006</u>	0,3	-	-	-	0,45	<u>0,012</u>	0,15	<u>0,001</u>	0,12
Среднее для океани- ческий вод*		-	0,03	-	0,3	-	0,02	-	0,02	-	0,1
Морские											
Японское море	15	<u>0,4</u> 0,006	0,2	-	-	-	1,4	<u>0,4</u> 0,017	0,1	<u>0,03</u> 0,0002	0,8
Залив Петра Вели- кого	3	<u>1,0</u> 0,005	0,3	-	-	-	0,5	<u>0,6</u> 0,013	0,1	<u>0,07</u> 0,0004	0,6
Северное море	35	-	0,3	-	-	-	1,0	-	-	-	0,3

Воды	Число проб	Fe		Mn		Zn		Cu		Ni
		I	II	I	II	I	II	I	II	I
Балтийское море	11	4,4	<u>7.39</u> 0,59	0,7	<u>0.73</u> 0,08	11,0	<u>1.46</u> 0,10	3,2	<u>0.41</u> 0,032	0,3
Рижский залив	6	5,5	<u>37.6</u> 1,21	0,5	<u>2.53</u> 0,15	15,7	<u>3.64</u> 0,14	3,6	<u>0.79</u> 0,031	0,2
Средиземное море	20	5,2	<u>0.6</u> 0,13	0,3	<u>0.05</u> 0,008	9,0	<u>0.31</u> 0,046	1,1	<u>0.04</u> 0,005	1,4
Черное море	66	7,0	<u>1.0</u> 0,05	0,5	<u>0.4</u> 0,015	20,0	<u>3.5</u> 0,25	4,0	<u>0.9</u> 0,03	2,0
Азовское море	6	5,4	<u>47.16</u> 2,76	0,1	<u>6.13</u> 0,34	0,5	<u>1.25</u> 0,065	0,5	<u>0.39</u> 0,016	0,5
Среднее для морских вод ^{хх}		6,5	<u>8.82</u> 0,33	1,5	<u>0.25</u> 0,027	20,0	<u>2.97</u> 0,14	2,4	<u>0.24</u> 0,021	1,4
Пресные										
Среднее для пресных вод ^{ххх}		670	<u>13664</u> 5,0	7,0	<u>529</u> 0,238	20,0	<u>268.5</u> 0,148	7,0	<u>19.4</u> 0,008	0,3

Воды	Число проб	Ni	Co		Cr		Pb		Cd		Hg
		II	I	II	I	II	I	II	I	II	I
Балтийское море	11	<u>0.12</u> 0,012	0,3	<u>0.02</u> 0,002	-	<u>0.03</u> 0,002	1,4	<u>0.16</u> 0,013	0,2	<u>0.007</u> 0,006	0,14
Рижский залив	6	<u>0.25</u> 0,010	0,5	<u>0.07</u> 0,003	-	<u>0.01</u> 0,003	1,5	<u>0.45</u> 0,014	0,3	<u>0.003</u> 0,001	0,17
Средиземное море	20	<u>0.03</u> 0,005	0,4	-	-	-	1,0	<u>0.06</u> 0,01	0,2	-	0,1
Черное море	66	<u>0.3</u> 0,01	0,5	-	-	-	3,0	<u>0.03</u> 0,015	1,5	-	-
Азовское море	6	<u>0.17</u> 0,010	0,3	<u>0.07</u> 0,005	-	<u>0.25</u> 0,001	3,0	<u>0.09</u> 0,005	1,5	<u>0.009</u> 0,0005	-
Среднее для морских вод	xx	<u>0.08</u> 0,008	0,34	<u>0.02</u> 0,002	-	<u>0.02</u> 0,003	1,56	<u>0.16</u> 0,014	0,5	<u>0.019</u> 0,0031	0,34
Пресные											
Среднее для пресных вод	xxx	<u>18.1</u> 0,009	0,1	<u>5.2</u> 0,0014	1	-	3,0	<u>29.63</u> 0,044	-	-	0,07

* Данные Гольдберга (Coldberg, 1972).

xx При расчете средних содержаний металлов в морских водах данные по Азовскому морю не учитывались.

xxx Данные Гольдберга с соавторами (Goldberg et al., 1971).

Среднее содержание металлов во взвешях речных вод (мкг/л и %) оценено на основании данных Г.С. Коно-
валова и др. (1966 г.б) для 16 наиболее крупных рек СССР.

не и внутренним морям, которая соответствует общей геохимической закономерности увеличения влияния терригенного стока пресных вод на химический состав морских водоемов (Виноградов, 1967).

Кроме того, аналогичная тенденция характерна и для крупномасштабного распределения в Мировом океане техногенных примесей, в том числе металлов (Патин, 1971; Патин, Морозов, 1974). Вопрос о роли и значении антропогенного фактора в формировании микроэлементного состава морских вод должен решаться по результатам балансовых оценок с учетом особенностей каждого региона.

Микроэлементы в планктоне. Данные о содержании рассматриваемых металлов в биомассе планктона, приведенные в табл. 2, отражают довольно высокую изменчивость средних концентраций, что, несомненно, связано с разнообразием состава исследованных планктонных сообществ и видовой спецификой накопления отдельных микроэлементов в организмах фито- и зоопланктона. В большинстве случаев в фитопланктоне концентрации металлов выше, чем в зоопланктоне. Кроме того, повышенные концентрации металлов преобладают в планктоне неритических и пресных вод по сравнению с океаническими сообществами пелагиали, что отмечено для поверхностных вод. И, наконец, о сопряженности состава морской воды и биомассы планктона свидетельствует то, что в большинстве случаев наблюдается одна и та же последовательность уменьшения концентраций в ряду $Fe > Zn > Cu > Mn > Co > Cd$.

Микроэлементы в рыбах. Характерные уровни содержания металлов в мышцах и скелетных структурах 67 видов промысловых рыб Мирового океана и пресных вод представлены в табл. 3.

Анализ данных, относящихся к таким биологически важным микроэлементам, как Fe , Mn и Zn свидетельствует о возрастании их концентрации в ряду: океанические < морские и полупроходные < пресноводные рыбы (см. табл. 3), что соответствует аналогичному ряду возрастания средних концентраций этих элементов в воде (см. табл. 1). Иными словами, для промысловых рыб так же, как и для планктона, наблюдается вполне определенная связь между микроэлементным составом организмов и среды их обитания. Сравнение средних содержаний рассматриваемых элементов в мышцах рыб, различающихся по типу питания, показало, что наибольшими концентрациями всех рассмотренных металлов характеризуются обычно планктофаги. В хищных рыбах отмечены относительно повышенные концентрации только ртути.

Общая картина распределения концентраций рассматриваемых металлов в биотических и абиотических компонентах морских экосистем различного типа, включая пелагиаль океана, регион Японского моря (как пример бассейна с хорошим водообменом), регион Азовского моря (как пример бассейна, подверженного значительному влиянию речного стока), показана на рисунке, где для сравнения приведены также данные по компонентам речных экосистем. Прежде всего видна однотипность общего хода кривых, что указы-

Содержание переходных и тяжелых металлов в планктоне океанических, морских и пресных вод
(в мг/кг сырой массы)

Регион	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>
Атлантический океан (южная часть)	<u>7.2</u> 63,6	<u>0.31</u> 1,15	<u>19.0</u> 44,9	<u>5.8</u> 3,5	<u>6.05</u> 2,5	<u>-</u> -	<u>-</u> -	<u>1.28</u> 8,85	<u>-</u> -
Индийский океан	<u>214.1</u> 137,0	<u>1.9</u> 1,8	<u>249.0</u> 48,0	<u>29.3</u> 13,6	<u>2.4</u> 2,7	<u>0.5</u> 0,5	<u>2.8</u> 2,0	<u>14.0</u> 1,4	<u>0.28</u> 0,12
Среднее для океанического планктона	<u>110.0</u> 100,0	<u>1.1</u> 1,5	<u>134.0</u> 47,0	<u>17.6</u> 8,6	<u>4.2</u> 2,6	<u>0.5</u> 0,5	<u>2.8</u> 2,0	<u>7.6</u> 5,1	<u>0.3</u> 0,1
Японское море	55,5	0,9	97,9	5,5	1,8	0,3	1,7	11,6	0,32
Залив Петра Великого	226,2	0,9	110,5	12,1	1,2	0,16	11,6	13,7	0,17
Оз. Хасан	378,0	19,8	48,1	31,5	2,3	0,17	2,25	1,75	0,13

Примечание. В дробях: числитель - фитопланктон; знаменатель - зоопланктон; целые числа - тотальный планктон.

Содержание переходных и тяжелых металлов в промысловой ихтиофауне океанических, морских и пресных вод, мг/кг сырой массы

Рыбы	Число проб	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd	Hg
Океанические	50	<u>14.4</u>	<u>0.4</u>	<u>14.8</u>	<u>0.9</u>	<u>0.7</u>	<u>0.2</u>	<u>0.3</u>	<u>0.6</u>	<u>0.14</u>	<u>0.07</u>
		30,4	3,7	38,5	2,1	2,1	1,1	4,2	4,8	0,48	0,05
Морские и полупроходные	41	<u>32.1</u>	<u>1.8</u>	<u>37.3</u>	<u>1.2</u>	<u>2.3</u>	<u>0.4</u>	<u>0.9</u>	<u>2.0</u>	<u>0.10</u>	<u>0.14</u>
		121,9	9,6	74,2	2,7	8,1	1,2	4,3	4,4	0,48	-
Пресноводные	24	<u>51.0</u>	<u>2.0</u>	<u>59.8</u>	<u>1.0</u>	<u>1.2</u>	<u>0.2</u>	<u>0.5</u>	<u>0.9</u>	<u>0.10</u>	<u>-</u>
		105,8	12,1	130,4	2,4	3,2	1,2	3,1	5,4	0,46	-

Примечание. В дробях: числитель - мышцы, знаменатель - скелет.

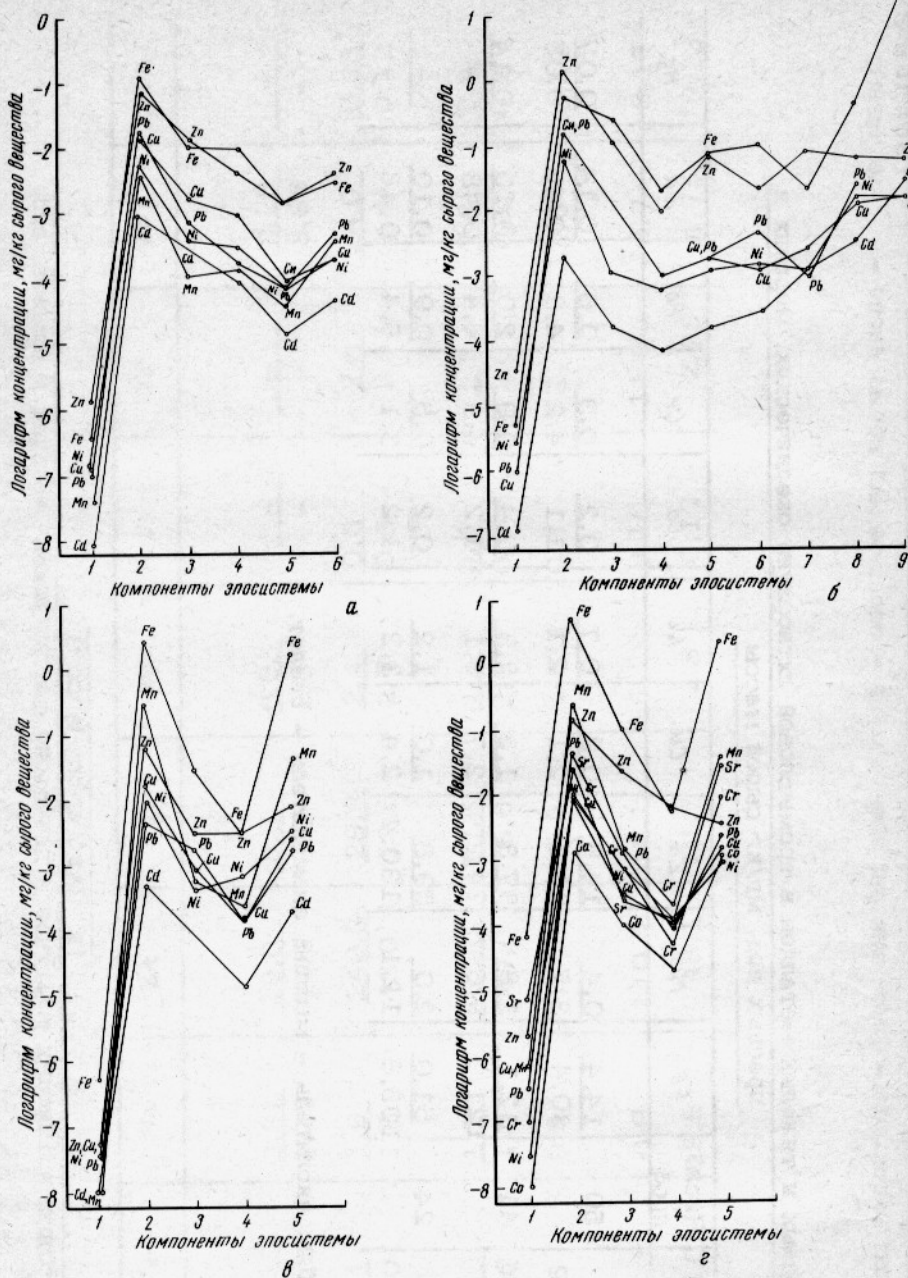


Рис. Распределение средних концентраций металлов по основным компонентам некоторых морских и пресноводных экосистем:

а - пелагиаль океана (компоненты экосистемы: 1 - морская вода; 2 - взвесь; 3 - фитопланктон; 4 - зоопланктон; 5 и 6 - рыба (мышцы и скелет)); б - Японское море (компоненты экосистемы: 1 - морская вода; 2 - взвесь; 3 - тотальный планктон; 4 и 5 - рыба; 6 - фитобентос; 7 и 8 - зообентос; 9 - донные осадки); в - Азовское море; г - речная экосистема (компоненты экосистемы: 1 - вода; 2 - взвесь; 3 - тотальный планктон; 4 - рыбы; 5 - донные отложения)

вает на общность процессов, определяющих распределение микро-элементов в таких различных экосистемах, как пелагиаль океана и реки.

ВЫВОДЫ

1. Наибольшими коэффициентами накопления микроэлементов во всех водных экосистемах отличается взвешенный материал. Высокая аккумулярующая способность взвеси, несомненно, связана с ее дисперсностью и интенсивной сорбцией на границе раздела с водной средой. На физико-химическую (адсорбционную) природу поглощения металлов в данном случае указывает также то, что во взвешенном материале сохраняются характерные для морской воды соотношения металлов и их последовательность в ряду уменьшения концентраций.

2. Во всех других компонентах экосистем проявляется избирательность накопления микроэлементов, которая, вероятно, обусловлена биологической ролью того или иного элемента.

3. Тенденция железа и марганца к образованию труднорастворимых в морской воде соединений при минерализации органического вещества приводит к значительному концентрированию их в морских донных отложениях. Накопление в осадках других микроэлементов выражено гораздо слабее. Содержание меди в планктоне и в донных отложениях практически одинаково, а содержание цинка в последних даже ниже, чем в планктоне. Это объясняется, вероятно всего, хорошей растворимостью соединений этих металлов. Такое предположение согласуется с расчетами А.П. Лисицына и В.В. Гордева (1974).

4. Наибольшая вариабельность содержания металлов характерна для донной фауны, где чаще всего присутствуют виды, избирательно концентрирующие отдельные химические элементы. Это может быть связано как с разнообразием химического состава биотопа бентосных популяций, так и с особенностями их образа жизни (наличие малоподвижных и прикрепленных форм), типа питания (фильтрационный механизм) и метаболизма.

5. Коэффициенты накопления металлов во взвешенном веществе и бионтах для всех типов водных экосистем чаще всего уменьшаются при переходе от планктона к рыбе, что было отмечено ранее для некоторых металлов и радионуклидов (Патин, 1973). Исключение составляет ртуть, относительные количества которой по пищевой цепи обычно возрастают.

6. Микроэлементный состав основных экологических групп биотического населения морских регионов отражает в общих чертах содержание и распределение микроэлементов в неживых компонентах экосистем, что согласуется с общей картиной распространения химических элементов в морской биосфере (Патин, 1973). Среди исследованных металлов доминирует Zn и Fe тогда как Co , Cd и Hg присутствуют в минимальных концентрациях.

Список использованной литературы

Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М., "Наука", 1967. 193 с.

Коновалов Г.С., Иванова А.А., Колесникова Т.Х. Редкие и рассеянные элементы (микроэлементы) в воде и во взвешенных веществах рек Европейской территории СССР.- "Гидрохимические материалы" Л., 1966а, т.Х, с. 94-111.

Коновалов Г.С., Иванова А.А., Колесникова Т.Х. Микроэлементы в воде и во взвешенных веществах рек Азиатской территории СССР.- "Гидрохимические материалы" Л., 1966б, т.Х, с. 112-123.

Лисицын А.П., Гордеев В.В. О химическом составе взвесей морей и океанов.- "Литология и полезные ископаемые", 1974, №3, с. 38-57.

Морозов Н.П., Тихомирова А.А., Никоненко Е.М. Опыт определения микроэлементного состава морских гидробионтов.- "Труды ВНИРО", 1974, т.100, с. 28-31.

Морозов Н.П., Демина Л.Л. Об опыте применения методов экстракции и атомно-абсорбционной спектрофотометрии при определении тяжелых металлов в морской воде.- "Труды ВНИРО", т.100, 1974, с.25-27.

Морозов Н.П., Патин С.А., Демина Л.Л. Переходные и тяжелые металлы в водах Северной Атлантики.- "Труды ГОИН", 1975, т. 127, с. 77-94.

Некоторые особенности распределения и миграции микроэлементов в экосистеме Азовского моря.- "Геохимия", 1976, №12, с. 1869-1876. Авт.: Н.П. Морозов, С.А. Патин, Л.Л. Демина, А.А. Тихомирова.

Патин С.А. Загрязнение Мирового океана и его биологические ресурсы.- "Рыбное хозяйство", 1971, № 5, с. 5-7.

Патин С.А. К вопросу об универсальной физико-химической закономерности дифференциации нуклидов в экосистеме океана.- В кн. Вопросы морской экологии. Калининград, 1971, с. 45-53.

Патин С.А. Некоторые особенности распространенности металлов в экосистеме пелагиали океана.- "Океанология", 1973, т.13, вып. 2, с. 255-257.

Патин С.А., Морозов Н.П. Некоторые аспекты загрязнения морской среды тяжелыми металлами.- "Труды ВНИРО", 1974, т.100, с. 7-12.

Сугавара С. Некоторые микроэлементы в Мировом океане. В кн. Проблемы геохимии, М., 1965, с. 635-647.

Тихомирова А.А., Патин С.А., Морозов Н.П. Совместное концентрирование ртути, свинца и кадмия в морской воде.- "Журнал аналитической химии", 1976, т.31, вып. 2, с. 282-285.

MAIN FEATURES OF BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS OF SOME METALS IN THE ECOSYSTEMS OF OCEANS AND SEAS.

N. P. MOROZOV, S. A. PATIN, S. A. PETUKHOV

SUMMARY

Data on the content and distribution of ten metals in the sea water, suspension, bottom sediments, plankton, benthos and fish from various regions of the World Ocean are summarized.

A general interlinking of trace elements in the composition of biotic and abiotic components in marine ecosystems is illustrated. The concentrating capability of metals involved is most distinctly displayed in suspension and plankton. The maximum variability of concentrations is characteristic for benthic species. Regional variations in the content of trace elements in the ecosystem do not eliminate general variations in the concentrations with regard to their distribution in mid-water.

Volchok, H. L., Bowen, V. T., Folsom, T. R., Broecker, W. S., Schuert, E. A., Bien G. Sa. Oceanic distributions of radionuclides from nuclear explosions. In: Radioactivity in the Marine Environment, Nat. Acad. of Sci., 1971, p. 42-89.

УДК (546.36+546.42):551.463.4

СОВРЕМЕННЫЙ УРОВЕНЬ ГЛОБАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКЕАНИЧЕСКИХ И МОРСКИХ ВОД СТРОНЦИЕМ-90 И ЦЕЗИЕМ-137

*А.А. Петров, С.С. Овчинникова,
В.Е. Комагуров*

В последнее время число публикаций о радиоактивном загрязнении Мирового океана значительно уменьшилось. Этому способствовало прекращение массовых испытаний ядерного оружия в атмосфере после подписания в 1963 г. Московского договора о запрещении ядерных взрывов в трех средах. Тем не менее интерес к выявлению крупномасштабных процессов перераспределения радиоактивных изотопов в океане и между сушей и морем, несомненно, не утрачен, особенно в период, когда поступление их из атмосферы почти полностью прекратилось.

В предлагаемой работе обобщен материал о концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в некоторых районах Мирового океана и внутренних водоемов.

Проанализированы пробы поверхностной воды, отобранные в 1971-1974 гг. в некоторых районах Атлантического и Тихого океанов и некоторых морей. Объем проб океанических вод составлял 200-250 л, а для морских - 20-100 л. Концентрирование и радиохимический анализ проводились по известным методикам (Иванова, 1967; Шведов, Патин, 1968).

Активность $Zs-137$ определялась на гамма-спектрометре, проэталонированном по международным эталонам Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ). Ошибка анализа не превышала 20–25%. Результаты анализов сведены в таблицы и оформлены графически (рисунок), причем были использованы материалы по Белому и Баренцеву морям (Петров и др., 1974).

Сопоставляя средние значения для различных районов (табл.1), можно выявить определенную тенденцию к увеличению концентраций изотопов в следующей последовательности регионов: океан, глубоководные моря, мелководные моря. Такая последовательность объясняется прежде всего слабым водообменом полузамкнутых морей с океаном, меньшим объемом водных масс мелководных морей и значительным влиянием терригенного стока. Как для Атлантического океана, так и для морей характерен значительный разброс данных. Подобная картина распределения концентраций в поверхностных водах объясняется не только сложностью и изменчивостью гидрофизического режима поверхностных вод (Попов, Патин, 1966). Последние достижения в исследовании динамики вод океана выявили существование устойчивых во времени вихревых образований с масштабом десятки и сотни километров (Монин и др., 1974), что, по-видимому, также обуславливает пятнистость распределения концентраций в поверхностных водах.

Учитывая интенсивный обмен поверхностных вод с нижними слоями воды (время пребывания в слое активного перемешивания составляет менее 3,5 лет – Патин, 1965) и незначительное поступ-

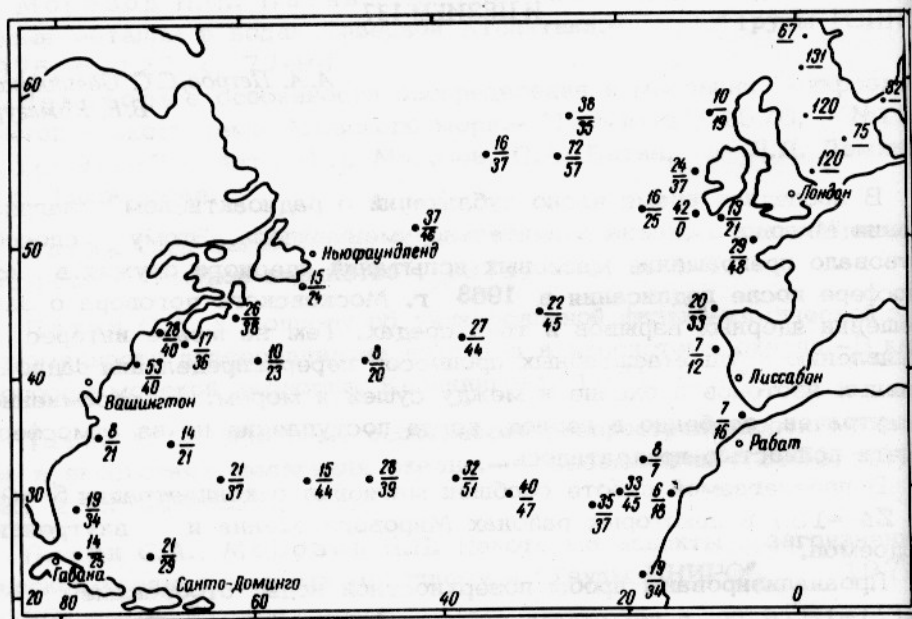


Рис. Места отбора проб воды и концентрации радионуклидов в поверхностных водах Северной Атлантики и Северного моря (числитель – концентрация $Sr-90$, знаменатель – концентрация $Zs-137$ расп./мин на 100 л).

Таблица 1

Средние значения (числитель) и пределы (знаменатель)
обнаруженных концентраций $Sr-90$ в поверхностных водах
некоторых районов Мирового океана

Район	Год от- бора проб	Концентрация расп/мин на 100 л	Число проб
Атлантический океан северная часть	1972	<u>23</u> 6-72	37
Моря			
Средиземное	1972	<u>57</u> 10-110	10
Баренцево	1971	<u>53</u> 42-66	10
Белое	1971	<u>116</u> 43-157	10
Черное	1973	<u>83</u> 38-128	11
Северное	1974	<u>99</u> 67-131	6

ление $Sr-90$ из атмосферы, в 1972 г. в Атлантическом океане следовало ожидать более низкую среднюю концентрацию, чем обнаруженную нами: 23 расп/мин на 100 л по сравнению с 37 расп/мин на 100 л (Volchok et al., 1971) для 1966 г. По-видимому, поверхностные воды замещаются водными массами с концентрацией $Sr-90$, близкой к поверхностной. Вследствие этого в настоящее время можно предполагать более равномерное распределение изотопа по всей толще обменивающихся вод.

Для глубоководных морей картина аналогичная. Но ввиду слабого вертикального обмена (Черное море) и незначительного обмена с океаном (Средиземное море) концентрации радионуклидов в морях выше, чем в океане (см. табл.1). Кроме того, в мелководных и прибрежных районах глубоководных морей, в полузамкнутых морях (Белое, Азовское) и тем более во внутренних замкнутых водоемах (Каспийское море) большое влияние на распределение и поведение изотопов оказывает терригенный геохимический сток. Это приводит к еще большему увеличению концентраций. Даже при незначительном вымывании $Sr-90$ из почв (несколько процентов - Ровинский и др., 1973) вследствие обширности площадей водосборных бассейнов рек концентрация изотопа в речных водах выше, чем средняя концентрация для моря. Поэтому верхние пределы обнаруженных концентраций в морях, очевидно, обусловлены влиянием речных вод, которые увеличивают также концентрацию изотопа в небольших пресных водоемах (водохранилищах) вследствие их мелководности и значительного испарения, особенно в южных районах.

Анализ данных табл. 2 не обнаруживает тенденции к заметному изменению концентраций в одних и тех же районах за период 1971 по 1974 гг. Да и вряд ли можно ожидать существенного изменения активности в поверхностных водах за четыре года в уловиях, когда в открытом океане концентрации радионуклидов более или менее равномерно распределены до значительных глубин, а в мелководных водоемах удельная активность выравнилась по толще водных масс. Надо учесть также сравнительно малую скорость включения стронция и цезия в биогеохимические циклы водной среде и как следствие этого замедленное седиментационное выведение этих элементов из водной толщи в донные осадки (Патин, 1970).

Таблица

Концентрация $Sr-90$ (числитель) и $Zs-137$ (знаменатель) в поверхностных водах некоторых районов Тихого океана

Район	Год отбора проб	Концентрация, расп/мин на 100	
		по годам	средн
Тихий океан северная часть	1974	<u>41</u>	-
		69	
Новая Зеландия	1974	<u>24</u>	-
		24	
Охотское море	1973	<u>22</u>	} <u>31</u>
		74	
	1974	<u>40</u>	
		66	
Восточное побережье	1973	<u>55</u>	} <u>49</u>
		80	
	1974	<u>44</u>	
70		} <u>65</u>	
Южно-Курильский залив	1972		<u>36</u>
			73
1973	<u>33</u>		} <u>34</u>
	44		
Амурский залив	1972	<u>24</u>	} <u>28</u>
		88	
	1973	<u>33</u>	
		60	
	1974	<u>27</u>	
		60	
Залив Петра Великого	1972	<u>89</u>	} <u>64</u>
		78	
	1974	<u>40</u>	
		95	

Полученные материалы свидетельствуют о существовании крупномасштабных процессов геохимического и гидрологического перераспределения глобальных запасов долгоживущих радионуклидов в поверхностных водах Мирового океана и суши. Дальнейшие наблюдения за этими явлениями представляют несомненный интерес в связи с использованием искусственных радиоизотопов как индикаторов гидрофизических и геохимических процессов, а также в связи с продолжающимся глобальным загрязнением биосферы другими микропримесями.

ВЫВОДЫ

1. Обнаружен значительный разброс данных о концентрациях изотопов $Sr-90$ и $Zs-137$ в поверхностных водах Мирового океана.
2. Средние концентрации увеличиваются при переходе от южных районов океана к северным, глубоководным и мелководным морям.
3. Радиоизотопы, видимо, равномерно распределяются по глубине, по крайней мере, в мелководных водоемах и в слое активного перемешивания в открытом океане.
4. Средняя концентрация $Sr-90$ в поверхностных водах северной части Атлантического океана в 1972 г. составила 23, а в 1966 г. - 37 расп/мин на 100 л. связи с относительно быстрым выведением $Sr-90$ из поверхностных вод можно предполагать, что уровни радиоактивного загрязнения воды в слое активного перемешивания в океане близки к соответствующим уровням загрязнений поверхностных водных масс.

Список использованной литературы

- Иванова Л.М. Метод одновременного определения стронция-90, цезия-137 и церия-144 в морской воде. - "Радиохимия", 1967, т.9, вып. 5, с.34.
- Монин А.С., Каменкович В.М., Корт В.Г. Изменчивость Мирового океана. Л., Гидрометеиздат, 1974. 286с.
- Патин С.А. О региональном распределении стронция-90 на поверхности Мирового океана. - "Океанология", 1965, т. 5, вып.3., с. 468-472.
- Патин С.А. Радиоактивные загрязнения морской среды. М., ЦНИИЭИРХ, 1970. 60с.
- Петров А.А., Овчинникова С.С., Комагуров В.Е. Содержание $Sr-90$ в водах Белого и Баренцева морей. Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. - "Труды ВНИРО", 1974, т.С, с.37-39.
- Попов Н.И., Патин С.А. Основные черты глобального распределения стронция-90 на поверхности Мирового океана (1960-1961 гг.) - "Труды института океанологии АН СССР", 1966, т.82, с.42-55.
- Переход в воду и миграционная способность радионуклидов при мирном применении атомной энергии. - В кн.: Радиоэкология вод-

ных организмов, Рига, т.2, 1973, с.20-30. Авт.: Ф.Я. Ровинский
Г.К. Морозова, Э.Л. Сеницина, Н.М. Сеницин.

Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей
М., Атомиздат, 1968. 287 с.

THE PRESENT GLOBAL POLLUTION OF MARINE WATER WITH STRONTIUM⁹⁰ AND CAESIUM¹³⁷

A. A. PETROV, S. S. OVCHINNIKOVA, V. E. KOMAGUROV

SUMMARY

The data on the concentrations of Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in some fishing areas of the World Ocean indicate a relative stability in the content of the isotopes in the surface water which is very likely to reflect their uniform distribution with depth. The concentrations tend to increase in the following succession of areas: the south and north parts of the oceans, deep-water and shallow seas. Higher concentrations found in the seas are dependent upon the river discharge.

Goldberg, E. D. Baseline studies of pollutants in the marine environment and research recommendations. The IDOE Baseline Conference, March 24-26, 1976, New York, 54 p.

Goldschmidt, V. M. Geochemistry. Clarendon Press, Oxford, 1954, p. 47-68.

Ishibashi, M. Quantitative distribution of chemical elements in the sea water. Proc. UNESCO Sympos. Phys. Oceanogr. (19-th-22-nd Oct. 1955, Tokyo), UNESCO, Japan Soc. Promotion Sci., Paris, 1957, p. 175-178.

Lowman, F. G., Rice, T. R., Richards, F. A. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. Radioactivity in the Marine Environment. Nat. Acad. of Sci., USA, 1971, p. 161-199.

УДК 551.464.3

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ЭЛЕМЕНТОВ КАК ФАКТОР ИХ НАКОПЛЕНИЯ В МОРСКОЙ ВОДЕ И ГИДРОБИОНТАХ ПЕЛАГИАЛИ ОКЕАНА

С.А. Петухов, Н.П. Морозов

Из факторов, определяющих содержание элементов в компонентах морских экосистем, основными являются физико-химические свойства элементов; средние содержания (кларки) элементов в земной коре; биологическая значимость элементов.

Как было показано в работах Гольдшмидта (Goldschmidt, 1954), хорошим показателем физико-химических свойств элементов является ионный потенциал (отношение валентности к ионному радиусу), характеризующий величину тел сил, которые нужно приложить, чтобы превратить центральный атом в соответствующий ион.

Понимание биогеохимии элементов в океане невозможно без знания основных причин, обуславливающих их взаимодействие в экзогенных процессах. Определяющая роль ионных потенциалов в поведении химических элементов в экзогенных процессах, включая выветривание горных пород, миграцию продуктов выветривания и их седиментацию, иллюстрируется диаграммой Гольдшмидта (рис. 1). Элементы с низкими ионными потенциалами (верхний левый угол диаграммы) при выветривании горных пород активно мигрируют в растворенной форме и накапливаются в гидросфере.

Элементы с промежуточными значениями ионного потенциала менее подвижны, поскольку их ионы легко ассоциируют с гидроксильными группами и растворимость этих соединений невелика.

Основная масса этих элементов-гидролизатов мигрирует пассивно и накапливается в донных осадках. Элементы, ионные потенциалы которых еще выше (правый нижний угол диаграммы), образуют обычно хорошо растворимые кислородосодержащие анионы, которые так же, как катионы с малыми ионными потенциалами, обнаруживают тенденцию к накоплению в гидросфере. Границы, разделяющие указанные группы элементов, на рис. 1 условны и зависят от физико-химических параметров среды.

Попытка прогнозировать концентрации некоторых химических элементов в морской воде на основании полученной зависимости логарифмов отношения содержания других элементов в земной коре к содержанию их в морской воде от ионных потенциалов была предпринята М. Исибаси (Ishibashi, 1957).

Цель данной статьи - иллюстрация и количественная оценка связи элементного состава морской воды и гидробионтов с физико-химическими свойствами (ионным потенциалом) этих элементов в отли-

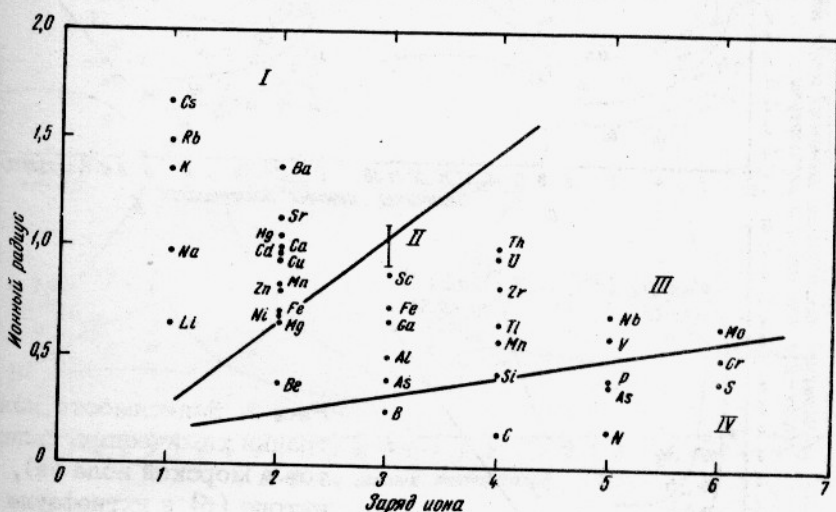


Рис. 1. Геохимическое разделение некоторых важных элементов по их ионным потенциалам (по Б. Мэйсону, 1971): I - растворимые катионы; II - редкоземельные; III - элементы, образующие растворимые комплексные анионы; IV - гидролизаты.

топланктоне) и ихтиофауне от величины их ионных потенциалов. Несмотря на разброс точек, статистическая обработка данных методом регрессионного анализа (Урбах, 1964) на ЭВМ "Минск-32" показала, что концентрация химических элементов с достоверностью 95% коррелирует с величиной их ионных потенциалов.

Во всех трех компонентах экосистемы элементы с промежуточными значениями ионных потенциалов имеют наименьшие концентрации, что хорошо согласуется с диаграммой Гольдшмидта. Однотипность кривых на графике указывает на то, что химический элементный состав гидробионов океанической пелагиали "повторяет" состав морской воды. Однако элементы-гидролизаты обнаруживают большую тенденцию к накоплению в морских гидробионтах, чем элементы с малыми и большими величинами ионных потенциалов (рис. 3). Для планктона это обстоятельство, по-видимому, можно объяснить повышенной способностью элементов-гидролизатов сорбироваться различным дисперсным материалом.

Морской планктон, характеризующийся большой активной поверхностью на единицу биомассы, в данном случае можно рассматривать как природный сорбент различных химических элементов. Механизм первичного концентрирования (биосорбции) металлов фитопланктоном описан ранее (Патин и др., 1974). Для ихтиофауны, где трудно предположить доминирование сорбционного механизма, аналогичное накопление элементов, по-видимому, — результат их поступления в организм с пищей.

Аналогичный характер накопления химических элементов планктоном и рыбами свидетельствует об отсутствии ярко выраженного трофического эффекта накопления или дискриминации элементов между представителями начального (фитопланктон) и конечного (ихтиофауна) звеньев пищевой цепи пелагиали океана. Это подтверждает ведущую роль физико-химических факторов в формиро-

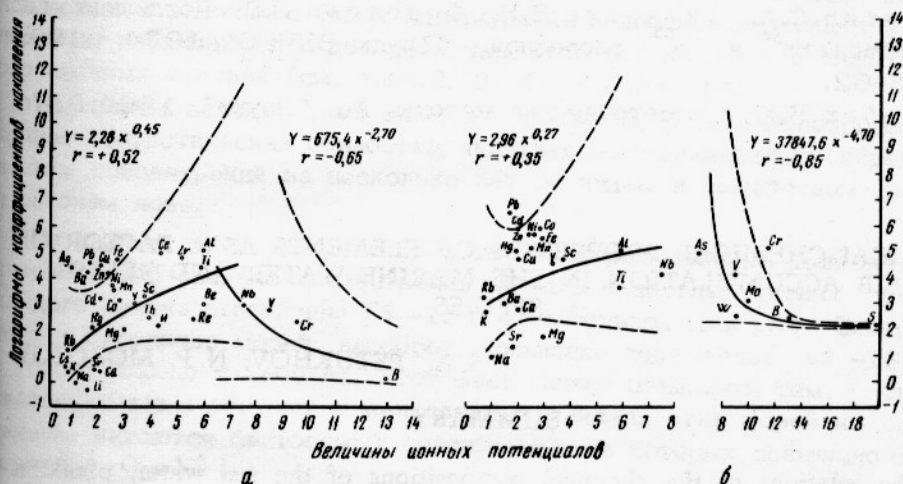


Рис. 3. Зависимость коэффициентов накопления химических элементов планктоном (а) и ихтиофауной (б) океанической пелагиали от ионных потенциалов

вании элементного состава биомассы основных жизненных форм населения океана.

Влияние физико-химических факторов накопления химических элементов в компонентах экосистемы океана носит характер тенденции, так как это влияние может снижаться за счет других факторов, обсуждение которых выходит за рамки данной работы.

ВЫВОДЫ

1. Относительная концентрация макро- и микроэлементов в морской воде, планктоне и рыбах океанической пелагиали определяется главным образом физико-химическими свойствами этих элементов, в частности величинами их ионных потенциалов.

2. Во всех рассмотренных компонентах экосистемы пелагиали океана элементы с малыми и большими ионными потенциалами накапливаются в меньшей степени, чем элементы-гидролизаты, характеризующиеся промежуточными величинами ионных потенциалов.

Список использованной литературы

Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов моря, ч.Ш. - "Труды биогеохимической лаборатории, У1", 1944, 273 с.

Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М., "Наука", 1967. 213 с.

Мэйсон Б. Основы геохимии. М., "Недра", 1971. 170 с.

Патин С.А. Некоторые особенности распространенности металлов в экосистеме пелагиали океана.- "Океанология", 1973, т.ХШ, вып. 2, с. 255.

Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова Л.В. Поглощение и накопление Mn^{54} и Zn^{65} хлореллой.- "Труды ВНИРО", 1974, т.100, с. 58-62.

Урбах В.Ю. Биометрические методы. М., "Наука", 1964. 317с.

PHYSICAL-CHEMICAL PROPERTIES OF ELEMENTS AS A FACTOR OF THEIR ACCUMULATION IN THE MARINE WATER AND PELAGIC SPECIES

S. A., PETUKHOV, N. P. MOROZOV

SUMMARY

The relations of the chemical compositions of the sea water, plankton and ichthyofauna with the ion potential of elements are illustrated and estimated. It is shown that elements with small and large values of ion potentials are accumulated in all the examined components of the pelagic ecosystem of the ocean in contrast to elements-hydrolyzates with medium values of ion potentials.

ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБАХ МИРОВОГО ОКЕАНА И ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ

А.А.Петров

Анализ большого количества данных, полученных в системе лабораторного контроля ГУ Минрыбхоза СССР, о концентрации радиоактивных изотопов в промысловых рыбах представляет не только радиоэкологический, но и санитарно-гигиенический интерес.

Для каждого анализа отбиралось 100–200 г костных тканей для определения $Sr-90$ и 800–1200 г мышечных тканей для определения $Cs-137$. $Sr-90$ определяли по известной методике (Парчевский, Соколова, 1970), $Cs-137$ – по сорбентной методике (Шведко, Попов, 1971). Ошибка определений составляла, как правило, 20–25% для океанических и 10–15% для морских и пресноводных рыб.

В табл. 1–4 приведены средние значения результатов анализа 3–7 проб, отобранных в течение каждого года, и средние значения по всем приведенным рыбам для каждого района лова.

Значительный разброс концентраций, по-видимому, можно объяснить не только ошибкой анализа и различной степенью радиоактивного загрязнения среды обитания рыб, но и типом и условиями питания, возрастными и физиологическими различиями отдельных экземпляров.

Средние значения по годам для океанических рыб (табл. 5), выловленных в районах с более однородными радиоэкологическими условиями, различаются в два раза, для рыб, выловленных в морях и опресненных заливах (см. табл. 2, 3, 4), – в 3–5 раз.

При таком значительном разбросе данных вряд ли целесообразна полная статистическая обработка, поэтому мы ограничились осреднением концентраций за несколько лет по видам и семействам рыб и районам лова.

Из данных табл. 5 можно сделать некоторые выводы. Для океанических рыб средние концентрации $Sr-90$ в костных тканях для каждого района выше, чем $Cs-137$ в мышечных. Для рыб Северного и Баренцева морей, наоборот, повышено содержание $Cs-137$ в треске, пикше и камбале. Этот факт можно объяснить тем, что указанные виды обитают в мелководных районах этих морей и в основном питаются бентосными организмами, в которых повышено содержание $Cs-137$.

Преимущественное накопление изотопов в каком-либо определенном районе не прослеживается. В качестве тенденции лишь можно отметить уменьшение уровня содержания $Cs-137$ и особенно $Sr-90$ в рыбах, выловленных в водах Центрально-Восточной Атлантики и в южных широтах Тихого океана, что согласуется с известной

Содержание Sr-90 в костных и Cs-137 в мышечных тканях
рыб Атлантического и Тихого океанов (в пКи* на 1 кг
сырой массы)

Год	Атлантика				Тихий океан	
	северо-западная		юго-восточная		Sr-90	Cs-137
	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137		
Хек						
1972	18	25	17	10	-	-
1973	14	8	16	4	-	-
1974	21	13	23	5	-	-
Среднее	18	15	19	6	-	-
Горбуша						
1972	-	-	-	-	45	27
1973	-	-	-	-	33	22
1974	-	-	-	-	22	23
Среднее	-	-	-	-	33	24
Треска						
1972	25	21	-	-	-	-
1973	35	8	-	-	-	-
1974	18	16	-	-	-	-
Среднее	26	15	-	-	-	-
Минтай						
1972	-	-	-	-	37	36
1973	-	-	-	-	27	22
1974	-	-	-	-	20	23
Среднее	-	-	-	-	28	27

* Пикокюри равняется 10^{-12} Кюри.

Таблица 2

Содержание Sr-90 в костных и Cs-137 в мышечных тканях
рыб пресных водоемов (пКи на 1 кг сырой массы)

Год	Оз. Чудское		Оз. Онежское		Самоозеро		р. Печора	
	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137
Шука								
1973	92	137	825	455	2340	1200	-	86
Судак								
1973	-	-	-	1500	-	1380	-	-
Окунь								
1972	440	372	-	-	-	-	-	-
1973	115	131	-	-	-	-	140	-

Таблица 3

Содержание $Sr-90$ в костных и $Cs-137$ в мышечных тканях
рыб пресных водоемов (в пКи на 1 кг сырой массы)

Год	Оз. Ханка		Дельта Волги		Оз. Котлабух	
	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$
Лещ						
1972	-	-	63	20	-	-
1973	-	-	101	15	328	-
1974	-	-	63	13	316	-
Сазан						
1972	1750	54	80	18	-	-
1973	1820	70	132	15	-	-
1974	2450	46	58	10	-	-
Линь						
1972	-	-	61	9	-	-
1973	-	-	65	14	-	-
1974	-	-	85	21	-	-
Щука						
1972	1620	75	118	34	-	-
1973	1690	191	154	18	54	-
1974	1636	108	146	22	-	-
Сом						
1972	-	-	109	15	-	-
1973	2080	95	161	18	-	-
Красноперка						
1972	5200	170	-	-	137	25
Судак						
1972	-	-	103	20	56	-
1973	-	-	53	16	-	-
1974	-	-	64	25	-	-
Среднее	2280	101	95	17	178	-

Таблица 4

Содержание $Sr-90$ в костях и $Cs-137$ в мышечных тканях рыб
опресненных водоемов (в пКи на 1 кг сырой массы)

Год	Азовское море		Балтийское море		Финский залив		Калининградский залив		Куршский залив		Черное море (устье Дуная)	
	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$	$Sr-90$	$Cs-137$

Килька

1973	-	-	34	60	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	45	46	31	56	-	-	-	-	-	-

Год	Азовское море		Балтийское море		Финский залив		Калининградский залив		Куршский залив		Черное море (устье Дуная)	
	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137
Салака												
1973	-	-	29	52	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	36	46	35	54	-	-	-	-	-	-
Лещ												
1972	148	19	-	-	-	-	-	-	429	24	317	5
1973	419	24	-	-	-	-	377	27	151	30	353	8
1974	320	24	-	-	-	-	447	50	175	-	428	-
Судак												
1972	66	13	-	-	-	-	-	-	94	48	24	7
1973	133	20	-	-	-	-	132	164	172	57	56	6
1974	198	38	-	-	-	-	75	155	-	-	-	-
Щука												
1972	-	-	-	-	-	-	-	-	85	18	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	128	55	185	66	-	6
1974	-	-	-	-	-	-	115	81	-	-	-	-
Плотва												
1972	-	-	-	-	-	-	76	-	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	230	33	183	31	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	129	48	-	-	-	-
Угорь												
1972	-	-	-	-	-	-	53	14	169	23	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	89	28	168	36	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	67	72	-	-	-	-
Среднее	214	23	36	51	33	55	158	66	184	37	237	8

(Шведов, Патин, 1968) закономерностью снижения уровней загрязнения воды в этих районах.

По всем районам для каждого вида содержание $Sr-90$ в костной ткани выше содержания $Cs-137$ в мышцах, за исключением трески пикши, сайды, корюшки. Основные исследованные семейства рыб можно расположить в порядке убывания $Sr-90$ в следующий ряд: скумбриевые - сельдевые - тресковые - камбаловые; в порядке убывания $Cs-137$: скумбриевые - тресковые - сельдевые - камбаловые.

Осредненные значения концентраций $Sr-90$ и $Cs-137$ по районам лова и видам рыб составляют 26 и 21 пКи на 1 кг сырой массы соответственно. Полученные величины следует рассматривать как наиболее представительные уровни современного радиоактивного загрязнения промысловой океанической ихтиофауны, которые могут

Таблица 5

Содержание Sr-90 и Cs-137 в промысловых рыбах Мирового океана (осредненные данные 1972-1974 гг.)
(в пКи на 1 кг сырой массы)

(в п/ки на 1 кг сырой массы)

Рыба	Атлантика								Северное море		Баренцево море		Тихий океан				Среднее	
	северо-западная		центрально-восточная		юго-восточная		северо-восточная						северная часть		южная часть			
	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137	Sr-90	Cs-137		
Тресковые																		
треска	24	16	-	-	-	-	-	-	19	51	43	35	25	30	-	-	28	93
пикша	26	-	-	-	-	-	-	-	26	29	30	44	-	-	-	-	27	36
сайда	29	29	-	-	-	-	19	32	26	14	-	-	-	-	-	-	25	25
навага	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	26	-	-	30	26
хек	18	13	21	10	19	6	26	11	-	-	-	-	18	23	-	-	20	13
налим	25	15	30	18	27	12	-	-	-	-	-	-	-	-	11	15	23	15
минтай	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	24	-	-	26	24
путассу	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	12	13	12
Камбаловые																		
камбала	30	9	-	-	-	-	-	-	16	30	-	-	-	-	-	-	23	20
палтус	18	8	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-	14	8
Сельдевые																		
сельдь	24	15	-	-	-	-	47	23	19	62	-	-	26	20	-	-	29	30
сардина	-	-	29	8	25	20	35	14	-	-	-	-	-	-	-	-	30	14
сардинелла	-	-	36	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36	13
Окунь	32	16	10	-	-	-	-	-	-	-	36	-	20	21	-	-	25	18
Скумбрия	23	17	46	11	55	52	29	43	35	21	-	-	38	15	-	-	38	26
Ставрида	24	23	23	17	24	13	30	16	61	26	-	-	-	-	-	-	32	19
Пристипома	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	25	-	-	22	25
Корюшка	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	23	-	-	30	23
Горбуша	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Среднее	24	16	28	13	30	20	31	23	29	33	29	-	26	23	16	14	26	21

быть использованы для санитарно-гигиенических оценок качества рыбных продуктов, тем более, что ежегодный улов основных исследованных семейств (тресковые, камбаловые, сельдевые, скумбриевые) составляет не менее 65% от общего вылова рыбы в СССР (Моисеев, 1969).

Из сопоставления данных табл. 1-5 следует, что средние концентрации $Sr-90$ и $Cs-137$ в рыбах, выловленных в морях и пресных водоемах, в 2-10 раз выше, чем в океане. Это согласуется с известной закономерностью повышения уровней радиоактивного загрязнения внутренних морей и пресных водоемов по сравнению с открытыми районами океана (Патин, Петров, 1973). Кроме того, следует обратить внимание на значительно больший разброс данных, относящихся к объектам морского и пресноводного лова, по сравнению с океаническими видами, что может быть объяснено высокой вариабельностью гидрохимического состава и экологических условий в морях и пресных водоемах, а также более пестрой картиной радиоактивного загрязнения этих районов по сравнению с аналогичными характеристиками пелагиали океана.

Из данных табл. 2-4 очевидны не только большой разброс значений концентраций, но и еще большее превышение активностей $Sr-90$ к $Cs-137$ по сравнению с данными для океанических рыб (см. табл. 1 и 5). По нашему мнению, это связано с различием геохимической миграции этих изотопов в процессе их перераспределения между сушей и поверхностными водами. Выпавший на поверхность суши $Cs-137$ более прочно фиксируется в почвах по сравнению со $Sr-90$, который более интенсивно выносится терригенным стоком в морские прибрежные воды. Кроме того, следует учесть высокую сорбционную способность $Cs-137$ и его преимущественную локализацию во взвешенном веществе и донных осадках (Громов, Спицын, 1975). Результатом этих процессов, вероятно, и является полученная нами картина накопления исследованных изотопов в образцах промысловых рыб из Мирового океана и пресноводных водоемов.

При сопоставлении наших данных с допустимыми нормами содержания радиоактивных веществ в продуктах питания (Нормы радиационной безопасности, 1969) видно, что средние уровни содержания $Sr-90$ и $Cs-137$ в промысловых рыбах не представляют какой-либо очевидной радиационной опасности для населения.

ВЫВОДЫ

1. Концентрация $Sr-90$ в костных и $Cs-137$ в мышечных тканях сильно варьирует, особенно в объектах промысла внутренних морей и пресных водоемов.

2. Концентрацию 26 и 21 пкюри на 1 кг сырой массы $Sr-90$ в костных и $Cs-137$ в мышечных тканях соответственно следует рассматривать как характерные осредненные уровни загрязнения всей промысловой океанической рыбы.

3. Сопоставление современных уровней радиоактивного загрязнения промысловой ихтиофауны с допустимыми нормами их содержания в пищевых продуктах свидетельствует об отсутствии какой-либо санитарно-гигиенической опасности для населения.

Список использованной литературы

- Громов В.В., Спицын В.И. Искусственные радионуклиды в морской среде. М., Атомиздат, 1975. 104 с.
- Моисеев П.А. Биологические ресурсы океана. М., Пищепромиздат, 1969. 293 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-69). М., Атомиздат, 1969, с. 30, 46.
- Парчевский В.П., Соколова И.А. Определение стронция-90 и кальция в гидробионтах и воде.- В кн.: Морская радиоэкология, Киев, 1970, с. 14-19.
- Патин С.А., Петров А.А. Искусственная радиоактивность морской воды и промысловых гидробионтов Мирового океана. - В кн.: Радиоэкология водных организмов, Рига, 1973, с. 200-209.
- Шведко Н.С., Попов Д.К. Методы определения цезия-137 в объектах внешней среды. М., "Радиохимия", 1971, т.ХШ, вып.1, с. 12-14.
- Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. М., Атомиздат, 1968, 184 с.

ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN COMMERCIAL SPECIES OF FISH FROM THE WORLD OCEAN AND FRESHWATER BODIES.

A. A. PETROV

SUMMARY

Numerous data are presented and discussed on concentrations of Sr^{90} in body tissues and of Cs^{137} in muscle tissue of the main commercial species of fish caught in various areas of the World Ocean, lakes and rivers. Radionuclide concentrations are estimated to range widely. The average concentrations of Sr^{90} in bony tissues and of Cs^{137} in muscles of oceanic species of fish are 26 and 21 pCi/kg wet weight, respectively.

Arnold, W., Davidson, G.B. The identity of the fluorescent and delayed light emission spectra in *Chlorella*. J. Gen. Physiol., 1954, v. 28, p. 172-176.

Arnold, W., Thompson, Y. Delayed light production by blue-green algae, red algae and purple bacteria. J. Gen. Physiol. 1956, v. 32, p. 311-315.

Davis, A.G. An assessment of the basis of mercury tolerance in *Dunaliella tertiolecta*. J. Mar. Biol. Ass. U. K., 1976, v. 56, No. 1, p. 34-38.

Joliot, P., Barbieri, G., Chaband, R. Photochem. Photobiol., v. 10, 1970, p. 309-314.

Kok, B., Forbush, B., Megloin, M. Photochem. Photobiol., 1970, v. 11, p. 457-461.

Strehler, B.L., Arnold, W.Y. Light production by green plants. J. Gen. Physiol. 1951, v. 34, p. 809-814.

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАМЕДЛЕННОЙ ФЛУОРЕСЦЕНЦИИ В ЭКОЛОГО- ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ФИТОПЛАНКТОНА

О.П. Цвылев, В.Н. Ткаченко

Основные задачи водной экотоксикологии, возникшей на стыке гидробиологии и токсикологии, — изучение нарушений гидробиологических процессов под влиянием токсических факторов, вызванных этими нарушениями сдвигов биотического круговорота и обусловленных ими изменений качества среды (Брагинский, 1975). Решение этих задач требует привлечения наряду с классическими методами гидробиологии также специфических методов анализа экотоксикологических ситуаций, регистрирующих физиологические, биохимические или биофизические реакции организмов. Однако любой из этих методов — будь то традиционный гидробиологический или самый совершенный физиолого-биохимический — не может выявить одновременно внутриорганизменные и надорганизменные популяционные нарушения. Поэтому необходим метод, который позволит идентифицировать структурные и функциональные изменения экосистемы в условиях стресса.

Решить эту проблему можно при использовании замедленной флуоресценции в качестве индикатора аномальных сдвигов в первичном звене трофической цепи. Явление замедленной флуоресценции, или фотохемилюминесценции, возникает после прекращения светового воздействия на фотосинтезирующий организм (отсюда еще одно название этого явления — длительное послесвечение) и характеризуется одинаковой с фотосинтезом зависимостью от температуры, интенсивности света, воздействия ультрафиолета и ингибиторов (Streller, Arnold, 1951).

Идентичность спектров замедленной и быстрой флуоресценции хлорофилла *in vivo* (Arnold, Davidson, 1954) свидетельствует о том, что молекула хлорофилла возбуждается химическим путем до синглетного уровня с последующим испусканием квантов флуоресценции.

Веским аргументом в пользу того, что послесвечение связано с начальными фотохимическими стадиями фотосинтеза служит сходство спектров действия послесвечения и фотосинтеза водорослей (Arnold, Thompson, 1955). Более того, его интенсивность изменяется периодически с выделением O_2 (Joliot et al., 1970; Kok et al., 1970), т.е. оно зависит от редокс-состояния механизма выделения O_2 .

Таким образом, послесвечение — универсальное явление, присущее всем фотосинтезирующим организмам, — можно рассматривать как возможный индикатор состояния автотрофного звена морской экосистемы. Чтобы подтвердить это, была изучена замедленная флуоресценция природных популяций морского фитопланктона с раз-

личных горизонтов, а также монокультур морских водорослей, характеризующихся различной фотосинтетической активностью (скорость потребления C^{14}), относящихся к различным таксономическим группам и находящихся в различном физиологическом состоянии. Иными словами, была сделана попытка описать в природной ситуации и на модельной системе энергетические, а в последнем случае и структурные характеристики первичного трофического звена с помощью различных параметров явления фотохемилюминесценции.

Замедленную флуоресценцию изучали на установке для регистрации короткоживущих миллисекундных компонент послесвечения (Рубин, 1974), прямо отражающего кинетику восстановления кислорода из воды с помощью фотосистемы П. Источником возбуждающего света служила лампа накаливания мощностью 500 Вт. Свет от нее, пройдя систему линз, водяной фильтр и широкополосный фильтр КС-14, фокусировался на объекте, который был помещен в кварцевую кювету объемом 5 мл, фиксируемую при помощи держателя в камере фосфороскопа перед окошком ФЭУ-38. Сигнал замедленной флуоресценции измеряли при помощи установки ССД, которая позволяла одновременно производить регистрацию как в импульсном режиме в течение 10 с воздействия на объект прерывистым светом, так и в токовом в течение 2-3 мин снятия индукционной кривой послесвечения. Кроме того, интенсивность фотосинтеза оценивали стандартным радиоуглеродным методом по скорости фиксации C^{14} .

Были исследованы морские одноклеточные водоросли, относящиеся к разным таксономическим группам и, следовательно, характеризующиеся различным набором пигментов и уровнем фотосинтетических процессов.

Проведенные ранее исследования показали положительную корреляцию между скоростью потребления C^{14} культурами морских водорослей при их четырехсуточной инкубации и интенсивностью фотохемилюминесценции (Цвылев, Ткаченко, 1976). Из этого следует, что замедленная флуоресценция вполне адекватно характеризует уровень фотосинтетических процессов. Очевидно, об этом же могут свидетельствовать результаты измерения вертикального распределения фотосинтетической активности, оцениваемой по скорости фиксации C^{14} , и интенсивности фотохемилюминесценции природных популяций фитопланктона Черного моря (рис. 1). Действительно, обе кривые, как правило, однотипны; их максимальные значения лежат в области термоклина (около 15 м), несколько меньшие у поверхности и минимальные на глубине 25 м.

Важно, что распределение обоих параметров определяется гидрологическим режимом конкретного района, который в свою очередь формирует вертикальный ход продукционного процесса. Обнаружено некоторое расхождение кривых скорости фиксации C^{14} и интенсивности фотохемилюминесценции глубже термоклина, возможно, вследствие резкого изменения на этих горизонтах температурных и световых условий, которые накладывают отпечаток на величину той и другой фотосинтетических характеристик.

При измерении скорости фиксации C^{14} водоросли, находившиеся

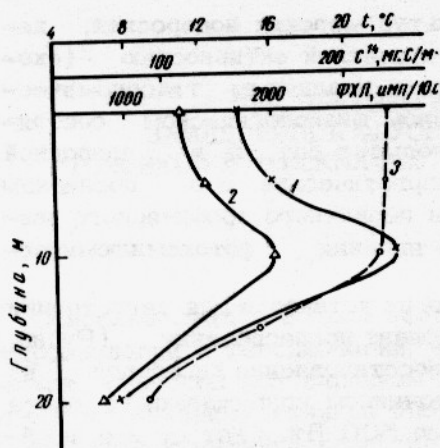


Рис. 1. Распределение фотосинтетической активности и температуры по всей вертикали в Черном море;

1 - фотохемилюминесценция (ФХЛ);
2 - фиксация C^{14} ; 3 - температура, $^{\circ}C$

при низкой температуре и малой освещенности, экспонировались в течение половины светового дня при повышенных значениях этих параметров, что, несомненно, отражается на их функциональной активности. В то же время фотохемилюминесценцию измеряли немедленно после отбора пробы (через 5-10 мин), что позволяет сохранить параметры естественной среды. Это дает возможность изучать метаболизм природных популяций фитопланктона, не подвергшихся адаптивным изменениям. Тем более, что низкий квантовый выход послесвечения практически не влияет на эффективность процесса фотосинтеза; это позволяет рассматривать освещение прерывистым светом как нефизиологическое воздействие.

Замедленная флуоресценция несет информацию не только об энергетическом состоянии вида или сообщества фитопланктона, но является также качественной характеристикой отдельной таксономической группы, а возможно, и вида. В этом убеждает анализ индукционных кривых водорослей *Glenodinium pholeassum*, *Peridinium trochoideum*, *Phaeodactylum tricornutum* и *Dunaliella tertiolecta*, относящихся к перидиниевым (первые два вида), диатомовым и зеленым (рис. 2), которые специфичны для каждого вида. Начальная вспышка послесвечения связана с метаболической активностью и численностью водорослей. Поэтому основными видовыми параметрами является характер спада кривых и уровень стационарного свечения.

Пока трудно объяснить, чем определяется первый из этих двух параметров. Величина же стационарного свечения зависит в первую очередь от скорости нециклического потока электронов (Венедиктов и др., 1973), т.е. энергетических особенностей водорослей. Таким образом, в условиях нормально функционирующего сообщества водорослей, возможно, удастся идентифицировать доминирующий вид по форме индукционной кривой. Но для этого потребуются иметь набор кривых для всех наиболее характерных преобладающих видов данного бассейна.

Однако индукционные кривые содержат сведения не только о видовой принадлежности фотосинтезирующего организма, но также о его метаболическом состоянии. Изменение формы кривой - верный

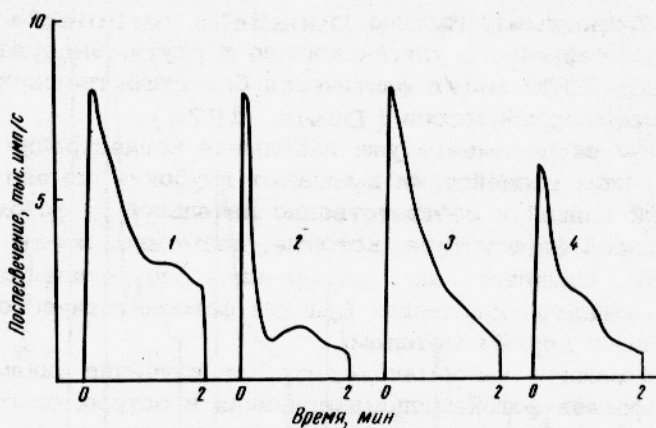


Рис. 2. Форма индукционных кривых у различных видов водорослей:

1 - *Glenodinium pholeassumi*; 2 - *Peridinium trochoideum*; 3 - *Phaeodactylum tricornutum*; 4 - *Dunaliella tertiolecta*

признак нарушения фотосинтетических процессов, что подтверждается экспериментом с водорослями, на которые в течение 2 ч воздействовала ртуть в количестве 20 мкг/л (рис. 3). Все четыре вида реагировали изменением каждого из трех параметров индукционной кривой: вспышки, формы и стационарного уровня. Но особенно сильно воздействовала ртуть на *Peridinium trochoideum*, для которой зарегистрировано пятикратное снижение уровня вспышки.

Напротив, *Dunaliella tertiolecta* реагировала некоторым увеличением вспышки замедленной флуоресценции и стационарного

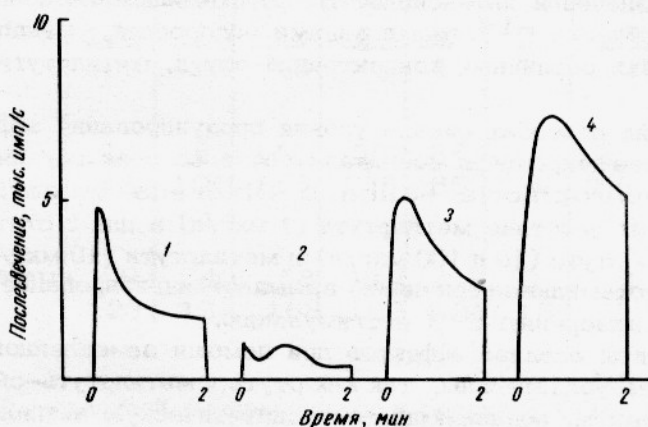


Рис. 3. Характер изменения индукционных кривых водорослей через 2 ч. после введения 20 мкг Hg/л (обозначения те же, что на рис. 2)

уровня (6-7-кратным). Именно *Dunaliella tertiolecta* отличается чрезвычайной устойчивостью к ртути, выдерживая концентрации до 2000 мкг/л фактически без существенного подавления продукционных процессов (Davis, 1976).

А в нашем эксперименте уже небольшие концентрации ртути при кратковременном воздействии вызывают глубокие изменения формы индукционной кривой и соответственно начальной фотохимической стадии процесса фотосинтеза, которые, возможно, носят необратимый характер. Следовательно, замедленная флуоресценция — чувствительный индикатор нарушений функций фотосинтетического аппарата, недоступных другим методам.

Особенно важную информацию дает при изучении динамики токсических эффектов фотохемилюминесценции в острых опытах, где первые сдвиги в уровне фотосинтетической активности могут проявиться в начале токсического процесса и в короткий срок наступит полное подавление фотосинтеза. Именно такая закономерность обнаружена при действии 10 мг Си/л на зеленую водоросль *Nephrochloris salina* (рис. 4).

Уже через 10 мин после введения металла уменьшается величина вспышки индукционной кривой на 30-35%, стационарная интенсивность свечения и изменяется форма кривой. Далее изменение этих параметров усиливается и через 1 ч достигает максимума, причем вспышка практически исчезает, а экспонента преобразуется в почти прямую линию. Даже наиболее консервативный параметр — уровень стационарного свечения — снижается в пять раз. Таким образом, изучение характера индукционной кривой замедленной флуоресценции, отражающей энергетику фотохимических процессов, позволяет производить экспрессную качественную и количественную оценку влияния антропогенного загрязнения на продуцирование первичного звена морской трофической цепи.

Обоснованность использования послесвечения в токсикологии подтверждается симбатностью характера изменений относительных значений интенсивности фотохемилюминесценции и скорости потребления C^{14} тремя видами водорослей, экспонируемых в присутствии различных концентраций ртути, метилртути и меди (таблица).

При обоих способах оценки уровня продуцирования эффекты стимуляции и ингибирования совпадали почти во всех случаях у водорослей *Nephrochloris salina* и *Chlorella vulgaris*. Правда, для хлореллы действие метилртути (1 мкг/л) и для *Scenedesmus obliquus* — ртути (10 и 100 мкг/л) и метилртути (10 мкг/л), по данным фотохемилюминесценции, вызывает ингибирование фотосинтеза, а по измерению C^{14} — стимуляцию.

Результаты анализа эффектов при помощи замедленной флуоресценции более убедительны, так как ртуть и метилртуть — сильные токсические агенты, подавляющие фотосинтетическую активность даже в низких концентрациях. Вероятно, расхождение в оценке эффектов действия токсикантов обусловлены различиями условий экспонирования (фотохемилюминесценция измерялась одномоментно, а потребление C^{14} в течение 4 ч) и механизмов, лежащих в основе

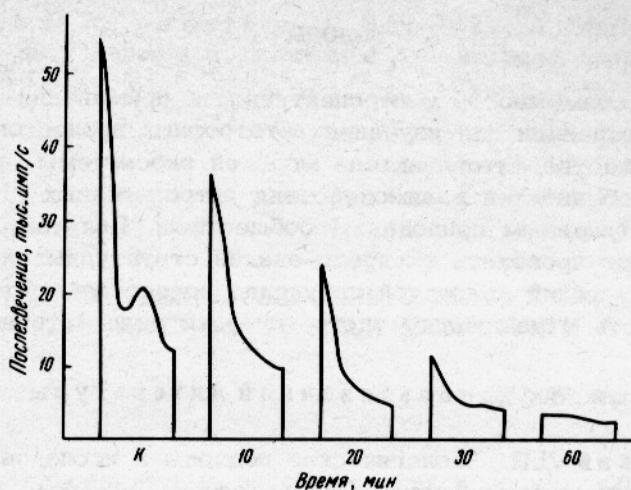


Рис. 4. Характер изменения индукционной кривой *Nephrochloris salina* через 10, 20, 30 и 60 мин после действия меди в концентрации 10 мг/л.

Относительные величины интенсивности фотохемилюминесценции (числитель) и скорости потребления C^{14} (знаменатель) водорослями в присутствии различных концентраций ртути, метилртути и меди

Водоросль	Концентрация токсикантов, мкг/л								
	Hg			$CH_3 - Hg$			Cu		
	1	10	100	1	10	100	1	10	100
<i>Nephrochloris salina</i>	<u>120</u> 109	<u>120</u> 89	<u>95</u> 86	<u>80</u> 72	<u>60</u> 27	<u>0</u> 0	<u>103</u> 107	<u>230</u> 126	<u>260</u> 162
<i>Chlorella vulgaris</i>	<u>26</u> 43	<u>85</u> 106	<u>115</u> 116	<u>56</u> 105	<u>36</u> 65	<u>0</u> 2,4	<u>2</u> 3,5	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
<i>Scenedesmus obliquus</i>	<u>9</u> 23	<u>40</u> 133	<u>58</u> 168	<u>117</u> 190	<u>38</u> 133	<u>0</u> 15	<u>6</u> 8	<u>3</u> 12	<u>0</u> 18

процессов замедленной флуоресценции и редукции CO_2 . Первый связан с первичными фотохимическими реакциями транспорта электрона, а второй — с конечными. Возможно, первичные реакции более чувствительны, о чем свидетельствует более выраженный токсический эффект действия токсикантов на фотохемилюминесценцию.

ВЫВОДЫ

Доказаны возможность и перспективность применения замедленной флуоресценции для изучения автотрофных процессов естественного сообщества фитопланктона морской экосистемы, а также для выявления особенностей взаимодействия антропогенных загрязнителей с ненарушенным природным сообществом. Получаемая информация позволит проводить экспресс-анализ структурных и функциональных показателей природной популяции водорослей и оценивать их устойчивость к различным экстремальным воздействиям.

Список использованной литературы

Брагинский Л.П. Экологические подходы к исследованию механизмов действия токсикантов в водной среде. — В кн.: Формирование и контроль качества поверхностных вод, Киев, 1975, вып. 1, с. 5-15.

О связи короткоживущих компонентов послесвечения фотосинтезирующих организмов с реакциями транспорта электронов при фотосинтезе. — "Труды МОИП", 1973, т.37, с.175-179. Авт.: О.П. Венедиктов, Д.Н. Маторин, Т.Е. Кренделева, Н.В. Шанторенко

Рубин А.Б. Современные методы исследования фотобиологических процессов. М. Изд-во МГУ, 1974. 85 с.

Цвылев О.П., Ткаченко В.Н. Фотосинтетическое послесвечение фитопланктона как возможный биологический показатель уровня продукционных процессов. Симпозиум по химическим основам биологической продуктивности Мирового океана и морей СССР. "Тезисы докладов". Ростов-на-Дону, 1976, с. 29-30.

PROSPECTS FOR APPLICATION OF RETARDED FLUORESCENCE TO ECOLOGICAL-TOXICOLOGICAL INVESTIGATIONS OF PHYTOPLANKTON

O. P. TSVYLEV, V. N. TKACHENKO

SUMMARY

Retarded fluorescence applied to algae reflecting their photosynthetic activity may be used in the studies of processes occurring in the autotrophic link of the ecosystem and of the impact of pollutants upon it. The specificity of induction curves of postluminescence of various species of algae is shown, which can contribute to the study of structural indicators of phytoplankton populations. The patterns of curves which change in the presence of various toxicants may serve as an indicator of the functional state of algae. The vertical distribution of retarded fluorescence and fixation rate of C^{14} in populations of phytoplankton display similar regularities.

Davis A. G. An assessment of the basis of mercury tolerance in *Dunaliella tertiolecta*. J. Mar. Biol. Ass. U. K., 1970, v. 56, No. 1, p. 39-57.

Luard, E. J. Sensitivity of *Dunaliella* and *Scenedesmus* (Chlorophyceae) to chlorinated hydrocarbons. Phycologia, 1973, v. 12, p. 29-33.

Menzel, D.W., Anderson, J., Raudtke, A. Marine phytoplankton vary in their response to chlorinated hydrocarbons. Sci., N.Y., v. 167, 1970, p. 1724-1726.

УДК 615.9:574.5

ОТВЕТНЫЕ РЕАКЦИИ ОДНОКЛЕТОЧНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ НА ТОКСИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ РТУТИ

О.П. Цвылев, В.Н. Ткаченко

Морские одноклеточные водоросли, как и прочие живые организмы, обладают широким спектром биохимических и физиологических ответных реакций на действие экстремальных факторов. Это обуславливает значительный градиент чувствительности у различных видов водорослей к определенному токсическому агенту.

Учитывая связь замедленной флуоресценции со скоростью фиксации C^{14} водорослями (Цвылев, Ткаченко, 1976), а также информативную ценность флуоресценции, локализованной в жизненно важных мембранных структурах хлоропластов, мы использовали в качестве индикаторов быстрых начальных сдвигов фотохимических реакций это универсальное свойство фотосинтезирующих систем, чтобы выявить вариабельность реагирования первичных реакций фотосинтеза на кратковременное воздействие хлорида ртути.

Для опытов брали пять морских и два пресноводных вида водорослей плотностью, приблизительно соответствующей численности фитопланктона в природных условиях. Действие хлорида ртути в концентрациях 2; 20 и 200 мкг Hg/л исследовали спустя 5 мин, 1 ч и 24 ч после добавления токсиканта к монокультуре объемом 20 мл. Эффект воздействия оценивали по интенсивности короткоживущих компонентов замедленной флуоресценции со временем жизни 5 мс.

Короткоживущие компоненты замедленной флуоресценции измеряли на экспериментальной установке, принципиальная схема которой описана ранее (Рубин, 1974). Водоросли помещали в кварцевую кювету в максимальной близости от катода ФЭУ-38 и освещали прерывистым светом с длительностью импульса 1 мс. Кванты флуоресценции регистрировали в импульсном режиме в течение 10 с воздействия прерывистым светом на объект и в токовом на самописце КСП-4.

Исследование токсического эффекта через 15 мин после введения 2 мкг/л ртути (рисунок, 1,а) показало подавление фотосинтетической активности у водорослей *Chlorella*, которое еще более усиливается при максимальной концентрации ртути. У остальных водорослей минимальная концентрация токсиканта в начальный момент не вызывает заметных отклонений от контроля. Высокие

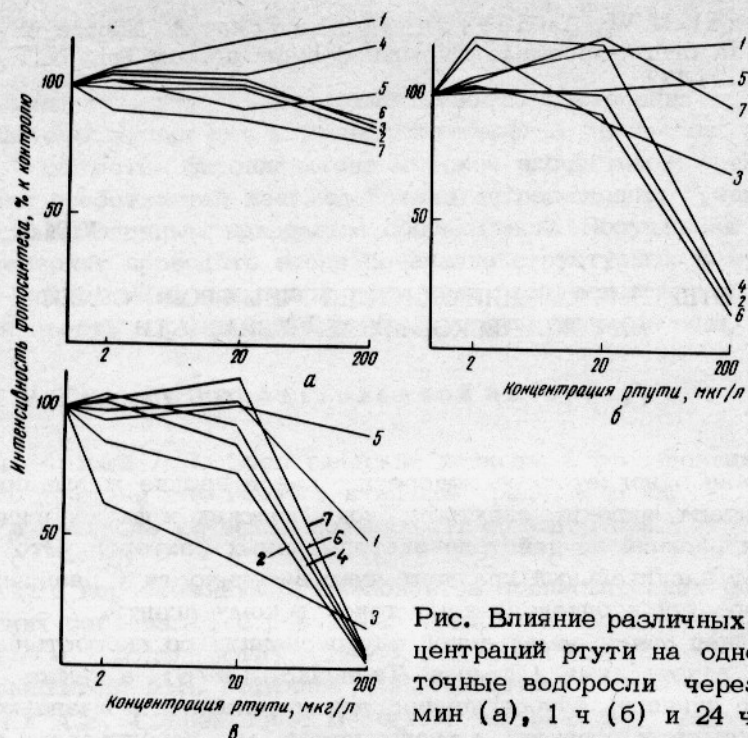


Рис. Влияние различных концентраций ртути на одноклеточные водоросли через 15 мин (а), 1 ч (б) и 24 ч (в).

дозы агента оказывают стимулирующее влияние на фотосинтетические процессы у *Gyrodinium* и *Nephrochloris*.

Особенно отчетливая стимуляция, хотя и в различной степени у разных видов, наблюдается через 1 ч после введения ртути (рис. 16) в концентрации 2 мкг/л. При умеренной концентрации (20 мкг/л) у одних видов стимуляция усиливается, у других — снижается. При максимальной концентрации все виды (за исключением *Gyrodinium* и *Dunaliella*) отвечают подавлением фотосинтеза, достигающим иногда 80% и более.

Через сутки инкубации (рисунок, 1в) эффект стимуляции при низких и умеренных концентрациях выражен незначительно и то лишь у одного вида (*Chlorella vulgaris*). Наиболее типично для всех видов — подавление фотосинтетической активности, которое особенно наглядно проявляется при высокой концентрации ртути. Различие между видами при этих дозировках агента характеризуется большей или меньшей степенью ингибирования фотосинтеза: от 10% для наиболее устойчивого вида *Dunaliella viridis* до абсолютного ингибирования фотосинтеза у наиболее чувствительного вида *Phaeodactylum tricornutum*. О широком спектре реакций водорослей на действие ртути можно судить по величине LC_{50} , которая варьирует для различных видов при 24-часовой инкубации в присутствии ртути от 8 до 200 мкг/л и выше.

Максимальную устойчивость к действию ртути проявляет *Dunaliella viridis*, фотосинтетическая активность которой при 200 мкг/л подавляется лишь на 10%. Очевидно, это свойство типично для во-

Видовая чувствительность монокультур одноклеточных
водорослей к действию хлорида ртути

Группа и вид водорослей

LC_{50} *,
мкг Hg/л

Перидиниевые	
<i>Gyrodinium fissum</i>	200
<i>Platymonas viridis</i>	8
Диатомовые	
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	45
Зеленые	
<i>Dunaliella viridis</i>	200
Желто-зеленые	
<i>Nephrochloris salina</i>	50
Зеленые пресноводные	
<i>Scenedesmus obliquus</i>	60
<i>Chlorella vulgaris</i>	75

* LC_{50} — концентрация токсиканта, вызывающая 50% ингибирование фотосинтетической активности водорослей через 24 ч экспонирования.

водорослей данного рода, так как *Dunaliella tertiolecta* отличается большей устойчивостью не только к действию ртути (Davis, 1976), но и к таким хлорированным углеводородам, как дильдрийн, эндрин, ДДТ (Menzel et al., 1970) и ПХБ (Luard, 1973). Причем эту специфическую устойчивость нельзя отнести за счет морфологических особенностей данных водорослей, так как они не имеют клеточной стенки и окружены лишь мембраной толщиной 80–90 мкм, что должно было бы облегчать проникновение в клетку химических агентов и в результате делать их более уязвимыми.

В действительности наблюдается обратное. В таком случае остается допустить существование механизма детоксикации или же свойственную этим водорослям высокую метаболическую активность, обеспечивающую усиленный транспорт веществ как в клетку, так и из клетки наружу. Дальнейшие исследования в этом направлении позволят выяснить механизм повышенной устойчивости отдельных видов водорослей к действию тяжелых металлов.

Представляет интерес динамика развития токсического эффекта и возможность по этой характеристике прогнозирования нормального существования организмов и всего сообщества водорослей. Даже при беглом анализе временного хода процесса токсикации нетрудно обнаружить, что любое отклонение функций организма (будь то усиление или подавление фотосинтетической активности) от стабильного состояния — первый верный признак последующей дезорганизации системы. Именно это мы и наблюдаем (рисунок, б) при кратковременном воздействии (1 ч) умеренных концентраций ртути (20 мкг/л). Все виды, отвечающие стимуляцией или ингибированием фотосинтеза, оказались наиболее уязвимыми к действию вы-

соких концентраций ртути. И, напротив, *Dunaliella viridis*, сохранившая наибольшую стабильность ответных реакций к действию низких концентраций, проявила максимальную устойчивость даже при высоких уровнях загрязнителя.

Таким образом, появляется возможность экспрессной оценки в течение 1–2 ч токсичности того или иного загрязняющего агента для различных видов сообщества фитопланктона и всей популяции в целом. Следовательно, любое изменение биохимических, биофизических или физиологических параметров можно рассматривать как неспецифическую сигнальную реакцию об аномальном функционировании системы, предшествующую развитию необратимых нарушений.

Дальнейшее изучение видовой чувствительности фитопланктона к различным загрязнителям позволит при знании экологических особенностей конкретного региона экстраполировать результаты лабораторных исследований на природные ситуации и прогнозировать характер развития продукционных процессов первого трофического звена в водоемах с известным составом антропогенного загрязнения.

ВЫВОДЫ

1. Различные виды водорослей характеризуются широким диапазоном чувствительности к действию ртути. Доза, вызывающая 50%-ный эффект подавления сигнала длительного послесвечения (LC_{50}), колеблется от 8 мкг/л для *Platymonas viridis* до 200 мкг/л и выше для *Dunaliella viridis*.

2. Измерение длительного послесвечения позволяет осуществить экспресс-анализ видовой чувствительности фитопланктона к действию загрязняющего агента.

Список использованной литературы

Рубин А.Б. Современные методы исследования фотобиологических процессов. М., Изд-во МГУ, 1974. 85 с.

Стредлер Б.Л. Значение фотосинтетической люминесценции. – "Труды 5-го Международного биохимического конгресса", 1962, с. 85–103.

Цвылев О.П., Ткаченко В.Н. Фотосинтетическое послесвечение фитопланктона как возможный биофизический показатель уровня продукционных процессов. – Симпозиум по химическим основам биологической продуктивности Мирового океана и морей СССР, тезисы докладов. Ростов-на-Дону, 1976, с. 29–30.

RESPONSES OF MONOCELL ALGAE TO THE TOXIC EFFECT OF MERCURY

O. P. TSVYLEV, V. N., TKACHENKO

SUMMARY

The impact of mercury at the concentrations of 2.20 and 200 mkg/liter on seven species of algae from various systematic groups was investigated by means of retarded fluorescence. Individual responses to the presence of

the toxicant were found in each species. A noticeable effect occurred 1 hour after the exposure to the maximum concentration of mercury. The effect became more pronounced a day later. The study of initial moments of the interaction of the toxicant and algae provided an opportunity to consider the primary response of inhibition or stimulation of the photosynthetic activity as an index of low resistance to the toxicant.

Bernhard, M., Zattera, A. Major pollutants in the marine environment. In: Marine pollution and marine waste disposal. Pergamon Press, 1975, p. 195-300.

Portmann, J. E. Results of acute toxicity tests with marine organisms using standard methods. In: Marine pollution and Sea Life. Fishing News (Books) Ltd., London, 1972, p. 212-216.

Stora, G. Computation of lethal concentrations. Mar. Poll. Bull., 1974, v. 5, No. 5, p. 69-71.

УДК 582.26:628.5

ТОКСИКОЛОГИЯ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ КАСПИЙСКОЙ И АТЛАНТИЧЕСКОЙ ФАУНЫ

*С. А. Патин, В. К. Дохолян,
Н. С. Чернышев, А. М. Ахмедов*

Сведения о действии загрязняющих веществ на морские организмы сравнительно малочисленны, порой противоречивы и, что самое главное, относятся больше к гидробионтам какой-либо одной систематической группы или жизненной формы. Это затрудняет как оценку и прогнозирование биологических последствий загрязнения, так и обоснование предельно допустимых концентраций токсических веществ в морской среде.

В данной работе представлены экспериментальные материалы о действии ряда токсикантов (растворенных нефтепродуктов, хлорорганических веществ и тяжелых металлов) на некоторые виды каспийской и атлантической фауны, включая организмы планктона, нектона и бентоса. Перечень исследованных гидробионтов и основные условия постановки опытов приведены в табл. 1. Выбор планктонных и бентосных организмов определялся их распространенностью, преобладанием в рационе многих промысловых рыб и важной экологической ролью этих гидробионтов-фильтраторов в трансформации вещества и энергии в море.

Опыты ставились с учетом известных методических рекомендаций (Строганов, 1971, Portmann, 1972). Основными показателями токсичности, кроме выживаемости, служили также некоторые характеристики воспроизводства и поведения организмов в зависимости от времени экспонирования и концентрации токсических примесей.

В экспериментах с рыбами исследованы только развивающаяся икра и личинки некоторых важных в промысловом отношении видов, что связано с повышенной чувствительностью к поражающим воз-

Таблица 1

Условия и параметры токсикологических экспериментов с морскими беспозвоночными и рыбами

Группа и организм	Стадия онтогенеза	Число экземпляров в каждом опыте	Длительность опытов, сут	Температура, °C	Соленость, ‰	Регистрируемые показатели
<u>Copepoda</u>	Взрослые	20-40	7	20±2	30±2	LC ₅₀ ритмы размножения, морфологические аномалии
Acartia tonsa	Науплиусы	40	7	20±2	30±2	
Eurytemora affinis	Взрослые	20-40	7	20±2	30±2	
	Науплиусы	40	7	20±2	30±2	
Calanipeda aquaedulcis	Взрослые Науплиусы	20	15	22±2	10±1	
<u>Amphipoda</u>	Взрослые	20-30	30-40	22±2	10±1	LC ₅₀ ритмы размножения и линьки, морфологические аномалии, накопление металлов
Niphargoides maeoticus	Молодь					
<u>Mollusca</u> Mytilaster lineatus; Cardium lamarki; Didacna trigonoides; Monodacna caspica	Взрослые	20	60	22±2	10±1	LC ₅₀ , накопление металлов

Группа и организм	Стадия онтогенеза	Число экземпляров в каждом опыте	Длительность опытов, сут	Температура, °C	Соленость, ‰	Регистрируемые показатели
<u>Pisces</u> <i>Trachurus trachurus</i>	Развивающаяся икра	150-200	5-10	20-23	25± 2	LC_{50} на разных стадиях, морфологические аномалии, накопление металлов
	Личинки					
<i>Acipenser guldenstadti</i>	Развивающаяся икра	100-200	5-7	13-15	1-2	
<i>Salmo trutta caspius</i>	То же	50-200	60-70	5-7	1-2	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	"	50-100	1,5-2		1-2	
<i>Rutilus frisii kutum</i>	"	50-100	7	13-15	1-2	
<i>Cyprinus carpio</i>	"	100-200	4-5	18-20	1-2	

действиям гидробионтов на ранних стадиях онтогенеза (Бочаров, 1975). Методические приемы получения икры, ее оплодотворения и инкубации существенно не отличались от известных в литературе (Строганов, 1971).

Информация, полученная при исследованиях динамики и уровней аккумуляции металлов в органах и тканях некоторых организмов с использованием метода атомно-абсорбционной спектрофотометрии (Морозов и др., 1974), служила дополнительной характеристикой токсического эффекта.

Экспериментальные данные обрабатывали с помощью пробит-анализа (Беленький, 1963; Stora, 1974), позволяющего получить на унифицированной основе количественную характеристику исследуемых эффектов в виде зависимости пробитов ("единиц вероятности", соответствующих каждому проценту смертности) от логарифма концентрации токсикантов. Проведенная через совокупность экспериментальных точек прямая в пробитной сетке координат наиболее точно и полно отражает зависимость эффекта от концентрации (дозы) вещества, а пересечение прямой с линией пробита 5 дает величину LC_{50} . Такой метод позволяет выразить экспериментальные данные в виде удобной для интерпретации линейной зависимости и, кроме того, дает возможность оценивать ширину диапазона, в пределах которого проявляется тот или иной эффект. Этот параметр легко оценить на графиках как угловой коэффициент α , пропорциональный тангенсу угла наклона экспериментальных прямых к оси абсцисс.

Результаты по действию токсикантов на исследованные виды копецод. отраженные в табл. 2 и на рис. 1, дают возможность выделить три группы токсикантов: наиболее токсичные вещества с $LC_{50} \leq 10$ мкг/л (метил-ртуть, ртуть - в виде ионов Hg^{2+} и полихлорированные бифенилы), вещества со средним уровнем токсичности с $LC_{50} \leq 500$ (свинец, кадмий, возможно, цинк и другие ингредиенты загрязнения) и мало токсичные LC_{50} в пределах 500-1000 мкг/л (нефть, вероятно, детергенты и другие ПАВ).

Токсичность метил-ртути выше, чем у неорганической ртути, что можно объяснить повышением прочности и скорости связывания белковых молекул с органическими формами ртути. Кроме того, токсический эффект полихлорированных бифенилов (ПХБ) в присутствии растворенных нефтепродуктов заметно усиливается, что, вероятнее всего, обусловлено повышением растворимости ПХБ в присутствии нефти и их более активным проникновением в клеточные структуры.

Опыты по действию металлов на каспийских бокопловов *Niphaeoides maoticus* сопровождались одновременным исследованием аккумуляции этих веществ в гидробионтах в течение 30-40 сут (рис. 2 и 3). Быстрее всего накапливаются медь и кадмий, равновесное распределение которых между организмами и средой достигалось в течение 10 сут при содержании металла в среде 10-100 мкг/л, несколько медленнее - ртуть.

Механизм накопления металлов сложен. В наших опытах наиболее вероятно преобладание непосредственного поглощения металлов поверхностью гидробионтов, так как существенной разницы в ре-

Таблица 2

Величины LC_{50} (в мкг/л) тяжелых металлов, нефти и полихлорированных бифенилов (ПХБ) для колепод в опытах длительностью 7-15 сут

Токсикант	Атлантические виды		Каспийский вид
	Acartia tonsa	Eurytemora affinis	Calanienepeda aquae dulcis
Метил-ртуть	$2,7 \pm 0,8^*$	$4,5 \pm 1,0$	-
Ртуть	10 ± 5	16 ± 6	≥ 10
Свинец	400 ± 150	250 ± 120	≥ 100
Кадмий	138 ± 53	500 ± 186	50
Нефть	250 ± 155	1000 ± 150	500
ПХБ	$3,7 \pm 3$	10 ± 4	-
ПХБ + НП ^{***}	$1,7 \pm 0,5$	5 ± 2	-

Примечание. Длительность опытов для атлантических видов - 7, для каспийских - 15 сут.

* Стандартное отклонение, оцененное по совокупности результатов для каждой серии опытов в соответствии с рекомендациями М.Л. Бельского (1963).

*** Полихлорированные бифенилы в присутствии 250 мкг/л растворенных нефтепродуктов.

результатах опытов с кормлением бокоплавов и без него не обнаружено. О значительной роли биосорбционных явлений свидетельствует также заметное падение общего содержания металлов в бокоплавах после линьки.

Интересно и до сих пор мало исследовано закономерное снижение коэффициентов накопления в бокоплавах четырех металлов с увеличением их концентрации в морской воде (см. рис. 2), которое можно трактовать и с физико-химической, и с физиологической точек зрения. В первом случае уменьшение коэффициентов накопления - результат насыщения "сорбционной емкости" организма, которая зависит прежде всего от величины удельной поверхности и ее сорбционных свойств, во втором - можно допустить существование физиологического механизма регуляции содержания металлов в организме, который поддерживает допустимый уровень накопления и препятствует "избыточной" аккумуляции при повышении концентрации металла в среде. Какой из этих механизмов определяет картину накопления металлов, могут решить дальнейшие исследования.

Практически во всех сериях опытов по оценке действия металлов и нефтепродуктов на бокоплавов в разных стадиях развития ус-

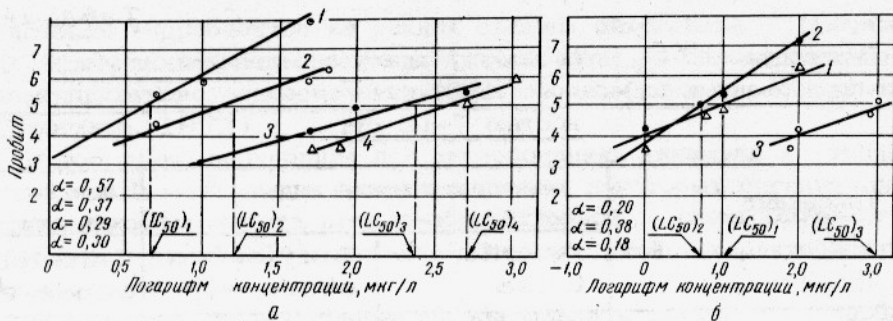


Рис. 1. Зависимость снижения численности (в единицах про- бит) популяции копепод *Eurytemora affinis* от концентрации добавленных к морской воде:

а - металлов: 1 - CH_3Hg ; 2 - Hg ; 3 - Pb ; 4 - Cd ; б - растворенных нефтепродуктов (НП) и полихлорированных бифенилов (ПХБ): 1 - ПХБ; 2 - ПХБ + 250 мкг/л НП; 3 - НП.

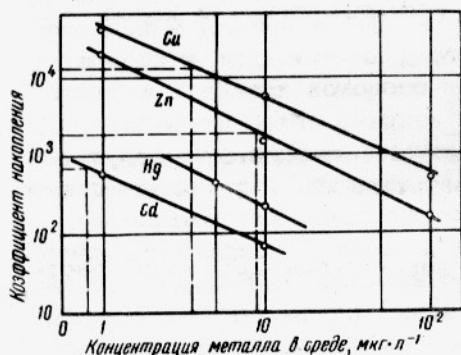


Рис. 2. Равновесные коэффициен- ты накопления металлов в кас- пийских боклоплавах *Niphargoi- des maeoticus* при разных уровнях содержания в воде до- бавленных металлов. Продолжи- тельность опытов - 30 сут. Пун- ктиром отмечены абсциссы и ор- динаты, соответствующие природ- ному содержанию металлов в воде.

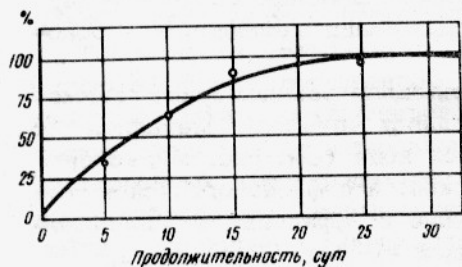
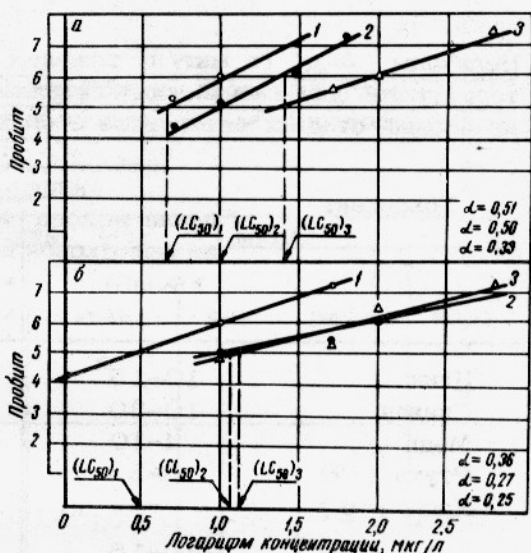


Рис. 3. Кинетика накопления рту- ти (концентрация в воде 5 мкг/л) в боклоплавах *Niphargoides maeoticus*. По оси ординат от- ложены относительные concentra- ции ртути в организмах по отно- шению к максимальному содержа- нию через 30 сут.

тойчивость организмов по показателям выживаемости закономерно падает при переходе от взрослых особей к ранним этапам разви- тия. Различие достигает иногда 5-8 раз, как это было в экспе- риментах по действию цинка и нефти. Минимальная токсикорези- стентность характерна для молоди сразу после выхода из выводко- вой камеры. Некоторые примеры обработки экспериментальных дан- ных по методу пробит-анализа приведены на рис. 4.

К числу характерных проявлений интоксикации при контакте ис-

Рис. 4. Зависимость от снижения численности (в единицах пробит) бокоплавов *Niphargoides maeoticus* от концентрации растворенных в морской воде нефтепродуктов (а), дизельного топлива (б) (продолжительность опытов - 30 сут, температура $22 \pm 2^\circ\text{C}$, соленость $10 \pm 1\text{‰}$): 1 - личинки; 2 - молодь; 3 - взрослые.



следованных организмов с высокими концентрациями исследованных веществ следует отнести резкие беспорядочные движения, расхождение спаренных особей, выброс личинок, иногда изменение пигментации. Отмечены также нарушения ритмов размножения и линьки. Интенсивность и частота всех этих аномалий, так же как и показателей выживаемости, коррелировали с концентрацией токсиканта и временем пребывания в токсической среде. Например, при концентрации растворенной нефти от 1 до 10 мг/л молодь бокоплавов погибала в течение 8-10 сут, тогда как при концентрации от 0,06 до 0,3 мг/л продолжительность опытов увеличивалась до 20 сут.

Показатели действия растворенных нефтепродуктов и ртути на двустворчатых моллюсков из Каспийского моря и LC_{50} для бокоплавов (табл. 3, 4) заметно меньше, чем аналогичные величины для копепоид (см. табл. 2) и литературные данные для соответствующих групп гидробионтов (см. сводку данных Bernhard, Zatter, 1975).

Основная причина этих расхождений состоит, по нашему мнению, в значительном различии длительности опытов. Опыты с каспийскими бокоплавами и двустворчатыми моллюсками длились 30-40 сут, т.е. в 2-3 раза дольше наших опытов с копеподами и во много раз дольше всех известных нам токсикологических работ с морскими ракообразными и моллюсками.

Это, вероятно, справедливо и для данных, приведенных в табл. 5, по развивающейся икре и личинкам атлантической ставриды *Trachurus trachurus* и ряду промысловых рыб Каспийского бассейна. Икра гибнет при уровнях содержания в воде некоторых из исследованных токсикантов (ртуть, ПХБ) - 1-10 мкг/л. Особенно выражена зависимость токсического действия от стадии развития рыб при действии тех токсикантов, которые не способны проникнуть в эмбрион через оболочку икринок и гораздо эффективнее поражают организм

Величины LC_{50} (в мкг/л) тяжелых металлов и растворенных нефтепродуктов для каспийских бокоплавов *Niphargiodes maeoticus* на разных стадиях онтогенеза в опытах длительностью 30-40 сут

Токсикант	Молодь		Половозрелые особи
	после выхода из выводковой камеры	через 10-14 сут после выхода из выводковой камеры	
Цинк	10-15*	10-16	32-45
Свинец	10-30	24-50	32-55
Медь	4-10	10-12	12-18
Ртуть (+2)	5-8	10-15	10-15
Хром (+6)	-	1000**	1000**
Нефть	4-10-15	10-15	25-50

* Интервал значений отражает разброс результатов, полученных в разных сериях опытов.

** Продолжительность опытов 15 сут.

Таблица

Величины LC_{50} (в мкг/л) ртути и растворенных нефтепродуктов для двустворчатых моллюсков из Каспийского моря в опытах длительностью 60 сут

Организм	Растворенные нефтепродукты	Ртуть
<i>Mytilaster lineatus</i>	-	<10
<i>Cardium lamarki</i>	100	-
<i>Didacna trigonoides</i>	100 - 200	<10
<i>Monodacna caspia</i>	100 - 200	<10

при переходе на личиночную стадию жизни. Именно поэтому LC_{50} ПХБ в 8 раз меньше для личинок по сравнению с икрой и, напротив, медь, ионные формы которой, вероятно, легче преодолевают барьер оболочки, имеет практически одинаковые показатели токсичности для икры и личинок.

Наибольшей резистентностью к действию всех веществ отличается карп, затем в порядке нарастания токсичности следуют толстолобик, кутум, осетр и лосось. Океаническая ставрида в таком ряду занимает промежуточное положение, хотя в отношении некоторых токсикантов порядок может, конечно, нарушаться. Токсико-

Таблица 5

Характеристики действия токсикантов на развивающуюся икру
и личинки некоторых морских и пресноводных рыб (продолжительность
опытов 2-7 сут)

Вид	Величина LC_{50} , мкг/г					
	растворенные нефтепродукты	ПХБ	свинец	цинк	ртуть	медь
<i>Trachurus trachurus</i> (икра)	-	20 $\pm$ 4	140 $\pm$ 50	-	-	25 $\pm$ 5
<i>Trachurus trachurus</i> (личинки)	-	2,5 $\pm$ 1,2	110 $\pm$ 40	-	-	28 $\pm$ 5
<i>Acipenser guldenstädti</i> (икра)			25		1-10	
<i>Salmo trutta caspius</i> * (икра)	10-20				1	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (икра)	22-63		25-50	25-50	50	13-20
<i>Cyprinus carpio</i> (икра)	40-100		100-150	50-80	50	20-30
<i>Rutilus frisii kutum</i> (икра)			25-50		50	

* Продолжительность опытов 60-70 сут.

резистентность рыб на стадиях эмбриогенеза, возможно, коррелирует с аналогичной устойчивостью взрослых особей, во всяком случае в отношении карповых. Представители этого семейства давно известны как наиболее резистентные виды в отношении многих заг-

Таблица 6

Характерные уровни накопления металлов в икре каспийских рыб (осетр, лосось, кутум) в конце эмбрионального развития перед выклевом

Металл	Концентрация		
	в среде, мкг/л	в икре, мкг/г	
		опыт	контроль
Свинец	100-500	10-19	-
	0,1-4	-	1-2
Медь	10-100	4-28	-
	0,2-6	-	2-3
Кадмий	5-10	0,4-0,5	-
	0,2-1	-	0,1
Цинк	10-100	24-34	-
	10-20	-	3-4

Таблица 7

Коэффициенты накопления металлов развивающейся икрой и личинками осетра

Металл	Концентрация в среде, мкг/л	Коэффициент накопления (на сырую массу)	
		икра перед выклевом	личинки после выклева
Свинец	500	20	3,2
	100	19	1,0
Медь	10	360	550
	100	285	260
Кадмий	5	80	112
	10	45	24
Цинк	10	2400	3100
	100	305	250
Ртуть	5	13	16
	10	6	15

разняющих и токсических факторов среды (Крылов, 1971). По нашим данным, эта относительная резистентность карповых (карп, толстолобик) сохраняется среди исследованных видов и на стадиях эмбриогенеза.

Последняя группа данных (табл. 6 и 7) характеризует накопление ряда металлов в развивающейся икре каспийских рыб. Как и в опытах с бокоплавами, легко обнаружить общую тенденцию к снижению коэффициентов накопления по мере увеличения концентрации металлов в растворе.

Наибольший коэффициент накопления у цинка, затем в порядке

убывания следуют медь, кадмий, свинец и ртуть. За исключением ртути, этот ряд хорошо согласуется с физико-химическими особенностями поведения металлов в растворе. Одни из них (цинк, медь) образуют в природных водах хорошо растворимые, ионные и молекулярные формы, легко соединяющиеся в прочные комплексы с биосубстратами, тогда как для других (кадмия, свинца) характерны гидролизированные и взвешенные формы, едва ли способные проникнуть сквозь оболочку икринки.

ВЫВОДЫ

1. Для исследованных видов гидробионтов Каспийского моря и Атлантического океана обнаружена зависимость токсикорезистентности от стадии развития и длительности опытов. На ранних стадиях онтогенеза и с увеличением времени пребывания в токсической среде токсикорезистентность животных значительно снижались.
2. Длительное экспонирование гидробионтов в среде с токсикантом обычно нивелирует видовые и групповые различия реагирования по биологическим показателям, особенно на ранних стадиях развития. Исключение составляет согласованность токсикорезистентности некоторых видов рыб на ранних стадиях развития с аналогичной устойчивостью взрослых особей.
3. Диапазоны токсического действия исследованных веществ на морских животных в длительных опытах соизмеримы или меньше известных ПДК для воды рыбохозяйственных водоемов.
4. Обратная зависимость коэффициентов накопления ряда металлов от их концентрации в среде для некоторых ракообразных и икры рыб отражает как биосорбционные особенности поверхностных структур гидробионтов, так и возможную способность некоторых из них к регуляции содержания отдельных микропримесей в организме.

Список использованной литературы

- Беленький М.Л. Элементы количественной оценки фармакологического эффекта. Л., Медгиз, 1963. 110 с.
- Бочаров Ю.С. Некоторые вопросы токсикологии ранних этапов онтогенеза животных. - "Журнал общей биологии", 1975, т. 36, № 6, с. 847-858.
- Крылов О.Н. О некоторых чувствительных показателях и изменениях в системах организмов рыб при отравлении. - В кн.: Методика биологических исследований по водной токсикологии. М., 1971, с. 112-119.
- Морозов Н.П., Тихомирова А.А., Николенко Е.М. Опыт определения микроэлементного состава морских гидробионтов. - "Труды ВНИРО", 1974, т. 100, с. 28-31.
- Строганов Н.С. Методика определения токсичности водной среды. - В сб. "Методики биологических исследований по водной токсикологии", М., 1972, с. 14-60.

TOXICOLOGY OF SOME SPECIES OF FAUNA FROM THE CASPIAN SEA AND ATLANTIC OCEAN

S. A. PATIN, V. K. DOKHOLYAN, N. S. CHERNYSHEV, A. M. AHMEDOV

SUMMARY

Oil products dissolved in water, chlororganic substances and heavy metals make impact upon certain species of Caspian and Atlantic crustaceans (copepods, amphipods) and fish (eggs and larvae). Their sensitivity to low levels of toxicants in the environment (up to 1-10 mkg/liter) is high. The toxic resistance is dependent upon the stages of ontogenesis and duration of experiments. The absorption factors of lead, cadmium, copper, zinc and mercury in amphipods are inversely proportional to their concentration in the environment.

Absi, M., Cabridence, R., Lundahl, P. Evaluation des nuisances resultant des polluants au moyen d'un test « daphnie ». Trib. CEBEDEAU 1975, v. 28, No. 381, p. 304-307.

Brown, B., Ahsanullah, M. Effect of heavy metals on mortality and growth. Mar. Pollut. Bull., 1971, v. 2, No. 12, p. 182-187.

Corner, E. D. S., Sparrow B. W. The modes of action of toxic agents. 1. Observations on the poisoning of certain crustaceans by copper and mercury. J. Mar. Biol. Ass. U. K., 1956, v. 35, p. 459-472.

Grosch, D. S. Poisoning with DDT: effect on reproductive performance of *Artemia*. Science, 1967, v. 155, p. 592-593.

Tarpley, W. A. Studies on the use of the brine shrimp *Artemia salina* (Leach) as a test organism for bioassay. J. Econ. Entom., 1958, v. 51, p. 780-783.

УДК 582.26:628.5

ВЛИЯНИЕ НЕКОТОРЫХ ТОКСИКАНТОВ НА ОНТОГЕНЕЗ

ARTEMIA SALINA

С. А. Патин, А. О. Гроздов,
Л. Е. Айвазова, А. И. Старцева

Большинство известных к настоящему времени работ по токсикологии зоопланктонных организмов относятся преимущественно к пресноводным формам, особенно к ветвистоусым рачкам из рода *Daphnia*. Эти виды отличаются повышенной чувствительностью к токсическому действию. Некоторых из них (*D. magna*, *D. pulex*) предлагают использовать в качестве основного тест-объекта при решении вопроса о предельно допустимой концентрации загрязняющих веществ в водной среде (Строганов, 1976) и при сравнительной оценке токсичности некоторых загрязнителей (Absi et al., 1975). Морские зоопланктонные формы изучены в этом плане гораздо слабее, вероятно, из-за трудностей культивирования морских организмов в лабораторных условиях.

Интерес к *Artemia salina* как объекту токсикологических ис-

следований определяется прежде всего тем, что этого жаберного рачка довольно просто выделять в культуру и длительно содержать в лабораторных условиях. Этот вид чрезвычайно пластичен, особенно в отношении солевого фактора. В естественных водоемах он обитает в водах с соленостью от 16 до 27,6‰ и легко переносит сильные колебания температуры и содержания растворенного в воде кислорода (Воронов, 1975).

Однако данные о реагировании этого рачка на токсические примеси в среде довольно противоречивы. Например, величины LC_{50} ртути и меди для артемии в сходных экспериментальных условиях отличаются более, чем на три порядка Corner, Sperrow, 1956; Brown, Ahsanullah, 1971). Чрезвычайно велики различия токсикорезистентности артемии в зависимости от стадии онтогенеза. В случае действия ДДТ, например, эти различия составляют три-четыре порядка величин (Tarpalez, 1958).

Экспериментальные условия, обработка результатов. В связи с отмеченной изменчивостью токсикорезистентности гидробионтов на разных стадиях развития ставили опыты не только со взрослыми особями, но и с науплиусами и развивающимися яйцами артемии. Исходной средой служила искусственная морская вода соленостью 35‰. Опыты по действию свинца выполнялись на растворах $NaCl$ соленостью 35‰. Температуру в период культивирования и постановки опытов поддерживали в пределах $20 \pm 2^\circ C$. Рабочие растворы объемом по 40 мл наливали в чашки Петри. Длительность опытов составляла 48 ч. Выклев рачков происходил обычно на вторые сутки после начала экспонирования яиц в растворах и достигал в контроле 95%.

Опыты с науплиусами ставились сразу же после их выклева из яиц. Отход в контроле не превышал 4%. Эксперименты со взрослыми половозрелыми особями (возраст 30 сут) в отличие от опытов с яйцами и науплиусами выполняли не с двадцатью, а с десятью экземплярами в каждом варианте. Во время опытов рачков не подкармливали, а в период культивирования они питались культурой одноклеточных водорослей *Nephrochloris salina* плотностью 100 тыс. клеток на 1 мл.

Для обработки экспериментальных данных был использован проби-анализ (Лакин, 1968). По результатам опытов (за исключением вариантов полной гибели или полного выживания организмов) строили график, где по оси абсцисс откладывали логарифмы концентраций токсикантов, а по оси ординат — пробиты (единицы вероятности). Проценты смертности переводили в пробиты с помощью специальной таблицы (Беленький, 1963). Через совокупность найденных таким образом точек проводили прямую линию, пересечение которой с линией, соответствующей пробиту 5, определяло величину LC_{50} . Доверительные интервалы LC_{50} определялись как величины, соответствующие пробитам 4 и 6. Угол наклона найденной линии регрессии к оси абсцисс позволяет судить о характере токсического действия: чем больше этот угол, тем токсичнее данное вещество (при прочих равных условиях).

Результаты опытов и их обсуждение. В опытах по действию металлов и органических токсикантов на развивающиеся яйца, науп-

лиусы и взрослые формы *Artemia salina* обнаружен чрезвычайно широкий диапазон изменения величин LC_{50} для разных веществ: от 0,85 мкг/л для метил-ртути до 100 и более для кадмия, свинца, ДДТ и нефти (таблица).

Таблица

Действие токсикантов на развивающиеся яйца, науплиусы и половозрелые формы артемии

Токсиканты	LC_{50} (48 ч), мкг/л		
	развивающиеся яйца	науплиусы	взрослые формы
$HgCH_3$	0,85	14	8,5
Hg	140	2300	-
Pb	$>10^6$	60 000	46 000
Cu	30	12 000	1050
Cd	1750	240 000	398 000
ДДТ	$>10^5$	$>10^5$	11,5
Растворенные нефтепродукты	$>30 000$	$>30 000$	1000
ПХБ + нефть*	$>60 000$	3000	-
ПХБ	$>10^5$	$>10^5$	

* ПХБ и растворенные нефтепродукты в соотношении 1:1.

Отмечена повышенная чувствительность развивающихся яиц артемии к действию большинства исследованных металлов, особенно ионов двухвалентной ртути и метил-ртути. Органические, в том числе метилированные формы ртути, отличаются, как известно особенно высокой токсичностью в силу их прочного связывания с белковыми молекулами и нарушения основных жизненно важных процессов и функций организма. Общий ряд последовательного изменения токсических свойств металлов, по нашим данным, имеет следующий вид: метил-ртуть - ртуть - медь - свинец - кадмий, что соответствует общему ходу изменения прочности связей этих металлов с биосубстратом, их электроотрицательности, способности к комплексообразованию и другим свойствам, от которых зависит биологическое действие металлов.

Указанная последовательность согласуется с изменением подвижности металлов в растворах и гетерогенных системах: ртуть и медь обычно существуют в растворах в ионных, подвижных формах, тогда как свинец и кадмий в силу их гидролитических свойств тяготеют к малорастворимым, гидролизованным соединениям. Способность проникать через поверхностные оболочки и оказывать вредное воздействие на организм у последних двух металлов меньше, чем у ртути и меди.

Несколько неожиданной оказалась относительно повышенная устойчивость к действию органических токсикантов яиц и науплиусов артемии по сравнению со взрослыми особями (см. таблицу), что, видимо, является результатом слабой проницаемости оболочек яиц артемии для полихлорированных бифенилов (ПХБ), ДДТ, нефти и кратковременности опытов. Хлорорганические вещества, в том числе ПХБ и ДДТ, относятся к токсикантам кумулятивного действия и их влияние на организмы особенно сильно проявляется спустя некоторое время после аккумуляции и внедрения в органы и ткани, что, вероятно, не было достигнуто в наших опытах длительностью 48 ч. Растворенные нефтепродукты не являются сильными токсикантами, и их биологические эффекты обычно также становятся очевидными спустя длительное время.

Сравнительно высокую токсичность ДДТ в отношении половозрелых рачков ($LC_{50} = 11,5$ мкг/л) следует рассматривать, на наш взгляд, как результат интенсивной фильтрационной активности взрослых особей, активно поглощавших взвешенные формы ДДТ.

При интерпретации данных о действии токсикантов на развивающиеся яйца артемии надо иметь в виду, что оценка токсического эффекта только по показателю выклева недостаточна. В ряде случаев, особенно в опытах с кадмием, процент выклева был близок к контрольному показателю, однако новорожденные науплиусы были нежизнеспособными. Их морфология соответствовала в общем науплиальной стадии развития, но антенны оставались нерасправленными. Есть основания утверждать, что даже при высоком проценте выклева науплиусы погибают вскоре после нарушения целостности оболочки яиц.

ВЫВОДЫ

Данные экспериментов подтверждают изменчивость токсикорезистентности *Artemia salina* в зависимости от типа действующего агента, формы его нахождения в растворе и стадии онтогенеза рачков. Эти вариации столь значительны и специфичны, что требуют строгой стандартизации условий опытов и регистрируемых показателей. Быстрым, относительно чувствительным и легко осуществимым токсикологическим испытанием загрязняющих веществ может служить оценка их действия на ранней стадии развития артемии (жизнестойкость развивающихся яиц, процент выклева, выживаемость науплиусов).

Результаты работы свидетельствуют о перспективности использования *Artemia salina* как тест-объекта при сравнительных эколого-токсикологических исследованиях.

Список использованной литературы

Воронов П.М. *Artemia salina* водоемов Крыма и ее хозяйственное использование. Автореферат кандидатской диссертации. М., 1975. 25 с.

Беленький М.Л. Элементы количественной оценки фармакологического эффекта. М., Медгиз, 1963. 115 с.

Лакин Г.Ф. Биометрия. М., "Высшая школа", 1968. 342 с.
Стрѣганов Н.С. Экспресс-метод установления ПДК для рыбо-
хозяйственных водоемов. - "Гидробиологический журнал", 1976, т.12,
№ 4, с. 100-103.

IMPACT OF SOME TOXICANTS UPON ONTOGENESIS

S. A. PATIN, A. O. GROZDOV, L. E. AIVAZOVA, A. I. STARTSEVA

SUMMARY

The 48hr experiments indicate a high variability of toxic resistance of *Artemia salina* with regard to a type of action of the agent (mercury, lead, cadmium, copper, oil, chlororganic substances), its form in the solution and stages of ontogenesis. The impact of toxicants upon the early stages of development of *Artemia salina* may be determined using the survival rates of developing eggs and nauplii. This is a fast and sensitive test which could be easily performed.

Christensen, G. M. Biochemical effects of methylmercuric chloride, cadmium chloride on alevins of the brook trout. Toxicol. Appl. Pharmacol., 32/13, 101-197 /1975/.

World Health Organization. Evaluation of certain food additives and the contaminants: mercury, lead and cadmium, W.H.O. Tech. Rep. Ser., 505, 1972.

УДК 597:615.9

ДЕЙСТВИЕ РТУТИ НА ФЕРМЕНТАТИВНЫЕ СИСТЕМЫ ВЬЮНА

Н.Г. Сторожук

Соединения ртути в природных водах неблагоприятно действуют на водные организмы, вызывая серьезные физиолого-биохимические нарушения, в частности подавление ферментативной активности у гидробионтов при их взаимодействии с низкими концентрациями ртути.

Цель настоящей работы - исследовать действие низких концентраций хлористой ртути на ключевые ферментативные системы метаболизма в мышцах, печени и жабрах вьюна (*Misgurnus fossilis* L.).

Эксперимент по выдерживанию вьюнов в 40-литровых аквариумах с разной концентрацией ртути в воде проводили 2 раза. В первой серии опыта, продолжавшейся 60 дней, использовано около 500 самок. После их адаптации в воду были добавлены растворы хлористой ртути в концентрациях 0,005; 0,05 и 0,5 мг/л. Во второй серии опытов длительностью 40 дней было использовано около 300 самцов; в воду были залиты растворы хлористой ртути в концентрациях 0,001; 0,005 и 0,05 мг/л. В зависимости от массы

рыбы плотность посадки составляла 11-30 особей на аквариум, воду в котором меняли дважды в неделю. После каждой смены растворов через сутки концентрация ртути в аквариумах с подопытными рыбами снижалась в 1,5 раза (0,001 вместо 0,005 мг/л), на вторые сутки - вдвое (0,012 вместо 0,05 мг/л), а к моменту смены воды - в 5 раз (0,12 мг/л вместо 0,5 мг/л).

Через определенные интервалы времени отбирали по 10 особей для анализа. Содержание ртути определяли в мышцах, жабрах и печени вьюна методом беспламенной атомной абсорбции (при помощи прибора "МА5-50" фирмы "Перкин-Элмер", США), который считается наиболее надежным и совершенным.

Отход рыб в контроле и в вариантах с концентрациями от 0,001 до 0,05 мг/л был единичным; вьюны, содержащиеся в течение месяца при концентрации 0,5 мг/л погибли.

Для исследований были выбраны следующие ферментативные системы: в мышцах - АТФ, креатин - фосфотрансфераза (креатинкиназа) и ферментативная система транспорта Ca^{2+} в мембранах саркоплазматического ретикулума; в печени - цепочка окислительно-восстановительных ферментов дыхания и АТФаза в митохондриях, а также система активации молекулярного кислорода в мембранах эндоплазматического ретикулума; в жабрах - $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ - зависимая АТФаза. Для всех этих систем характерна высокая чувствительность к действию меркуриалов.

Выделение субклеточных фракций и определение ферментативной активности проводили по общепринятым методикам (Акименко, 1972; Арчаков и др., 1968; Виноградов и др., 1973; Козлов и др., 1972; Сорвачев и др., 1971).

Активность креатинкиназы в экстрактах из мышц вьюна ни в одной из испытанных концентраций хлористой ртути практически не изменялась. Такой же результат был получен и при изучении другой системы - транспорта ионов Ca^{++} через мембраны саркоплазматического ретикулума мышц. Даже при длительной экспозиции рыб в загрязненной хлористой ртутью воде не обнаружено закономерных изменений в величинах активности Ca^{++} - зависимой АТФазы и параметра $\text{Ca}^{++}/\text{АТФ}$ (табл. 1). Однако ртути в мышцах рыб, особенно в варианте 0,5 мг/л, достаточно много (табл. 2).

Таблица 1

Активность креатинкиназы и Ca^{++} - зависимой АТФазы
в мышцах вьюна

Концентрация, мг/л	Продолжительность выдерживания, дни		
	7	16	31
	Δ Д/г белка		
Контроль	21,36	29,00	33,20
0,005	13,40	34,30	28,70
0,05	20,60	33,80	25,70
0,5	16,45	23,00	-

Концентрация, мг/л	Продолжительность выдерживания, дни		
	7	16	31
	Са/АТФ		
Контроль	0,35	0,24	0,00
0,005	0,19	0,20	0,24
0,05	0,14	0,17	0,00
0,5	0,27	0,15	-
	Активность Са ⁺⁺ - зависимой АТФазы, %		
Контроль	100	100	100
0,005	84	156	107
0,05	82	140	105
0,5	80	144	-

Примечание. За 100%-ную активность АТФазы приняты показатели контроля для каждого из опытов.

Таблица 2

Концентрация ртути в органах рыб, мкг·г⁻¹ сырой массы

Концентрация Hg ⁺⁺ , мг/л	Органы рыб	Длительность первой серии опытов, дни		
		16	31	60
0,005	Печень	2,4	2,8	10
	<i>Жабры</i>	2,6	3,0	7,2
	<i>Моллюск</i>	0,7	0,5	0,8
0,05	<i>Жабры</i>	11,1	14,6	37,7
	<i>Моллюск</i>	6,5	16,5	18,9
	<i>Жабры</i>	2,9	4,6	6,5
0,5	<i>Моллюск</i>	25	-	-
	<i>Жабры</i>	105	-	-
	<i>Моллюск</i>	48	-	-
		Длительность второй серии опытов, дни		
		7	20	40
0,001	Печень	0,33	0,4	0,9
	<i>Жабры</i>	0,9	1,4	1,8
	<i>Моллюск</i>	0,27	0,3	0,31
0,005	<i>Жабры</i>	1,8	3,0	3,0
	<i>Моллюск</i>	2,1	3,1	2,8
	<i>Жабры</i>	0,5	0,5	0,5
0,05	<i>Моллюск</i>	9,1	14,1	19,8
	<i>Жабры</i>	7,8	9,8	14,2
	<i>Моллюск</i>	1,4	1,1	3,1

Ферментативные системы митохондрий и эндоплазматического ретикулума печени оказались более чувствительными к действию хлористой ртути. Во всех исследуемых концентрациях отмечены изменения скорости дыхания митохондрий в зависимости от времени содержания рыб в аквариумах. Скорость дыхания на ТМФД + аскорбат в первую неделю опыта снижалась, а затем резко увеличивалась (рис. 1). Минимальная концентрация ртути, вызывающая изменения в активности дыхательной цепи митохондрий, составляла 0,005 мг/л.

Еще более чувствительной к действию токсиканта оказалась ферментативная НАДФН-зависимая система активации молекулярного кислорода в мембранах эндоплазматического ретикулума печени. Ингибирование НАДФН-зависимой системы перекисного окисления липидов происходило не только при действии концентраций ртути от 0,005 до 0,5 мг/л, но и при 0,001 мг/л ртути (табл. 3).

Содержание рыб в воде с различными концентрациями ртути снижало удельную активность $N^{+}K^{+}$ - зависимой АТФазы в жабрах. Степень ингибирования тем выше, чем больше длительность экспозиции (рис. 2). При концентрации 0,05 мг/л активность снижалась на 16-й день, а при 0,005 мг/л - через 30-й день после начала опыта. Следовательно, концентрация ртути 0,005 мг/л угнетает ферментативные системы печени и жабр исследованных рыб.

Принято считать (Лесников, 1969), что действие любого токсического фактора на организм в зависимости от концентрации токсиканта проходит следующие фазы: безразличие - организм не реагирует на действие токсиканта даже при длительном воздействии; стимуляции обмена веществ и всей жизнедеятельности организма;

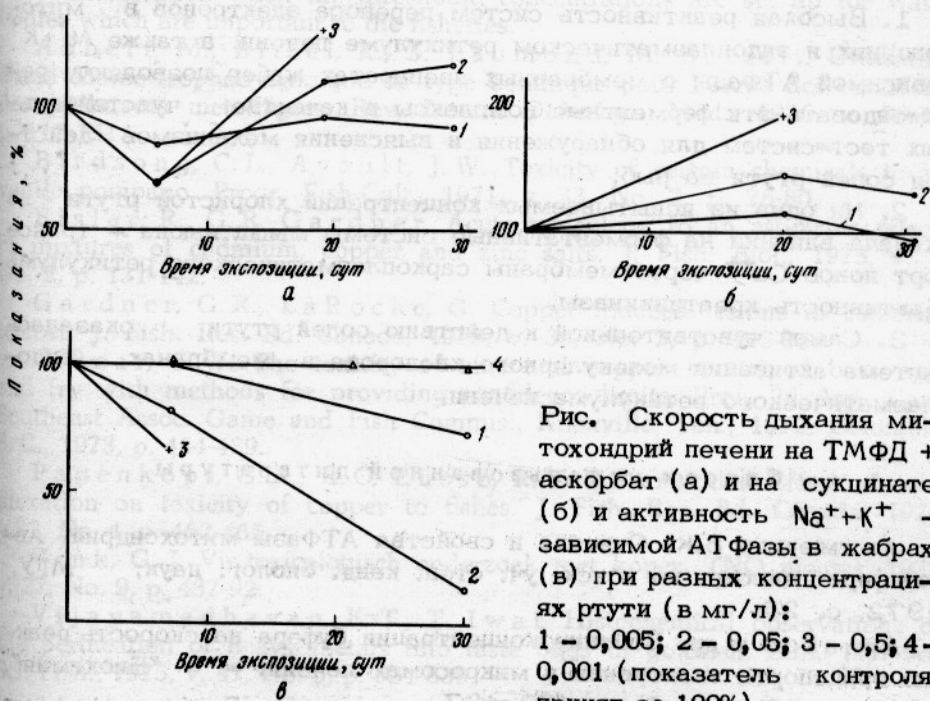


Рис. Скорость дыхания митохондрий печени на ТМФД + аскорбат (а) и на сукцинате (б) и активность $Na^{+}K^{+}$ - зависимой АТФазы в жабрах (в) при разных концентрациях ртути (в мг/л): 1 - 0,005; 2 - 0,05; 3 - 0,5; 4 - 0,001 (показатель контроля принят за 100%).

Таблица 3

Активность НАДФН-зависимой системы перекисного окисления липидов (начальная скорость нмоль МДА/мг белка·мин)

Концентрация HgCl_2 , мг/л	Длительность первой серии опытов, дни			
	7	16	31	60
Контроль	30	14	17	13
0,005	17	10	2	11
0,05	3	7	1	2
0,5	5	2	-	-

	Длительность второй серии опытов, дни		
	7	20	40
Контроль	17	17	23
0,001	12	8	11
0,005	10	6	-
0,05	12	0	0

угнетение (депрессия) обмена веществ, а при большой концентрации — смерть. В наших опытах не наблюдалось ни безразличия к влиянию ртути, ни стимуляции обмена веществ. Даже концентрация 0,001 мг/л оказывает повреждающее действие на НАДФН-зависимую систему перекисного окисления липидов. Это надо иметь в виду при установлении предельно допустимых концентраций ртути для водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение.

ВЫВОДЫ

1. Высокая реактивность систем переноса электронов в митохондриях и эндоплазматическом ретикулуме печени, а также $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ зависимой АТФазы в мембранных препаратах жабер позволяют рекомендовать эти ферментные комплексы в качестве чувствительных тест-систем для обнаружения и выяснения механизмов действия солей ртути на рыб.

2. Ни одна из испытываемых концентраций хлористой ртути не оказала влияния на ферментативные системы мышц выюна — транспорт ионов Ca^{++} через мембраны саркоплазматического ретикулума и активность креатинкиназы.

3. Самой чувствительной к действию солей ртути оказалась система активации молекулярного кислорода в мембранах эндоплазматического ретикулума печени.

Список использованной литературы

Акименко В.К. Очистка и свойства АТФазы митохондрий. Автореферат диссер. на соиск. уч. степ. канд. биолог. наук, МГУ, 1972, с. 25.

Арчаков и др. Влияние концентрации буфера на скорость реакций транспорта электронов в микросомах печени. — "Биохимия", 1968, т. 33, вып. 3, с. 479-487.

Виноградов А.Д. и др. Практическое руководство к занятиям по биохимии животных. Биоэнергетика. М., Изд-во МГУ, 1973, с. 46.

Лесников Л.А. О типах действия сточных вод на водоемы и водные организмы. - "Изв. ГосНИОРХ", 1969, т. 65, с.265-276.

Сорвачев К.Ф., Зуевский В.В., Тарабанько В.М. АТФазная активность саркоплазматического ретикулума белой скелетной мышцы карпа. - "Биохимия", 1971, т. 36, вып. 6, с ...

Свободнорадикальное окисление липидов в биологических мембранах, МГУ, 1972. 88 с. Авт.: Ю.П. Козлов, В.С. Данилов, В.Е. Каган, М.В. Ситковский.

IMPACT OF MERCURY UPON THE ENZYMATIC SYSTEM OF LOACH

N. G. STOROZHUK

SUMMARY

Mercuric chloride dissolved in water inflicted damage on the enzymatic systems of liver and gills of loach. All specimens tested died after they were exposed for 20 days to the concentration of 0.5 mg/liter of mercury. In samples where fish were exposed to the concentrations of 0.005 and 0.05 kg/liter the breathing rate of liver mitochondria increased sharply after 7 days; the activity of $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ -dependent ATP-ase in the gills became lower after 30 and 15 days, respectively. The enzymatic system of peroxide oxidation of lipids was more sensitive to the toxicant. The inhibiting effect was displayed at the concentration of 0.001 mg/liter, which should be taken into consideration when the threshold concentrations are set up for water bodies which are important to the fisheries.

Aubert, M., Bittel, R., F. Laumond, M. Barelli. Utilisation d'une chaine trophodynamique de type benthique pour l'étude des transferts des polluants métalliques. Rev. Intern. Océanogr. Méd., 1975, v. 39-40, p. 117-151.

Birdsong, C.L., Avault, J.W. Toxicity of certain chemicals to juvenile pompano. Progr. Fish-Cult., 1971, v. 33, No. 2, p. 76-80.

Eisler, R., G.R. Gardner. Acute toxicology to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. J. Fish. Biol., 1973, v. 5, No. 2, p. 131-142.

Gardner, G.R., LaRoche, G. Copper induced lesions in estuarine teleost. J. Fish. Res. Bd. Canada, 1973, v. 30, No. 3, p. 363-368.

O'Rear, C.W. The toxicity of zinc and copper to striped bass eggs and fry with methods for providing confidence limits. Proc. 26 Ann. Conf. Southeast Assoc. Game and Fish Commis., Knoxville, Ten., 1972, Columbia, S.C., 1973, p. 484-489.

Pagenkopf, G.K., R.C. Russo, R.V. Thurston. Effect of complexation on toxicity of copper to fishes. J. Fish. Res. Bd. Canada, 1974, v 31, No. 4, p. 462-465.

Vink, G.J. Vis-toxicologisch onderzoek met koper. TNO nieuws, 1972, v. 27, No. 9, p. 487-92.

Vijayamadhavan, K.T., T. Iwai. Histochemical observations on the permeation of heavy metals into taste buds of goldfish. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 1975, v. 41, No. 6, p. 631-639.

ДЕЙСТВИЕ МЕДИ НА РАННИЙ ПЕРИОД РАЗВИТИЯ ТИЛЯПИИ В МОРСКОЙ СРЕДЕ

Э.А. Воронина, И.Н. Горкин

Сведения о действии меди на водные организмы весьма ограничены и чаще всего касаются накопления и аккумуляции меди органами и тканями рыб и в меньшей степени — выживаемости, развития, роста и размножения рыб в условиях разной солености.

Цель нашей работы — расширить представление о характере и направленности действия меди на рыб при разных концентрациях меди в морской среде.

Действие меди в соединении CuCl_2 исследовали на икре, личинках и молоди тилляпии (*Tilapia mossambica* Peters). Эвригалиность этого вида позволила использовать его в экспериментах с морской водой. Для работ использовали морской рассол, полученный из скважины Олимпийского центра водного спорта Москвы, общая минерализация которого равна 262,8 г. Морской рассол, разведенный до 18‰, близок по химическому составу воде Черного моря. Наблюдали за ходом эмбриогенеза тилляпии в растворах меди в концентрациях от 0,01 до 2,5 мг/л при температуре 25°C и солености 20 и 15‰. Инкубировали икру по методике, опубликованной ранее (Шеханова и др., 1976). Каждую концентрацию испытывали два раза. Действие различных концентраций меди на эмбриональное развитие тилляпии анализировали по следующим показателям: гибель эмбрионов в процессе развития, число вылупившихся личинок, морфологические изменения в ходе эмбриогенеза, а кроме того, изменению ритма биения сердца, динамике резорбции желточного мешка.

Испытывали также действие меди на рост и выживаемость личинок и молоди тилляпии в восьми концентрациях CuCl_2 (от 0,01 до 1,0 мг/л) в условиях подострого и хронического эксперимента продолжительностью 60 и 90 сут. В опытах использовали 10, 20 и 50-дневную молодь, выросшую в морской среде соленостью 20‰. Личинок каждого из трех возрастов брали от одной самки и содержали в непроточных аквариумах емкостью 15 и 18 л при автоматически поддерживаемой температуре 25°C и постоянной аэрации воды. Раз в десять дней полностью заменяли воду и добавляли соответствующие концентрации токсиканта. Каждый из трех экспериментов проводили в шести вариантах, содержащих по 50 личинок.

Кормили два раза в сутки сухим витаминным препаратом производства ГДР, смешанным с равным количеством сухой дафнии по отработанной методике с помощью дозирующего устройства, учитывающего отход молоди. Регистрировали два показателя: суммарный весовой прирост личинок в каждом варианте через 10 дней и их ежедневный отход в количественном и весовом выражении. При описании роста использовали показатели: общего абсолютного прироста

$$\text{та } (\Delta y = y_n - y_0) \\ (R = \Delta y / \frac{1}{2}(y_0 + y_n))$$

$$(C = \frac{e_2 y_n - e_2 y_0}{0,43(\tau_n - \tau_0)})$$

за время $\Delta \tau$, относительного прироста и средней удельной скорости роста,

характеризующей относительный прирост.

Сопоставление результатов инкубации икры в пресной и соленой (20‰) воде позволили использовать морской рассол в экспериментах по действию хлористой меди в морской среде на икру тилапии. Икра тилапии, инкубируемая в соленой воде с концентрацией меди 2,5 и 1,5 мг/л, погибает на стадии органогенеза. В растворах меди от 1,5 до 0,5 мг/л развитие икры завершается обычно гибелью эмбрионов в период выклева, свободный же эмбрион погибает через несколько дней после выклева (рис. 1). В растворах меди при концентрациях, не оказывающих летального действия (0,01–0,3 мг/л), реакция развивающейся икры на присутствие меди неоднозначна. До стадии выклева действия меди в концентрации 0,01 мг/л не обнаруживается. Все этапы эмбриогенеза протекают синхронно с контролем, вылупившиеся личинки внешне не отличаются от контроля. Однако после выклева гибель свободных эмбрионов резко возрастает, и количество личинок, перешедших на активное питание, равняется 40% (см. рис. 16).

Кривые зависимости выживаемости эмбрионов при содержании меди от 0,05 до 0,3 мг/л повторяют кривую при концентрации меди 0,01 мг/л. С повышением концентрации меди увеличивается отход на этапе органогенеза: на активное питание переходит незначительное число личинок. Результаты определения процента выклюнувшихся личинок в растворах меди разной концентрации при солености 15‰ аналогичны данным при солености 20‰.

Действие меди становится заметнее, если учитывать не только общее количество выклюнувшихся свободных эмбрионов, но и динамику выклева. Выклев в контрольном варианте и при разных концентрациях меди происходит не одновременно. С повышением концентрации меди время выклева задерживается на 4–24 ч по сравнению с контрольным вариантом. Время выклева эмбрионов в растворах наименьших концентраций меди близко к контролю. Сам процесс выклева нарушался. Эмбрионы не могли освободиться от оболочек, часть оболочки оставалась на головном отделе; такие эмбрионы погибали в течение первых суток. На вторые сутки погибали эмбрионы, у которых не освобождался от оболочки желточный мешок.

Размеры эмбрионов на стадии выклева в контрольном и опытных вариантах были одинаковы (8,0–8,1 мм). Через 6 сут длина личинок в контроле достигала 15, в опыте – 14 мм. Содержимое желточного мешка личинки, находящейся в растворах меди и в чистой морской воде, используют неоднотипно. Первые двое суток после выклева скорость рассасывания желточного мешка во всех концентрациях меди ниже, чем у контрольных (рис. 2). Затем характер рассасывания желтка у личинок меняется. Установлена следующая закономерность: у личинок, развивающихся в растворах с концентрацией меди 0,1 и 0,15 мг/л, площадь желточного мешка умень-

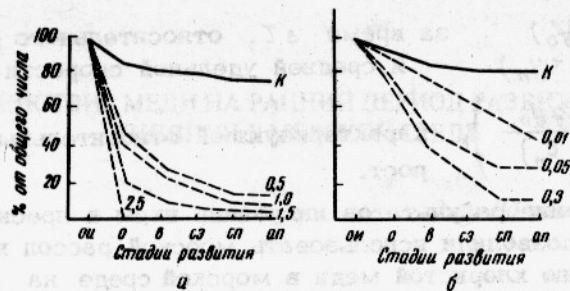


Рис. 1. Выживаемость эмбрионов тилипии в зависимости от концентрации хлористой меди при солёности 20% (в %):

ои — оплодотворенная икра; о — органогенез; в — выклев; сз — свободный эмбрион; ап — активное питание; сп — смешанное питание.

пается по сравнению с контролем. Однако это связано, видимо, не с ускорением рассасывания желточного мешка, а со сгущением глыбок желточного материала, что приводит к образованию бугристости на его поверхности и скапливанию жидкости между желтком и туловищем эмбриона. Дифференцировка пищеварительной системы личинок нарушается. Процесс рассасывания желтка у свободных эмбрионов при 0,05 мг/л меди задерживается и отстает от контроля в течение всех шести наблюдаемых суток.

При концентрации меди от 1,0–2,5 мг/л оболочка икры покрывалась хлопьями коагулянтов окиси меди и, видимо, задубливалась, что, естественно, нарушало газообмен у развивающейся икринки и затрудняло выклев. У эмбрионов на этапе образования эмбриональной системы кровообращения были гипертрофированы кроветворные органы, кровяные островки на желточном мешке имели вид гематом, переполненных форменными элементами крови. Подобные кровяные островки образовывались в хвостовом и головном отделе. При всех испытанных концентрациях меди первоначально наблюдалось помутнение висцеральной жидкости, в то время как сердце еще интенсивно пульсировало и кровообращение продолжалось.

Обнаружена зависимость функции ритма биения сердца от концентрации меди (рис. 3). Как видно из рисунка, числовые значения сердечного ритма контрольных эмбрионов и эмбрионов развившихся под действием меди (0,05 мг/л) сходны. У опытных эмбрионов лишь незначительно снижается пульсация сердца. При концентрациях меди 0,1 и 0,15 мг/л темп сокращения сердца у подвижного эмбриона резко увеличивается и остается высоким вплоть до перехода личинок на активное питание. По-видимому, отмеченные выше нарушения в кровеносной системе сказываются на ритме пульсации сердца.

Характер действия растворенной меди в соединении $CuCl_2$ на эмбриональный и ранний личиночный период развития тилипии был

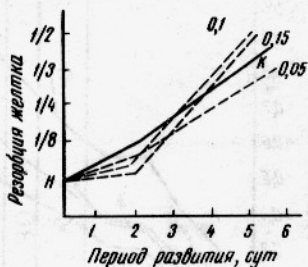


Рис. 2. Скорость рассасывания желточного мешка при действии различных концентраций (в мг/л) хлористой меди.

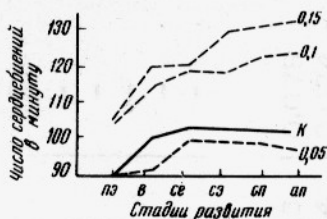


Рис. 3. Ритм биения сердца эмбрионов теляпии при действии различных концентраций (в мг/л) хлористой меди:

пэ — подвижный эмбрион; остальные обозначения те же, что на рис. 1.

аналогичным во всех вариантах опыта, отличалась лишь количественная характеристика. При этом основными нарушениями были: гипертрофирование органов эмбрионального кровообращения, нарушение процесса выклева, гипертрофирование сети кровеносных сосудов на желточном мешке и нарушение дифференцировки пищеварительной системы. Установлены летальные концентрации меди для икры теляпии при солёности 20‰: 1,5–2,5 мг/л на стадии органогенеза, 0,3–1,0 мг/л при переходе личинок на активное питание. Отмеченные отклонения от нормы развития наблюдались и в концентрации 0,01 мг/л меди.

Анализируя данные, полученные в экспериментах с молодью теляпии, выращенной в чистой морской воде солёностью 20‰, мы не стремились вскрыть закономерность роста в зависимости от концентраций токсиканта в том виде, в котором они выражаются полученными кривыми роста, а описывали их всего парой чисел, определяющих величину исследованной характеристики в начале и конце нескольких временных интервалов, определяющих гибель 50% личинок в варианте. Таким образом, была получена возможность объективно сравнить между собой показатели весового роста на протяжении определенных временных интервалов.

На рис. 4 представлены кривые выживаемости и прироста массы мальков теляпии, находящихся к началу опыта в возрасте 50 дней. На протяжении 3 мес. эксперимента они оказались наиболее жизнестойкими к концентрации меди 0,1 мг/л. В течение 60 дней количество живых особей составило 94% (100% — контроль), затем наметилась устойчивая тенденция к сокращению численности. Мальки во всех остальных вариантах гибли с первых дней эксперимента. При концентрациях меди 0,5; 0,8 и 1,0 мг/л летальный исход для 50% подопытных мальков наступил через 11, 20 и 40 дней соответственно, а при концентрации 0,3 мг/л — через 90 дней экспозиции эта величина достигла 65%.

При сравнении по трем показателям прироста массы 50-дневных

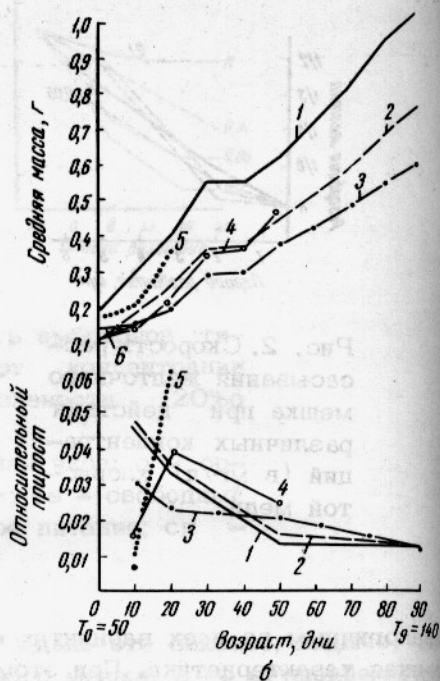
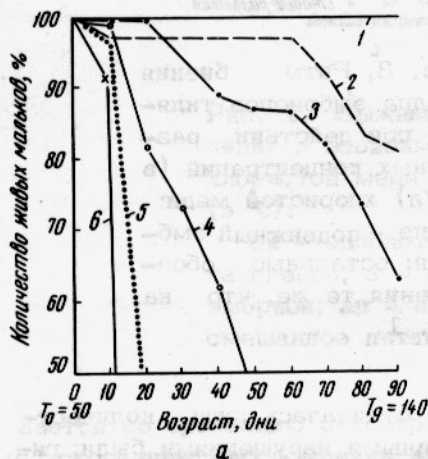


Рис. 4. Выживаемость (а) и показатели увеличения массы (б) 50-дневных мальков тилапии в присутствии различных концентраций меди (в мг/л):

1 — контроль; 2 — 0,1; 3 — 0,3; 4 — 0,5; 5 — 0,8; 6 — 1,0.

мальков в четырех временных интервалах (10, 20, 50 и 90 дней) оказалось (таблица), что с самого начала рыбы, находящиеся в концентрациях выше 0,3 мг/л (например, в 1 мг/л), отставали в темпе роста, их относительный прирост составил только 14% по отношению к контролю. При 20-дневном выдерживании у рыб, находящихся в растворе меди концентрацией 0,5 и 0,8 мг/л, резко увеличилась масса по всем приведенным показателям, что можно объяснить двумя причинами. Среди мальков, содержащихся при концентрации 0,8 мг/л, за 10 дней погибло 19 рыб из 39; средняя масса погибших составила 0,04 г, т.е. в 9 раз меньше средней массы оставшихся; значит гибели более мелкие, т.е. слабые особи. За счет гибели 50% рыб заметно уменьшилась плотность популяции (было 0,46 л на особь, стало 1,0 л), что тоже повлияло на показатели. Эти же причины обусловили повышение темпа роста мальков в концентрации 0,5 мг/л и на следующем временном интервале. При сравнении 50 и 90-дневного интервала наблюдается выравнивание относительных величин показателей роста в контроле и в концентрациях 0,1 и 0,3 мг/л меди, что, как и в предыдущем случае, связано с гибелью слабых и мелких тилапий.

У личинок 20-дневного возраста (рис. 5) действие испытанных концентраций хлористой меди выражено заметнее: 50% особей гибнет в концентрациях 0,4; 0,3; 0,2 мг/л к 17, 20, 52 сут (в

Концентрация, мг/л	Временные интервалы, дни								
	10			20			30		
	Δy	R	C	Δy	R	C	Δy	R	C
50-дневные личинки									
K	0,11	0,047	0,048	0,23	0,041	0,041	-	-	-
0,1	0,07	0,048	0,048	0,15	0,043	0,043	-	-	-
0,3	0,04	0,031	0,031	0,08	0,027	0,027	-	-	-
0,5	0,02	0,017	0,016	0,09	0,030	0,028	-	-	-
0,8	0,02	0,011	0,011	0,19	0,036	0,038	-	-	-
1,0	0,01	0,007	0,007	-	-	-	-	-	-
20-дневные личинки									
K	0,041	0,12	0,14	0,058	0,067	0,082	-	-	-
0,01	0,045	0,12	0,14	0,063	0,068	0,082	-	-	-
0,1	0,024	0,086	0,092	0,022	0,034	0,055	-	-	-
0,2	0,016	0,062	0,064	0,022	0,038	0,040	-	-	-
0,3	0,004	0,022	0,022	0,010	0,024	-	-	-	-
0,4	0,004	0,024	0,024	-	-	-	-	-	-
10-дневные личинки									
K	0,029	0,11	0,12	-	-	-	0,127	0,055	0,079
0,01	0,021	0,086	0,092	-	-	-	0,116	0,054	0,074
0,1	0,006	0,038	0,038	-	-	-	0,047	0,044	0,051
0,2	0,002	0,015	0,016	-	-	-	0,038	0,042	0,048
0,3	0,001	0,007	0,008	-	-	-	-	-	-
0,4	0,001	0,008	0,008	-	-	-	-	-	-

[illegible]

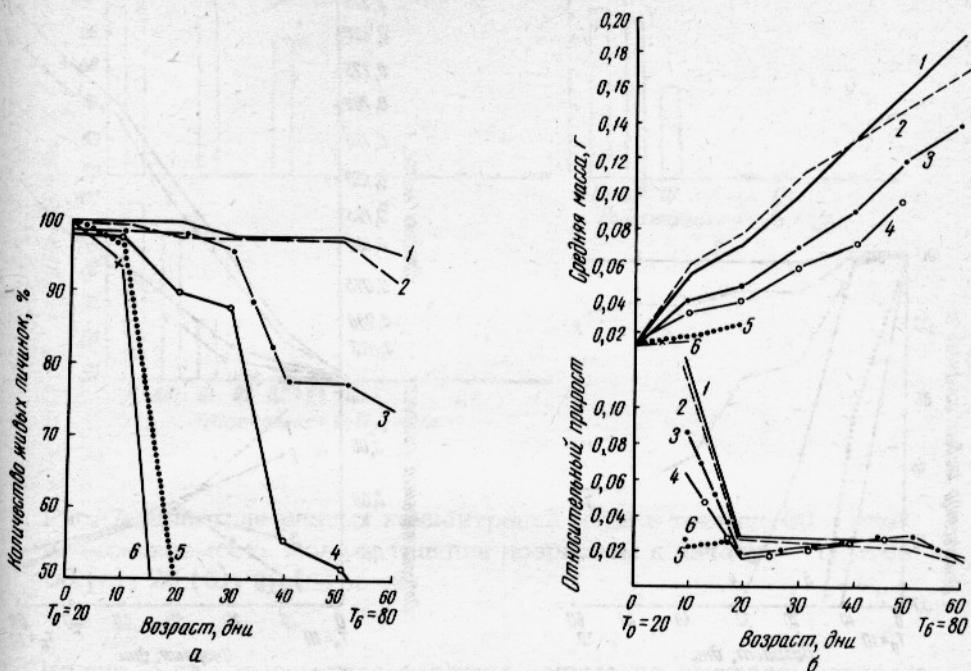


Рис. 5. Выживаемость (а) и показатели увеличения массы (б) 20-дневных личинок теляпии под действием разных концентраций меди (в мг/л):
 1 - контроль; 2 - 0,01; 3 - 0,1; 4 - 0,2; 5 - 0,3; 6 - 0,4.

предыдущем эксперименте приблизительно за это время погибали мальки в концентрациях 1,0; 0,8; 0,5 мг/л). Выживаемость в концентрации 0,1 мг/л резко уменьшилась в отличие от первого опыта, достигая на 60-е сутки 74% (контроль 96%). В этом эксперименте была испытана концентрация 0,01 мг/л меди, равная одному ПДК, принятому для рыбохозяйственных пресных водоемов. 50 дней не выявили отличий между контролем и этой концентрацией по критерию выживаемости, в следующие 10 дней отход личинок немного увеличился и к концу эксперимента разница составила 8%.

Прослеживаются различия в задержке темпа роста личинок (см. таблицу) из больших концентраций на всех четырех (10, 20, 50 и 60-дневных) временных отрезках. Так, в первые 10 дней в концентрациях 0,4 и 0,3 мг/л показатели абсолютного прироста отличались от контрольных на 9,8%, относительного - на 18% при низкой удельной скорости роста. В интервале 20 дней такая разница для концентрации 0,3 мг/л по абсолютному показателю была 0,17, по относительному - 35,8%; для концентрации 0,2 мг/л - 37,9 и 56,7%. Та же закономерность сохраняется и на следующих временных интервалах. Личинки, находящиеся в концентрации 0,01 мг/л, на протяжении всего эксперимента росли несколько хуже контрольных (см. рис. 5). Таким образом, рост массы и выживаемость у

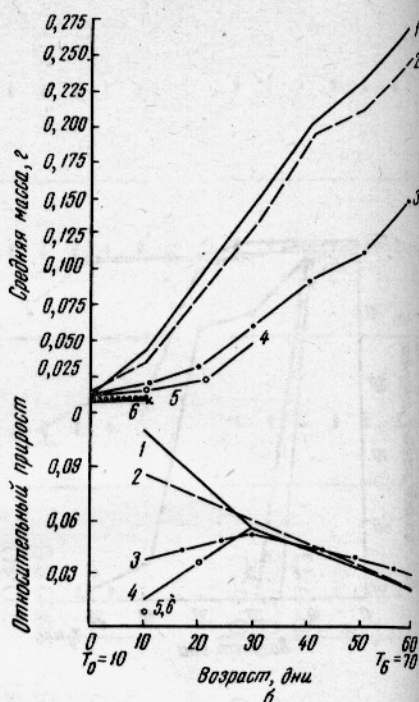
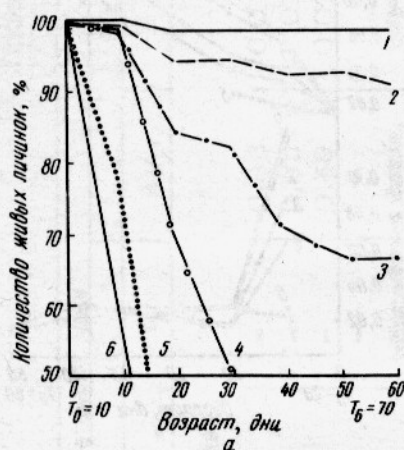


Рис. 6. Выживаемость (а) и показатели увеличения массы (б) 10-дневных личинок тляпии под действием разных концентраций меди (в мг/л):

1 — контроль; 2 — 0,01; 3 — 0,1; 4 — 0,2; 5 — 0,3; 6 — 0,4.

личинок этого возраста угнетаются медью значительно сильнее, чем у мальков.

В эксперименте с 10-дневными личинками сразу после их перехода на активное питание кривые выживаемости на графике (рис.6) еще больше отклоняются от контрольных, как во временном, так и в возрастном аспектах, указывая на сильное угнетение с первых дней опыта. В концентрациях от 0,4 до 0,2 мг/л летальный исход для половины особей наступает на 5-20 дней раньше, чем у 20-дневных личинок в тех же условиях. Значительнее, чем в контроле, отход личинок в концентрации 0,01 мг/л; к концу 60-го дня — 90%.

В первые 10 дней кривые роста и показатели относительного прироста (см. таблицу) говорят об очень сильном угнетении личинок во всех вариантах эксперимента по сравнению с контролем и данными предыдущих опытов. Разница в относительном приросте за это время в концентрациях 0,3 и 0,4 мг/л у 10 и 20-дневных личинок достигает 11, а концентрации 0,01 мг/л — 12%. За 30-дневный интервал относительные показатели роста в вариантах с концентрациями 0,1 и 0,2 мг/л увеличиваются, как было показано выше, из-за гибели мелких личинок; далее все показатели роста, в контроле и концентрации 0,01 мг/л сближаются. К концу эксперимента, на 60-е сутки, у личинок из низких концентраций темп роста снижается параллельно контролю.

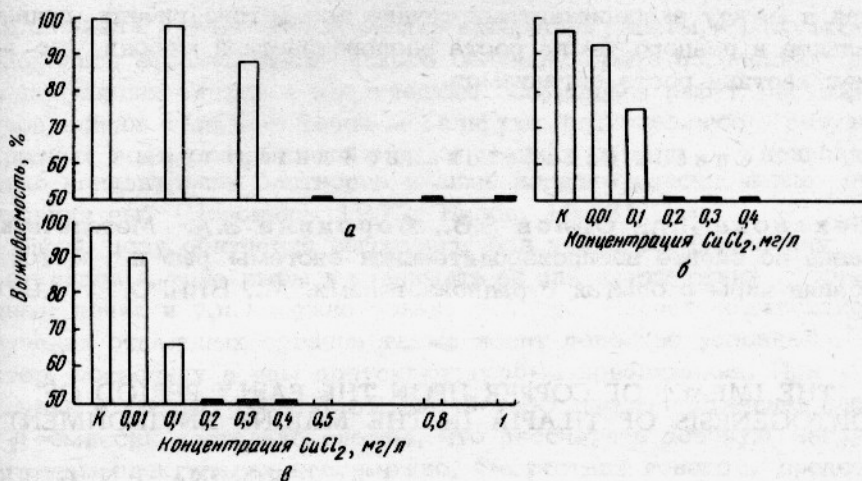


Рис. 7. Действие разных концентраций меди в течение 60 дней на выживаемость молоди тилляпии возрастом к началу опытов 50 (а); 20 (б); 30 (в) дней.

Из рис. 7, на котором представлены данные по выживаемости молоди тилляпии разного возраста под влиянием различных концентраций хлористой меди, видно, что максимально угнетены самые молодые личинки тилляпии, перешедшие на активное питание к началу эксперимента.

ВЫВОДЫ

1. Икра тилляпии в морской среде погибает на стадии органогенеза в концентрациях $CuCl_2$ от 2,5 до 1,5 мг/л. Содержание токсиканта в среде от 1,0 до 0,3 мг/л тормозит выклев и сильно снижает выживаемость свободных эмбрионов при переходе на активное питание. В концентрациях 0,1 и 0,01 мг/л отмечаются отклонения от контроля на стадии подвижного эмбриона. При этом учащается сердцебиение и гипертрофируются органы эмбрионального кровообращения.

2. Выживаемость и рост массы тилляпии находятся в прямой зависимости от концентрации токсиканта и возраста молоди. Максимальные из испытанных концентраций 2,5–0,2 мг/л резко нарушают нормальное течение физиологических, биохимических и морфологических процессов в организме, что, естественно, нарушает динамику роста и снижает жизнедеятельность в ранние периоды онтогенеза рыбы.

3. Эффект от небольших доз $CuCl_2$ 0,01–0,1 мг/л выражен на ранних этапах развития организмов по-разному. Мальки, взятые в эксперимент в возрасте 5 дней, наиболее выносливы и жизнестойки, а личинки в период перехода на активное питание – наиболее чувствительны к действию токсиканта.

4. Сравнивать показатели роста массы рыб разных вариантов

внутри и между экспериментами трудно вследствие гибели личинок и мальков и разного темпа роста разновозрастной молодежи, что искажает картину роста организмов.

Список использованной литературы

Шеханова И.А., Орлов Э.В., Воронина Э.А. Методические указания по оценке воспроизводительной системы рыб и методам инкубации икры в опытах с радиоизотопами. М., ВНИРО, 1976. 26 с.

THE IMPACT OF COPPER UPON THE EARLY PERIOD OF ONTOGENESIS OF TILAPIA IN THE MARINE ENVIRONMENT

E.A. VORONINA, I. N. GORKIN

SUMMARY

The impact of cuprous chloride on eggs, larvae and fry of *Tilapia mosambica* Peters in the sea water with salinity of 20‰ was investigated in the laboratory. The survival rate of embryos, number of larvae hatched, resorption rate of the yolk sack, palpitation rythm, weight growth rate and survival rate of larvae and fry were used as criteria in the tests involving 13 concentrations of the toxicant (2.5-0.01 mg/l).

The concentrations ranging from 2.5 to 1.5 mg/l of copper result in a high rate of mortality of eggs at the stage of organogenesis. The toxicant content of 1.0-0.3 mg/l retards hatching and affects greatly the survival rate of free embryos when they start feeding from the environment. The toxicant content of 0.1-0.01 mg/l increases pulpitation and causes hypertrophy of blood circulation organs in moving embryos.

The influence of the copper concentrations tested on the survival rate of larvae and fry from three age groups was ascertained with reference to the time of exposure and age of the young. The normal growth rates of larvae and fry were affected in relation to the concentrations of the toxicant. The growth rate tends of lowering in the young.

Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. IAEA, Tech. Rep. Ser., No. 172, Vienna, 1976, pp. 1-131.

УДК 597 — 15:539.16:597.58

ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗОВОЙ НАГРУЗКИ И ЭФФЕКТЫ ХРОНИЧЕСКОГО ОБЛУЧЕНИЯ ТИЛЯПИЙ В РАСТВОРАХ СТРОНЦИЯ-90

Э.В. Орлов, А.П. Панарин,
И.А. Шеханова

Современным уровням радиоактивного загрязнения водоемов соответствуют очень низкие дозы облучения гидробионтов и проследить вызываемые ими эффекты в экспериментальных и тем более естественных условиях за редким исключением не удается.

Для оценок такого рода особенно интересны работы, в которых исследовались эффекты хронического облучения ряда поколений рыб, т.е. популяции. Опыты с хроническим облучением рыб в растворах радионуклидов наиболее точно моделируют радиационную ситуацию природных водоемов. Однако в их описаниях обычно приводятся только концентрации растворов и лишь изредка рассчитанные дозы облучения рыб (Воронина, 1972; Нилов, 1973).

Общую дозу облучения вычисляют без учета распределения радионуклидов в теле рыбы и принимают ее для критических органов (гонад, почек и т.п.) можно только условно. Расчет интенсивности облучения отдельных органов также носит довольно условный характер, поскольку в нем допускают грубые приближения. При накоплении в костях рыбы $P=32$ или $Sr=90$ пространственная картина β -эмиссии настолько сложна, что рассчитать дозовую нагрузку на гонады практически невозможно. Отсутствие ясного представления о величинах доз, обусловивших наблюдаемые эффекты, ограничивает возможность интерпретации результатов.

В предлагаемом исследовании сделана попытка определить зависимость "доза-эффект" у рыб, содержащихся в растворах $Sr=90$, с помощью термомюлюминесцентных дозиметров. Вызванные облучением изменения в гонадах сопоставлены со степенью изменения у рыб других морфо-физиологических показателей.

В нескольких сериях опытов, проведенных в 1973-1976 гг., тилапий (*Tilapia mossambica* Peters) на разных стадиях онтогенеза содержали в растворах $Sr=90$, концентрацией от 5×10^{-10} до 5×10^{-6} Ки/л. Все варианты опытов дублировались. Рыб содержали при стабильной температуре 26°C непроточных аквариумах объемом 15 и 60 л при плотности посадки для неполовозрелых и размножающихся особей не более 2 и 0,2 экз/л соответственно.

Воду аэрировали и освещали губчатыми фильтрами, меняя ее по мере загрязнения не менее одного раза в неделю. Для осаждения взвеси и концентрирования органических остатков небольшую часть аквариума отделяли сетчатой перегородкой, которую использовали также при отлове рыб и для изоляции нерестящихся пар. Не участвующих в нерестах взрослых самцов содержали отдельно от самок.

Икру инкубировали в плавающих инкубаторах собственной конструкции. Методика инкубации икры и подращивания тилапий подробно описана Э.В. Орловым (1974, 1976). Чтобы уменьшить вероятность внесения с кормом возбудителей заболеваний, его подвергали кратковременной термообработке. При заболеваниях рыб, в основном, по-видимому, грибковой природы, воду в течение нескольких дней подсаживали до 5-8%.

Рыб массой более 2 г метили ярко-красным текстильным красителем. Каплю красителя наносили на обсушенный фильтровальной бумагой участок чешуйного покрова и под каплей слегка приподнимали иглой 4-5 чешуй, после чего прижимали их пальцем. Небольших рыб метили под биноклем. В подавляющем большинстве случаев метки хорошо сохранялись больше двух лет при увеличении массы рыбы в 5-10 раз.

Для определения содержания радионуклидов в растворах и подопытных рыбах пользовались общепринятыми методиками с неболь-

шими модификациями (Дементьев, 1967). Пробы воды брали через бумажный фильтр, чтобы очистить ее от высокоактивной органической взвеси. Пробы с большой общей активностью озоляли в муфеле при температуре 600°C, растворяли золу в 5%-ной соляной кислоте и выпаривали часть объема (0,3–0,5 мл) под ртутной лампой на алюминиевой подложке, покрытой битумным лаком. Мягкие ткани рыб (до 300 мг) озоляли на подложке, растворяли золу в капле воды и подсушивали. Костные элементы (до 10 мг) после озоления на помещенном в подложку покровном стекле растворяли в капле концентрированной кислоты, распределяли на площади 1 см² оплавленным концом Пастеровской пипетки и высушивали под лампой. Все препараты дублировали.

Активность препаратов измеряли на УМФ-1500 со стабилизатором напряжения, счетчиком СБТ-13 и пересчетным прибором ПС-20. Абсолютную активность препаратов рассчитывали с учетом всех необходимых поправок, определенных для конкретных условий измерения (Гусев, 1955; Прайс, 1960). Параллельно суммарной активности препарата определяли его активность по γ -90. Для этого использовали алюминиевый фильтр плотностью 0,167 г/см², который, по расчетам, поглощает β -излучение, β_r -90 практически полностью, а γ -90 - на 50%. Расчетные поправочные коэффициенты проверены по эталону. Максимальные отклонения величин активности дублированных препаратов от средних значений не превышали 20–25%.

Накопление радионуклидов в икре и рыбах определяли в зависимости от их концентрации и возраста рыб по суммарной или индивидуальной активности нескольких экземпляров, уменьшая количество рыб в пробе от личинок до взрослых с 10 до 3. Предназначенных для анализа рыб вскрывали и осторожно извлекали внутренности, стараясь не выдавливать содержимое желудочно-кишечного тракта. Кусочки мягких тканей, чешую, жесткие лучи спинного плавника и части других костей брали на радиометрию, а гонады созревающих и взрослых самцов - также для гистологической обработки и визуальной оценки их состояния. Полость тела рыбы отмывали проточной водой, от сбитой чешуи и возможного загрязнения содержимым кишечника, после чего в рыбе с пластилиновым фантомом внутренностей экспонировали дозиметры, располагая их в области гонад. Длительность экспозиции устанавливали ориентировочно (от 1 до 30 сут) в зависимости от уровня накопления радионуклидов и размера рыбы.

Параллельно облучали дозиметры на извлеченном желудочно-кишечном тракте. Часть дозиметров экспонировали в целых рыбах. Экранированные друг от друга препараты держали в холодильнике в охлажденном или замороженном виде. Характеристика дозиметров на основе порошка LiF и методика замеров доз у рыб описаны ранее (Шеханова, Пристер и др., 1976, статья Панарина в настоящем сборнике). Изготовленные из териленовой пленки трубчатые капсулы для порошка LiF имели сечение 1x1,5 мм, очень близкое к сечению семенников взрослых теляпий. В опытах с β -излучателями этот момент имеет важное значение для решения поставленной задачи.

Для статистической оценки сходства-различия ряда биологических показателей опытных и контрольных групп рыб пользовались критериями χ^2 и λ (Урбах, 1964).

Стерильность самцов - наиболее яркий из ранних эффектов облучения тилапий в растворах $Sr-90$ концентрацией около 10^{-6} Ки/л. По наблюдениям Э.В. Врониной (1974) у четырехмесячных самцов, выросших в растворах, к моменту созревания в гонадах почти не было половых клеток. Стерильность самцов тилапии в хронических опытах с растворами концентрацией $(3-5) \times 10^{-6}$ Ки/л неоднократно отмечалась и нами. При этом молодые самцы приобретали брачную окраску и проявляли типичное нерестовое поведение в присутствии готовых к нересту самок.

У выросших в растворах двухмесячных самцов, как и у контрольных, мы обнаружили в гонадах немногочисленные сперматогонии. Помешенные в раствор $Sr-90$ нормальные половозрелые самцы спустя месяц также мало отличались от контрольных: в семенниках имелись все типы половых клеток. Но через 2 мес в их гонадах, как правило, не оставалось других половых клеток, кроме зрелых спермиев (рис. 1а). У трех самцов, вскрытых на 80-й день, дегенерация незрелых половых клеток была полной; на давленных препаратах гонад были видны только многочисленные спермии, имевшие в воде нормальную подвижность.

Выросшие в растворах самки некоторое время нерестились с контрольными самцами и давали внешне полноценное потомство, но затем прекращали нереститься. Отмечены нересты облученных самок в возрасте 10 мес. Развитие стерильности у самок детально не прослежено.

По сравнению со стерильностью самцов другие физиологические изменения у облученных тилапий не приводили так быстро к полному прекращению их воспроизводства. Это дает основание в данном случае считать семенники критическим органом и по отношению к ним рассматривать процесс формирования дозовой нагрузки у тилапий. Оценить интенсивность облучения семенников в период возникновения стерильности проще на взрослых рыбах. Кроме того, относительно крупные рыбы пригодны для более детального радиометрического анализа.

Послупление и выведение $Sr-90$ и $Y-90$ у тилапий подчинено общим для рыб закономерностям, рассмотренным в обзорной статье Д.Г. Флейшмана (1971), но имеет и свою специфику, обусловленную особенностями содержания и питания тилапий в аквариумах. Постоянно присутствующие в непроточных аквариумах экскременты рыб, остатки корма, бактерии и микроскопические водоросли сорбируют значительную долю вносимых в воду радионуклидов. Количество живого и мертвого органического материала в аквариумах непостоянно, в результате меняется и концентрация растворенного $Sr-90$, которая может на $1/3$ отклоняться от расчетной, а концентрация $Y-90$ обычно составляет 10-40% от равновесной со стронцием. Склонность иттрия к образованию комплексов и сорбции на органическом материале решающим образом влияет на весь ход опытов.

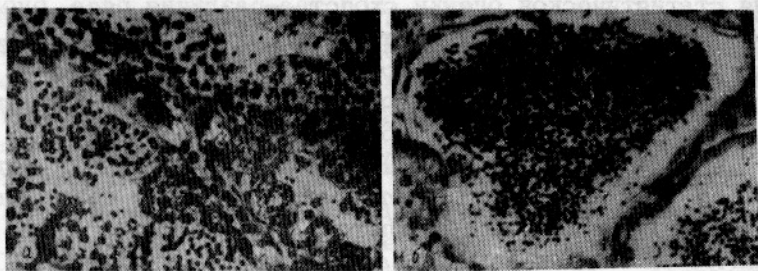


Рис. 1. Гистологические срезы семенников контрольных и облученных тилапий двухлетнего возраста:
а – контроль, видны половые клетки на разных стадиях развития; б – после 2 мес пребывания рыб в растворе $4 \cdot 10^{-6}$ Ки/л из половых клеток сохранились только зрелые спермии (Буэк, железный гематоксилин, Об 40 X ок. 10).

Большое количество $Y = 90$ попадает в желудочно-кишечный тракт тилапий с кормом и случайно проглоченными посторонними органическими частицами. Более того, благодаря устройству своего ротового аппарата тилапии могут отфильтровывать и поедать детритную взвесь, соскабливать тонкий бактериально-водорослевый налет с поверхности аквариумов и заглатывать с поверхности воды пленку пылеватых частиц. Все это ведет к интенсивному поступлению в желудочно-кишечный тракт рыб радионуклидов (главным образом $Y = 90$), которые облучают гонады.

Тонкие парные семенники тилапий вытянуты вдоль выпуклого верхнего свода брюшной полости примерно на $3/4$ его длины. Сверху они прилежат к плавательному пузырю, а снизу – к желудочно-кишечному тракту (рис. 2). При одноразовом кормлении взрослых рыб их желудок, быстро наполняясь пищей и сильно увеличиваясь, растягивается почти до задней стенки брюшной полости; масса его с содержимым составляет около 5% от массы рыбы. Постепенно, в течение нескольких часов, пища переходит в кишечник; размеры желудка уменьшаются и масса его снижается до 1,5%. Кишечник тилапии с 4-месячного возраста в пять раз превышает длину тела; масса его вместе с содержимым колеблется в пределах 4–8% от массы рыбы. Скорость продвижения пищи по кишечнику зависит от интенсивности питания рыб; после двухдневного перерыва в кормлении он все еще содержит значительное количество переваренной пищи.

Некоторое представление о роли желудка и кишечника в облучении семенников дает соотношение их удельной и суммарной активности. По данным 10 измерений соотношение радиоактивности желудка и кишечника с содержимым колеблется от 1:1,3 до 1:5, что зависит от загрязненности пищи радионуклидами и ее количества. В желудках сытых рыб корм загрязнен меньше; ненаевшиеся рыбы в поисках дополнительной пищи заглатывают много радиоактивно загрязненных органических частиц. Суммарные активности желудка

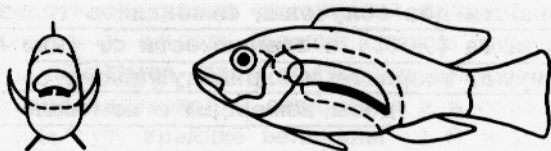


Рис. 2. Схема расположения у тилапии семенников и окружающей их области 90%-ного поглощения внешнего излучения γ -90. Прилежащие к плавательному пузырю семенники обозначены жирной линией, пунктиром вокруг них обведен слой ткани толщиной 5 мм.

и кишечника вскоре после кормления относятся как 1:2 - 1:6, а после опорожнения желудка их отношение падает до 1:50, так как небольшие количества загрязненной дополнительной пищи попадают в кишечник, не задерживаясь в пустом желудке.

Растянутый наполненный пищей желудок экранирует семенники от кишечника и некоторое время играет значительную роль в их облучении. Но этот период составляет меньше 1/3 суток, а семенники экранируются не полностью. Поэтому даже наибольшей суммарной активности желудка, очевидно, соответствует не более 20% дозы, создаваемой кишечником. Удельная активность содержимого кишечника в направлении от желудка сначала возрастает, но в самом заднем отделе снижается; отношение минимальной и максимальной величин (данные по трем рыбам) составляют 1:3.

По результатам многих измерений у тилапий содержание $Sr-90$ в желудочно-кишечном тракте, наполненном пищей, как правило, не превышает нескольких процентов от количества $\gamma-90$. Напомним, что $Sr-90$ и дочерний продукт его распада $\gamma-90$ очень неравноценные β -излучатели. Для β -частиц $Sr-90$, имеющих максимальную энергию 0,535 Мэв, толщина слоев ткани половинного и полного поглощения и 90%-ного самопоглощения соответственно 0,2, 2,0 и 3,0 мм (при условной плотности ткани 1 г/см³). Тем же относительным показателем для β -частиц $\gamma-90$ с энергией 2,26 Мэв соответствуют слои ткани в 1; 7; 10 и 20 мм. В брюшной полости исследованных рыб желудочно-кишечный тракт подобен эллипсоиду с меньшим диаметром 10-20 мм, поэтому в его объеме почти полностью поглощается и без того небольшая доля β -частиц $Sr-90$.

Таким образом, семенники тилапий облучаются от желудочно-кишечного тракта почти исключительно за счет $\gamma-90$, сорбированного на поедаемом рыбой органическом материале. Незначительный вклад в дозу (в пределах ошибки измерений) дает $\gamma-90$, образующийся при распаде $Sr-90$, поступающего в желудочно-кишечный тракт с пищей, с водой и инкорпорированного в его тканях.

Из данных, приведенных в таблице, видно, насколько может ме-

Изменение мощности доз облучения семенников тилапий от желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) в зависимости от типа корма, загрязненности аквариума, возраста и индивидуального состояния рыб
(дозы измерены с помощью ТЛД)

рыбы, г	Масса		Суммарная активность ЖКТ, $n \times 10^6$ распадов в минуту	Мощность дозы, рад/сут	Условия опыта
	г	%			

Рыбы старше 2 лет. Концентрация раствора 4×10^{-6} Ки/л

24	-	-	-	1,9	Дозиметры на кишечнике
23	-	-	-	4,0	Умеренно загрязненный аквариум
55	-	-	-	4,2	Корм - личинки хирономид
29	-	-	-	8,5	Дозиметры в целых рыбах
39	-	-	-	23,0	Рыбы из контроля накормлены в очень грязном аквариуме, отсажены обратно в контроль и забиты через 6 ч
29	-	-	-	5,2	Корм - личинки хирономид
25	-	-	-	5,3	
35	-	-	-	15,2	
39	-	-	-	30,0	
33	-	-	-	63,0	Корм - крилевая мука
20*	-	-	-	13,0	

Рыбы моложе 1,5 лет. Концентрация раствора 3×10^{-6} Ки/л

19	0,90	5,0	3,6	29,0	Дозиметры на кишечнике
16	0,90	6,0	4,7	30,0	Умеренно загрязненный аквариум. Корм - личинки хирономид
11	0,94	9,0	8,0	52,0	
21	1,10	5,4	4,9	56,0	

Желудок

17	0,65	4,0	0,35	2,9	Чистый аквариум Корм - личинки хирономид
----	------	-----	------	-----	---

Кишечник

-	0,83	5,0	0,5	6,3	
18	0,80	4,5	1,0	7,5	
19	1,43	7,4	3,9	13,4	

* Забита через сутки.

яться интенсивность облучения семенников тилапий в зависимости от условий опыта. У самцов тилапии старше двух лет, питавшихся личинками хирономид, дозы облучения семенников не зависят явно от степени загрязнения аквариума и в основном лежат в пределах 4–15 рад/сут; крайние величины (1,9 и 23 рад/сут), очевидно, отражают наиболее и наименее активное поведение рыб в поиске дополнительной пищи. У таких же рыб, вынужденно съевших вместе с распыленным кормом массу радиоактивной грязи, дозы резко возросли – 30–60 рад/сут.

Более молодые самцы чаще соскабливают с поверхности аквариумов обрастания и, вероятно, поэтому лучевая нагрузка на их гонады также оказывается очень высокой. В чистом аквариуме величины доз – 2,9–13,4 рад/сут сходны с дозами у старших рыб, на которых выполнены гистологические исследования. Ввиду ограниченности и большой вариабельности данных нельзя с уверенностью оперировать средней величиной дозы, рассчитанной для первых 8 рыб – $8,4 \pm 2,3$ рад/сут. Но, по-видимому, без большой погрешности можно принять, что в рассмотренных условиях мощность дозы облучения семенников тилапий от желудочно-кишечного тракта – порядка 10 рад/сут.

Радионуклиды, накапливающиеся в теле рыбы, облучают семенники со значительно меньшей интенсивностью.

Чтобы определить относительный вклад в дозу отдельных источников облучения, нет необходимости детально анализировать ход накопления ^{90}Sr тилапиями – важны самые общие закономерности. В природных водоемах накопление стронция в костной ткани рыб тесно коррелирует с содержанием в воде кальция (Флейшман, 1971). Концентрации в воде кальция 40 мг/л в наших опытах должен соответствовать коэффициент накопления ^{90}Sr в костях тилапий не более 400, между тем он превысил 1000. Это находит объяснение, если признать, что ^{90}Sr поступает в рыб главным образом с пищей. Описанные выше особенности питания тилапий в аквариумах приводят к тому, что отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в их пище значительно больше, чем, например, у плотвы из естественного водоема при той же концентрации Ca в воде.

У тилапий, выросших в растворах, содержание ^{90}Sr в плотных костных образованиях примерно одинаково – в пределах $\pm 30\%$ от средней величины; различия между рыбами, отличающимися по массе даже в несколько раз, также невелики.

Соотношение удельной активности тушки без головы, головы (отделенной по линии жаберных крышек) и костей – 0,7:1:(11–15); близкий к предельному уровень накопления отмечен уже у трехмесячных рыб.

У посаженных из контроля в раствор взрослых рыб в чешуе, неплотных костях и растущих участках одной и той же кости ^{90}Sr накапливался быстрее, чем в плотных и толстых костных элементах; показатели накопления у рыб значительно варьировали. Наибольший коэффициент накопления ^{90}Sr в чешуе (по пяти рыбам) через 2 мес составил около 200, причем около 100 – через 10 дней от начала наблюдений. Максимальное накопление ^{90}Sr в

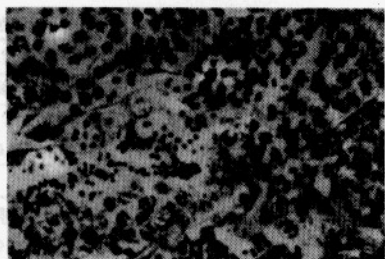


Рис. 3. Гистологический срез семенника тилании, более двух лет облучавшийся дозами 0,5–2 рад/сут.

Видны все типы половых клеток (Буэн, железный гематоксилин. Об. 40хок. 10).

мягких тканях наблюдалось уже на пятый день (первый анализ), но по отношению к костям в мышцах составляло тысячные доли, а в желудочно–кишечном тракте, гонадах, почках и соединительной ткани – сотые. Несколько больше удельная активность печени, в которой накапливается ^{90}Sr , тогда как ^{90}Sr выводится с желчью; относительно много ^{90}Sr накапливается также в яичниках половозрелых самок.

У тиланий, выросших в растворах, предельные суточные дозы облучения семенников от костей не превышали 5 рад (по шести рыбам). У четырех самцов, находившихся в растворе 2 мес, они составляли около 1 рад, что не превышает 10% мощности дозы от содержимого желудочно–кишечного тракта, к тому же эта доза формируется к концу опыта. Дозой от мягких тканей, учитывая их малую активность, вообще можно пренебречь, что следует из более детальных измерений, сделанных А.П. Панариным (см. статью в данном сборнике). На рис. 2 пунктиром вокруг гонад взрослой тилании обведен слой толщиной 5 мм – область 90%-ного поглощения внешнего излучения иттрия; из этой схемы ясно, что основной вклад в облучение гонад вносят элементы осевого скелета, прилежащие к плавательному пузырю. У рыбы массой 20 г отмеченная область содержит 25% всей накопленной активности. При облучении самцов тилании более двух лет в растворах меньшей активности с общей мощностью дозы 0,5–2 рад/сут в их гонадах резких нарушений не обнаружено (рис. 3), но иногда встречались необычно крупные половые клетки. Сравнение воспроизводительной функции этих самцов с контрольными различий между ними не выявило ввиду большой вариабельности результатов в 50 нерестах каждой группы.

Менее выражен по сравнению со стерильностью самцов другой эффект хронического облучения тиланий в растворах ^{90}Sr активностью $(3-5) \times 10^{-6}$ Ки/л – снижение их устойчивости к заболеваниям, которые при отсутствии профилактических и лечебных мер могут приводить к массовой гибели рыб (Шеханова, Воронина и др., 1975). Облученные рыбы в возрасте старше одного года эпизодически гибнут без признаков заразных заболеваний, так как прекращают питаться, что, вероятно, связано с поражением пищеварительной системы. При облучении в указанном выше диапазоне меньших доз рыбы и через два года не отличались от контрольных по восприимчивости к заболеваниям и выживаемости.

Влияния радиации на скорость роста рыб, отмеченного некоторыми исследователями (Лебедева, 1968; Воронина, 1974), нам наблюдать не удалось: в растворах всех использованных концентраций показатели роста тилапий (до 3 мес) находились в границах величин, полученных в повторностях контроля.

Таким образом, мы убедились, что данных о накоплении может оказаться совершенно недостаточно для оценки дозы облучения рыб в растворах β -излучателей. Применение ТЛД в подобных опытах, безусловно, позволяет получать более реальные величины доз и правильное устанавливать связь эффектов облучения с дозой нагрузки. Но необходимая точность недостижима без массовых замеров, учитывающих различное состояние рыб.

ВЫВОДЫ

1. Полная дегенерация незрелых половых клеток у самцов - наиболее ранний и яркий эффект облучения тилапий в растворах Sr-90 концентрацией $(3-5) \times 10^{-6}$ Ки/л. Поскольку это ведет к полному прекращению воспроизводства рыб, семенники следует считать критическим органом и по отношению к ним рассматривать формирование дозовой нагрузки.

2. Вносимые в аквариумы радионуклиды в значительной степени сорбируются на органических остатках и обрастаниях (Y-90 - до 90%), вместе с которыми попадают в желудочно-кишечный тракт рыб и облучают гонады.

3. Семенники облучаются в основном присутствующим в содержимом кишечника Y-90 . По результатам замеров с помощью ТЛД на основе LiF - порошка мощность дозы составляет около 10 рад/сут.

4. Коэффициент накопления Sr-90 в костях взрослых самцов за 2 мес составил 200, т.е. не более $1/5$ предельной величины, которая отмечена уже у 3-месячных тилапий, выросших в растворе. Доза облучения семенников от костей создается в основном элементами осевого скелета, прилежащими к плавательному пузырю, и составляет по данным замеров около 1 рад/сут. Она не превышает 10% дозы, создаваемой желудочно-кишечным трактом и формируется к концу опыта. Таким образом, дозы, рассчитанные по накоплению радионуклидов, в данном случае дали бы совершенно неверную картину облучения семенников.

5. Облучение тилапий в течение 2,5 лет мощностью 0,5-2 рад/сут не вызывает резких нарушений в гистологии семенников; на срезах изредка встречаются необычно крупные половые клетки. Функциональная оценка не выявила достоверного отличия воспроизводительной системы облученных самцов от контрольных ввиду большой вариабельности результатов 50-ти нерестов каждой группы.

6. По сравнению со стерильностью менее выраженным эффектом радиации является снижение устойчивости тилапий к заболеваниям, которые при отсутствии лечебных мер могут вызвать массовую гибель рыб. Среди годовалых рыб в растворе концентрацией $(3-5) \times 10^{-6}$ Ки/л отмечена эпизодическая гибель, которой предшеству-

ет полное прекращение питания, что, по-видимому, связано с поражением пищеварительной системы.

7. Влияния радиации на скорость роста неполовозрелых рыб не наблюдалось.

Список использованной литературы

Воронина Э.В. Динамика весового и линейного роста *Tilapia mossambica* Peters, выращенных в замкнутых аквариумах с различным содержанием Sr-90. - Труды ВНИРО, 1972, т. 85, с. 31-35.

Воронина Э.В. Влияние инкорпорированного радиостронция на половые железы самцов тилапии. - "Труды ВНИРО", 1974, т. 100, с. 84-93.

Гусев Н.Г. Абсолютная радиометрия радиоактивных изотопов. - "Труды по применению радиоактивных изотопов в медицине и биологии", изд. 2-е, 1955, с.

Дементьев В.А. Измерение малых активностей радиоактивных препаратов. М., Атомиздат, 1967. 140 с.

Действие ионизирующих излучений на рыб. Инф. бюл. науч. совета по проблемам радиобиологии АН СССР, 1975, № 18, с. 66-71. Авт.: И.А. Шеханова, Э.В. Воронина, Э.В. Орлов, С.П. Пешков.

Лебедева Г.Д. Влияние стабильного и радиоактивного стронция на пресноводные организмы. - "Гидробиологический журнал", 1968, т. 4, вып. 4, с. 3-10.

Методические указания по использованию дозиметрии в радиобиологических исследованиях. М., Изд-во ВНИРО, 1976. 12 с. Авт.: И.А. Шеханова, Б.С. Пристер, Г.Г. Рябов, Г.П. Шейн, С.П. Пешков.

Нилов В.И. Влияние стронция-90 - иттрия-90 на эмбриональное и постэмбриональное развитие белого амура. - В кн.: Экология гидробионтов водоемов Казахстана, Алма-Ата, 1973, с. 117-136.

Орлов Э.В. Эколого-физиологический аспект в опытах с хроническим облучением тилапий малыми дозами в растворах Sr-90. - "Труды ВНИРО", 1974, т. 100, с. 116-127.

Орлов Э.В. К методике инкубации икры рыб в опытах с радиоизотопами. - "Методические указания по оценке воспроизводительной системы рыб и методам инкубации икры в опытах с радиоизотопами". М., Изд-во ВНИРО, 1976, с. 4-13.

Панарин А.П. С перспективности использования термолюминесцентных дозиметров в гидробиологических исследованиях. Статья опубликована в данном сборнике.

Прайс В. Регистрация ядерного излучения. М., "Иностранная литература", 1960, 464 с.

Урбах В.Ю. Биометрические методы. М., "Наука", 1964. 415 с.

Флейшман Д.Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами. - В кн.: Современные проблемы радиобиологии, т. 11, "Радиоэкология", М., 1971, с. 395-420.

BODY BURDEN AND IMPACT OF CHRONICAL RADIATION OF TILAPIA IN SOLUTIONS OF STRONTIUM-90

E. V. ORLOV, A. P. PANARIN, I. A. SHEKHANOVA

SUMMARY

Complete degeneration of immature sexual cells in males of Tilapia reared in water contaminated with Sr^{90} over the concentration range $(3-5) \times 10^{-6}$ Ci/liter was observed after two months. The testicles of males were radiated mainly with Sr^{90} which got into the alimentary canal together with food. The doses measured in adult males by the TLD's using LiF powder ranged from 1 to 23 rads per day (10 rads per day, on the average). The dispersion of food and general pollution of the aquarium increased the daily dose to 30-60 rads. Sr^{90} accumulated in bones induced radiation of the testicles from elements of the skeleton adjacent to the swimming bladder. By the end of the second month the dose did not exceed 10% of that which had been produced by the intestine content on the first days of the experiment. A postevent effect was found to be manifested as a lower resistance of Tilapia to diseases, which may cause heavy mortality of fish under certain circumstances. Some yearlings of Tilapia reared in the solution also died. It seems that the specimens ceased feeding because of radiation damage of the alimentary canal. In two-year-olds radiated at 0.5-2 rads per day only insignificant histological changes were found as compared to the control. No radiation impact on the growth rate of immature fish is found.

УДК 597.554.31+597-15:539.16

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ХРОНИЧЕСКИ ОБЛУЧАЕМОЙ ПОПУЛЯЦИИ СИБИРСКОЙ ПЛОТВЫ

И.А. Шеханова, С.П. Пешков
С.П. Мунтян, В.Я. Ермохин

Исследованная популяция сибирской плотвы (*Rutilus rutilus lacustris* Pall) длительное время обитала в водоеме, искусственно загрязненном смесью $\text{Sr}-90$ и $\text{Cs}-137$ в количестве $1,6 \cdot 10^{-7}$ и $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л соответственно. Суммарная β, γ -активность воды была $2,14 \cdot 10^{-7}$ Ки/л. Плотва выбрана объектом исследования потому, что она широко распространена в водоемах различного типа и ее биология изучена довольно хорошо, что дало возможность сопоставить материалы, полученные на экспериментальном водоеме, с соответствующими показателями рыб, обитающих в обычных природных условиях.

Кроме того, сравнивали биологические показатели изученной популяции сибирской плотвы и обитающей в водоеме, который был выбран в качестве контрольного. Оба водоема расположены в одной климатической зоне, и их гидрохимический режим близок; они мо-

гут быть отнесены к кальциево-магниевым, вода в них жесткая Ca^{2+} - 200-220, Mg^{2+} - 70-75, K^+ - 20 Mg^{2+} - 15-16 мг/л. Ихтиофауна в обоих водоемах представлена сибирской плотвой, окунем (*Perca fluviatilis* L.), щукой (*Esox lucius* L.), язем *Leuciscus idus* L.). С момента загрязнения экспериментального водоема промысла на нем не было, поэтому численность популяции плотвы регулировалась естественными факторами.

Дозы облучения плотвы на разных стадиях онтогенеза. Вследствие высокого содержания в воде ионов калия и кальция - аналогов цезия и стронция - интенсивность накопления радионуклидов в плотве была невысокой. Коэффициент накопления в развивающихся эмбрионах не превышал 1. У мальков, перешедших на активное питание внешней пищей, коэффициенты накопления Sr-90 и Cs-137 в среднем на весь организм увеличились до 40-50. Среднетканевое содержание радионуклидов в организме взрослых особей было примерно таким же. Детальным анализом концентрации радионуклидов в отдельных органах и тканях половозрелых рыб было установлено, что в костной ткани коэффициент накопления достигал 120-190, в мягкой - 1,5-3,5 (табл. 1), в жаберных лепестках и содержимое кишечника - занимал среднее положение между этими величинами.

Расчеты мощности поглощенной дозы от радионуклидов, инкорпорированных в данном органе или ткани показали, что эмбрионы получали $2 \cdot 10^{-3}$, мальки - $(4-5) 10^{-2}$ рад/сут. Мощность облучения радионуклидами, инкорпорированными в почках, гонадах, печени, селезенке, составляла около 0,01 рад/сут, в костных тканях - приближалась к 1 рад/сут. В расчетах не учтено возможное облучение внутренних органов радионуклидами, накопленными в близлежащих тканях. Измерениями термолюминесцентными дозиметрами, которые помещали в различные участки тела плотвы (Методические указания, 1976), было установлено, что мощность поглощенной тканевой дозы превышает расчетную величину примерно в 20 раз (см. табл. 1). Следовательно, истинная мощность дозы облучения почек, гонад, печени плотвы за счет инкорпорированных радионуклидов составляла около 0,2 рад/сут.

Помимо дозы облучения, которую получили органы и ткани от инкорпорированных радионуклидов, рыбы облучались за счет элементов, содержащихся в воде, донных отложениях, накопленных растениями. Концентрация Cs-137 в иловых частицах и подводной растительности определила величину дозового поля в отдельных участках экспериментального водоема (табл. 2). Учитывая вклад радионуклидов, содержащихся в водоеме, в общую дозу облучения рыб, можно заключить, что на всех стадиях онтогенеза плотва от внутренних и внешних источников облучалась дозой не ниже 0,5 рад/сут, причем основная часть дозы формировалась за счет энергии распада Cs-137 .

Суммарная поглощенная доза в период эмбрионального развития, который длился 6-8 сут, для зародышей была 4-5 рад. В первый год жизни мальки были облучены дозой 180-200 рад. Величина поглощенной дозы для взрослых рыб была пропорциональна их воз-

Таблица 1

Коэффициенты накопления (КН) и мощность поглощенной тканевой дозы плотвы от инкорпорированных радионуклидов

Исследованные органы, ткани	Содержание радионуклидов		Кн	Мощность, рад/сут			замеренная ТЛД
	расп./мин/г	Ки/кг		расчетная			
				$\dot{S}_r - 90$	$\dot{Y} - 90$	$\dot{S}_r - 90 + \dot{Y} - 90$	
Осевой скелет	88 400	$4,0 \times 10^{-5}$	190	0,184	0,768	0,952	-
Черепная коробка	78 600	$3,5 \times 10^{-5}$	166	0,161	0,672	0,833	-
Покровные кости	56 200	$2,5 \times 10^{-5}$	120	0,225	0,480	0,705	-
Чешуя	75 600	$3,4 \times 10^{-5}$	162	0,156	0,653	0,809	-
Мышцы	960	$4,3 \times 10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010	$0,19 \pm 0,09$
Гонады	820	$3,7 \times 10^{-7}$	1,5	0,002	0,008	0,010	$0,24 \pm 0,12$
Печень	920	$4,1 \times 10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010	$0,19 \pm 0,09$
Почки	1080	$4,8 \times 10^{-7}$	2,3	0,002	0,008	0,010	$0,24 \pm 0,12$
Кишечник	1500	$6,7 \times 10^{-7}$	3,2	0,003	0,012	0,015	$0,19 \pm 0,09$
Содержимое кишечника	10 500	$4,7 \times 10^{-6}$	22,4	0,020	0,090	0,110	-
Жаберные лепестки	21 500	$9,6 \times 10^{-6}$	41	0,044	0,184	0,228	-
Плавательный пузырь	940	$4,2 \times 10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010	-
Селезенка	1050	$4,7 \times 10^{-7}$	2	0,002	0,008	0,010	-

Характеристика дозового поля в экспериментальном водоеме
(в рад/сут)

Расположение дозиметров	Участок			Средняя мощность дозы
	с песчаным грунтом	с илистым грунтом	с подводной растительностью	
Над водой	0,04	0,04	0,05	0,04
Поверхность воды	0,32	0,79	0,35	0,49
На дне	0,67	0,93	0,83	0,81
На расстоянии от дна, см				
0,5	0,90	0,90	1,05	0,95
1,0	0,59	0,90	0,82	0,77
2,0	0,69	0,69	0,63	0,67
5,0	0,46	0,79	0,54	0,60
10,0	0,35	0,67	0,41	0,48
Толща воды	0,35	0,67	0,41	0,48

расту. Ко времени полового созревания, который у исследованной популяции плотвы наступал на третьем году, гонады облучались дозой 550-600рад.

Нерест и эмбриогенез. В результате наблюдений с 1971-1976 гг. было отмечено более позднее начало нереста в экспериментальном водоеме всех обитавших там рыб, в том числе плотвы. В 1971 г. плотва нерестилась 17-18 июня при температуре 22-23°C, в последующие годы - от последних чисел мая до первых чисел июня при температуре воды 18°C. Столь высокие температуры и поздний нерест не отмечены в других водоемах Ланге, 1960; Спановская и др., 1963; Туранова, 1969). На контрольном водоеме в исследованный период нерест плотвы начинался на 8-15 дней раньше, чем в экспериментальном, и проходил при более низкой температуре. Разница в температуре составляла 4-7°C (рис. 1).

Плотва нерестилась в светлое время суток в прибрежных частях водоема на мелководье у края зарослей тростника, в скоплениях роголистника, урути, рдеста, нитчатых водорослей. Часть самок откладывала икру на каменистые россыпи и небольшие валуны у уреза воды, что было описано и ранее (Боган, 1959; Белый, 1964).

Задолго до нереста, еще при температуре 9-11°C, на протяжении мая, а в 1971 г. и в первой половине июня в уловах встречались текущие самцы плотвы. Брачный наряд у них был выражен только в 1971 г., а в другие годы - практически отсутствовал, возможно, так же как и задержки подхода на нерест самок, вследствие угнетения гонадотропной функции гипофиза в результате хро-

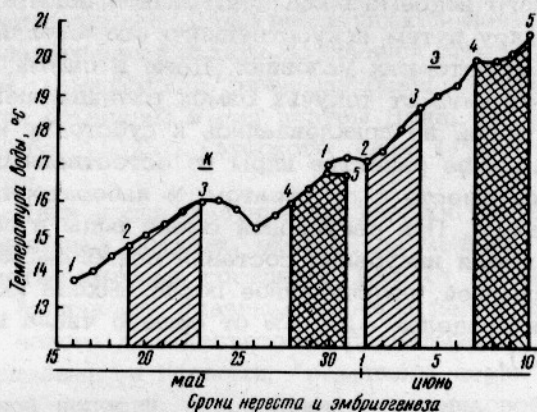


Рис. 1. Зависимость сроков нереста и инкубации икры плотвы от температуры воды в экспериментальном и контрольном водоемах:

К — контроль; Э — эксперимент; 1—5 — начало и конец нереста; 2—3 — активный нерест; 4—5 — выклев личинок.

нического облучения с мощностью дозы около 0,5 рад/сут. Кроме того, облученные железы менее чувствительны к восприятию гормонов, чем интактные; в результате для их нормальной функции требуется повышенная доза гормонов. Подобное явление мы наблюдали в экспериментах с вьюном (Шежанова, Печкуренок, 1969).

В кладках на растениях в течение всего периода наблюдений процент оплодотворения икры был высоким (66–94%). Вследствие более высокой температуры воды на нерестилищах экспериментального водоема эмбриогенез плотвы протекал быстрее, чем в обычных условиях, и эмбрионы из оболочки выклевались на 4–5 дней раньше, чем в контрольном (см. рис. 1). Величину отхода за период эмбрионального развития было трудно учесть, так как оболочки мертвых икринок, видимо, теряли клейкость и отпадали от нерестового субстрата. Так, в середине эмбриогенеза количество мертвых икринок в пробах, взятых из водоема, составляло 30–35% от числа просмотренных, а к концу эмбриогенеза перед выклевом оно уменьшалось до 17–20%.

Из общей массы выклюнувшихся личинок около 50% имели морфологические аномалии: искривление позвоночника, деформацию головного отдела, неправильную форму желточного мешка, водянку перикарда и брюшной полости. Аналогичные изменения имеют обычно свободные эмбрионы, развивающиеся в естественных незагрязненных радионуклидами водоемах при действии на икру неблагоприятных температур, pH, солености, газового режима и других факторов (Крыжановский и др., 1953; Белый, 1967; Гулидов, 1969 а, б; Мунтян, 1970; Суханова, 1972).

Для более подробного исследования эмбриогенеза плотвы из

экспериментального водоема была предпринята попытка получить развивающуюся икру путем искусственного осеменения и проинкубировать ее в лабораторных условиях. Даже в самый разгар нереста не удалось получить от текущих самок развивающейся икры: икринки слабо набухали, не приклеивались к субстрату и вскоре погибали. Эмбриональное развитие икры из естественных кладок, взятых с нерестилищ вместе с субстратом, в лабораторных условиях протекало нормально. При регулярной смене воды и постоянной аэрации отход за время инкубации составил всего 4-5%. Количество нормальных зародышей, подсчитанное после выхода их из оболочек, колебалось в пределах 82-86% от общего числа взятых в опыт икринок (табл. 3).

Таблица 3

Результаты инкубации икры плотвы, собранной с нерестилищ
экспериментального водоема

Дата сбора икры	Количество оплодотво- ренной ик- ры, %	Число ик- ринок в опыте	Вылупилось зароды- шей, %		Погибло в течение инкубации %
			нормальных	уродливых	
18/У1.1972г.	80,0	400	82	13	5
1-6/У1.1972г.	94,4	300	86	10	4

Икру инкубировали при колебаниях температуры в пределах 18-21°C. Вылупление зародышей началось на четвертые сутки инкубации и продолжалось около трех суток; массовое вылупление произошло на шестые сутки после начала инкубации. Нормальные зародыши плотвы были рассмотрены через сутки после массового вылупления.

Вследствие неравномерности развития отдельных икринок зародыши находились на разных стадиях развития.

Кровеносная система представлена мощным сердцем с хорошо развитым венозным синусом, мандибулярной и гиоидной дугами аорты, четырьмя жаберными дугами, спинной аортой, хвостовой артерией, широкой хвостовой веной, занимающей нижнее положение, задней кардинальной веной, передними кардинальными венами, мощными кювьеровыми протоками в покровах желточного мешка, сегментальными сосудами, выходящими в спинную часть плавниковой складки на всем протяжении тела - от головы почти до конца хвоста. Эритроциты красные. Ряд меланофоров тянется вдоль верхних концов миотомов, ряд - вдоль средней линии боковой поверхности тела, ряд - вдоль нижней поверхности тела. Несколько меланофоров имелось на желтке и несколько на голове.

Кишечник наполнен желто-зеленым содержимым, перестальтирует. Очень узкие кювьеровы протоки, размещены в самой средней части желточного мешка. Четыре ряда меланофоров расположены с каждой стороны тела; верхний спинной ряд, переходящий в верхнеголовной; ряд вдоль средней линии тела; нижнехвостовой ряд, перехо-

дящий в нижнетуловищный; и ряд вдоль нижней поверхности желточного мешка. Плавательный пузырь со спинной стороны как бы прикрыт мощным шитом меланофоров. Зародыши очень подвижны. Описанные стадии развития отмечены и для плотвы Дона, Рыбинского водохранилища (Ланге, 1960), Глубокого озера (Гулидов, 1970) и других водоемов.

Через пять дней после вылупления личинки плотвы плавали стайками в инкубационных сосудах, охотясь на мелких беспозвоночных. Уроды, количество которых составило 1,3% от числа развивающихся эмбрионов, отличались главным образом неправильной формой тела (изгибы, изломы), недостаточно развитыми головными или хвостовыми отделами и глазами, "водянкой" перикардиальной полости и брюшной полости, искривлением плавниковой складки. У многих из этих зародышей была сформирована система кровообращения.

Опыты по инкубации икры плотвы из водоема с повышенным содержанием радионуклидов и выдерживанием предличинок до полного рассасывания желтка показали достаточно высокую жизнестойкость эмбрионов, полученных от производителей, длительное время обитавших в экспериментальном водоеме. Аномалии при развитии зародышей, во всяком случае внешнее их проявление, было таким же, как и при действии на икру неблагоприятных температур, pH, солености, газового режима и других факторов.

По реакции на повышенную температуру среды мальки из экспериментального водоема не отличались от интактных: для тех и других летальная температура была $34,1^{\circ}\text{C}$ при колебаниях в пределах $32,7-35,5^{\circ}\text{C}$.

Темп роста. В первый месяц после перехода личинок плотвы на активное питание средняя скорость линейного прироста за сутки была 0,27 мм, весового — 0,7 мг. Наиболее активный рост отмечен в июле, когда линейный прирост увеличился до 0,7 мм, а весовой — до 21,3 мг/сут. В августе темп роста молодежи снизился, в результате ежесуточный прирост составил 0,43 мм и 14 мг. Осенью рост молодежи практически прекратился; к этому времени средняя длина мальков достигла 45 мм, масса — около 1 г. В сентябре длина мальков варьировала от 34 до 66 мм, а масса от 285 до 2320 мг, что наблюдалось и для мальков в контрольном водоеме (рис. 2). Скорость ежесуточного прироста молодежи плотвы исследованных популяций и обычной (Григораш, 1966) близка. Следовательно, в первый год жизни условия нагула в экспериментальном водоеме были вполне благоприятны.

Средняя длина перезимовавших годовиков к августу составляла 82 мм, масса — 4,3 г (с колебаниями от 68 до 94 мм и от 3,0 до 8,6 г). Темп роста половозрелой плотвы был таким же, как у рыб из контрольного озера, но ниже, чем у плотвы сибирской популяции, обитающих в других водоемах (рис. 3а). В экспериментальном водоеме самки и самцы плотвы интенсивно росли до шестилетнего возраста, после чего темп роста замедлялся и до конца жизни длина их оставалась практически постоянной. Линейные размеры одних и тех же возрастных групп сильно различались по го-

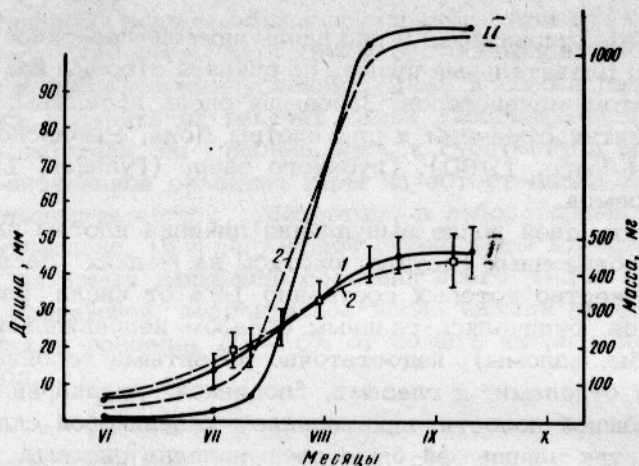


Рис. 2. Линейный (I) и весовой (II) рост мальков плотвы: 1 — эксперимент; 2 — контроль

дам. Так, длина самок одного поколения в возрасте четырех лет достигла 159, у другого более старшего поколения — 104 мм. Средняя длина четырехлетних самок была 116 — 123 мм; самцы всех возрастных групп росли медленнее.

Коэффициент упитанности, по Кларк, в июне у годовиков составлял в среднем 1,54 (от 1,52 до 1,59). Упитанность половозрелых самцов и самок в июне сразу после нереста была невысокой (1,40–1,45), в октябре — несколько повысилась (1,60–1,65), но все же была значительно ниже, чем у обыкновенной плотвы, например из Можайского водохранилища (Лягина, 1976). Это можно объяснить плохой обеспеченностью пищей взрослых особей и высокой степенью минерализации воды. Сходство в темпе роста плотвы в двух исследованных водоемах свидетельствует о том, что повышенный уровень радиации не повлиял на эти показатели.

Структура нерестовой популяции. Показателями структуры нерестовой популяции плотвы служили размерный, возрастной состав, соотношение полов. В экспериментальном водоеме на нерестилищах присутствовали особи длиной от 70 до 170 мм. Одновременно с половозрелыми производителями, участвовавшими в нересте, в уловах встречались самцы и самки с гонадами на II–III стадиях зрелости; в некоторые годы прилов их достигал 60%. Соотношение самок и самцов в нерестовом стаде колебалось по годам, но всегда на нерестилищах самок было на 10–15% больше. Самцы со зрелыми половыми продуктами появлялись на нерестилищах раньше и находились на них дольше, чем самки.

Средний размер нерестившихся самок в различные годы наблюдений изменялся в пределах 120–170 мм, модальную группу представляли особи длиной 145 мм. Половозрелые самцы были мельче самок, размеренный ряд их более широк, однако длина основной массы нерестившихся самцов (свыше 75%) — 110–140 мм (рис.4).

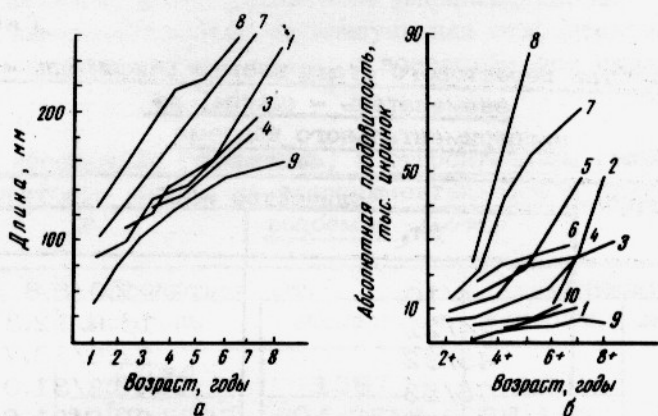


Рис. 3. Темп роста (а) и абсолютная плодовитость сибирской плотвы (б) в различных водоемах (Спановская и др., 1963):

1 - Обь (Иоганзен, Петкевич, 1958); 2 - Уфалейские озера (Троицкая, 1941); 3 и 4 - Посольский и Истокский сор Байкала (Картушин, 1958); 5 - Сенная курья р. Томи (Манадеева, 1953); 6 - оз. Белое, Минусинск (Манадеева, 1953); 7 - заморные водоемы Оби (Манадеева, 1953); 8 - оз. Котопель (Картушин, 1958); 9 - экспериментальный водоем (наши данные); 10 - контроль (наши данные).

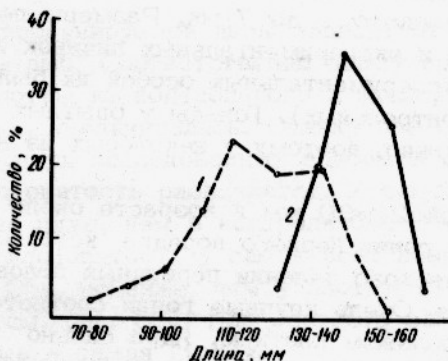


Рис. 4. Размерный состав нерестовой популяции плотвы:

1 - самцы; 2 - самки.

В нерестовом стаде присутствовали особи в возрасте 3-10 лет (табл. 4). Основная часть нерестовой популяции была представлена рыбами пяти-, шести- и семилетнего возраста. Плотва старше восьмилетнего возраста на нерестилищах, как и при осенних обловах, встречалась очень редко.

Воспроизводительная способность самок. Зачатки гонад, содержащих первичные половые клетки, были обнаружены при гистологи-

Таблица 4

Возрастной состав нерестового стада плотвы (числитель — самки, знаменатель — самцы) из экспериментального водоема

Возрастные группы	Количество рыб	
	шт.	%
3	4/10	2,0/5,8
4	24/21	11,6/12,3
5	45/32	21,6/18,7
6	75/53	36,3/31,0
7	46/37	22,2/21,6
8	12/14	5,8/8,2
9	1/3	0,5/1,8
10	0/1	-/0,6
Сумма	207/171	100,0/100,0

ческом анализе у личинок плотвы, выловленных из экспериментального и контрольного водоемов в возрасте 10–15 дней после вылупления. У половых клеток были полиморфные ядра, значительное количество цитоплазмы; клеточные границы четко выражены. Размер ядер части клеток, находящихся в состоянии, предшествующем митотическому, достигал 10,6 мк, а части клеток в состоянии, далеко от митотического, — до 7 мк. Размеры первичных половых клеток контрольных и экспериментальных личинок почти не различались, однако у экспериментальных особей их было существенно меньше (20% от контрольных). Гонады у опытных личинок также были меньше, возможно, поэтому у некоторых из них гонады не были обнаружены.

У мальков длиной 28–30 мм в возрасте около 2,5 мес в гонадах присутствовали гонии первого порядка, которые образовались в результате митотического деления первичных половых клеток и их последующего роста. Очень крупные гонии соответствовали по размерам первичным половым клеткам. Ядра сильно фрагментированы, полиморфной формы, хроматин расположен по периферии ядра, концентрирован у ядерной мембраны. Картина размножения первичных половых клеток и гоний была нормальной.

Оогенез половозрелых подопытных самок плотвы протекал нормально. Весной в гонадах были нормально развитые, близкие к вымету яйцеклетки. В яичниках имелась единственная порция ооцитов, обособившихся для нереста в текущем году, что характерно для данного вида. В исследованных яичниках не было догоняющих или резорбирующих ооцитов. Не обнаружено признаков нарушения в составе или строении половых клеток резервного фонда.

Относительная плодовитость у рыб в экспериментальном водоеме увеличивалась до четырехлетнего возраста, с небольшими колебаниями держалась на одном уровне до семилетнего возраста, пос-

ле чего величина этого показателя уменьшалась. В контрольном водоеме наиболее высокая индивидуальная относительная плодовитость была у трехлетних самок, с возрастом она снижалась (табл.5).

Таблица 5

Средние абсолютная () и относительная () плодовитость плотвы из экспериментального и контрольного водоемов, шт.

Возраст, годы	Абсолютная, шт.		Относительная, %	
	контроль	эксперимент	контроль	эксперимент
3	4439 3097-5933	1587 594-2518	124 86-152	58 29-87
4	4764 2680-7565	2890 1450-3962	115 78-162	88 44-132
5	4978 1960-10283	3970 1900-6844	92 48-118	87 36-147
6	9261 2784-14074	3950 1200-6487	98 76-117	82 35-127
7	-	5578 2065-9720	-	93 43-115
8	-	4123 3249-5280	-	76 58-90

Примечание. В знаменателе пределы колебаний.

Количество продуцируемой икры зависит от темпа весового и линейного роста рыб. Соответственно этому средняя абсолютная плодовитость плотвы из контрольного и экспериментального водоемов с возрастом увеличивалась. Однако при сходстве в темпе роста самок из двух исследованных водоемов их абсолютная и относительная плодовитость различается. У самок в экспериментальном водоеме она ниже, чем в контрольном. В контрольном водоеме абсолютная плодовитость у самок всех возрастных групп выше, чем у самок в Оби, но ниже, чем у плотвы из остальных описанных водоемов (см. рис. 3б). Плодовитость самки из экспериментального водоема - самая низкая.

При сходных условиях обитания плодовитость плотвы в экспериментальном водоеме могла снизиться по сравнению с контрольным за счет длительного облучения гонад мощностью дозы около 0,5 рад/сут.

Морфометрические показатели. Принято считать, что в устоявшихся экосистемах процесс формирования экстерьера рыб и действие факторов среды находятся в равновесии. Нарушения равновесия экосистемы вызывают изменения экстерьера, поэтому мы попытались сравнить особенности внешнего облика плотвы, населяющей экспериментальный и контрольный водоемы, а также плотвы, населявшей водоем № 3, отличающийся от предыдущих уровнем минерализации. Набор растворенных веществ в водоеме № 3 тот же, но концен-

трация каждого из них в 10-100 раз выше, чем в экспериментальном и контрольном водоемах. Исследование проведено на 450 половозрелых особях плотвы размером от 13 до 17 см разного пола и возраста, не имеющих видимых аномалий (табл. 6).

Таблица 6

Распределение плотвы (числитель - самцы, знаменатель - самки) по размерным группам (в шт.)

Размерные группы, см	Водоемы		
	экспериментальный	контрольный	№ 3
13(13-13,9)	$\frac{60}{29}$	-	-
14(14-14,9)	$\frac{54}{41}$	$\frac{10}{31}$	$\frac{12}{13}$
15(15-15,9)	$\frac{18}{52}$	$\frac{17}{37}$	$\frac{9}{10}$
16(16-16,9)	$\frac{-}{15}$	$\frac{-}{16}$	$\frac{-}{14}$

Морфометрические измерения проводили по схеме И.Ф. Правдина (Правдин, 1966) в сокращенном варианте. Всего исследовано девять признаков, позволяющих контролировать пропорции отдельных частей тела: С - длина головы, о - диаметр глаза, О - ширина лба, i_o - длина нижней челюсти, L_{mx} - расстояние от конца рыла до начала спинного плавника, $ал$ - расстояние между брюшным и грудным плавниками, $УА$ - расстояние между брюшным и анальным плавниками, h - наименьшая высота тела, pl - длина хвостового стебля.

Величина каждого признака вычислена в процентах от расстояния от конца рыла до конца чешуйного покрова. По этим данным определили среднюю величину (M) вышеперечисленных пластических признаков для популяций рыб в целом из каждого водоема. Помимо этого, для каждого признака вычислили "условную среднюю" ($M_{усл.}$) как среднее арифметическое из суммы значений этого признака у рыб из трех водоемов. Разность $M_{усл.} - M$, т.е. отклонение от условной средней отдельных признаков каждой популяции графически изображена на рис. 6. Она позволяет сравнивать экстерьер рыб из обследованных водоемов по каждому признаку. Такие же вычисления проделаны отдельно для самцов и самок одинаковой длины (см. табл. 6).

Сопоставление величин отклонений каждого пластического признака соответствующих групп рыб (рис. 6) показывает, что в каждом водоеме, как целая популяция, так и отдельные ее части отличаются своеобразием экстерьера. В экспериментальном водоеме у плотвы относительно большая голова и самый короткий хвостовой стебель; в водоеме № 3 - относительная величина головы меньше, а относительная длина хвостового стебля - больше, чем у

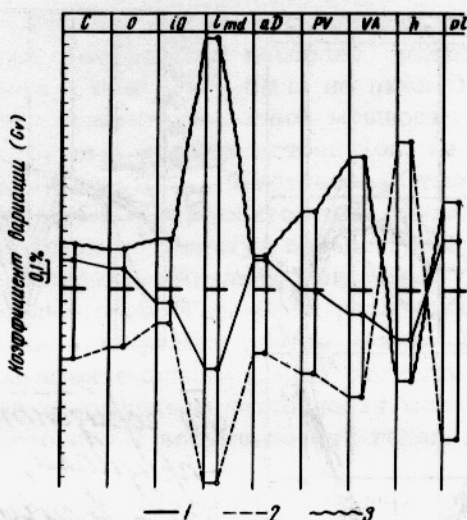


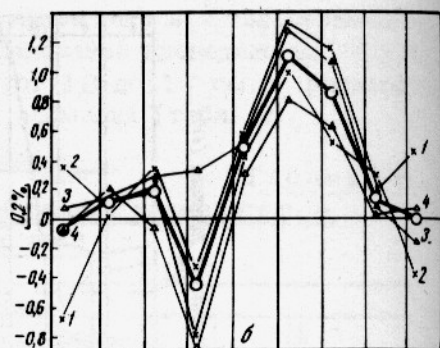
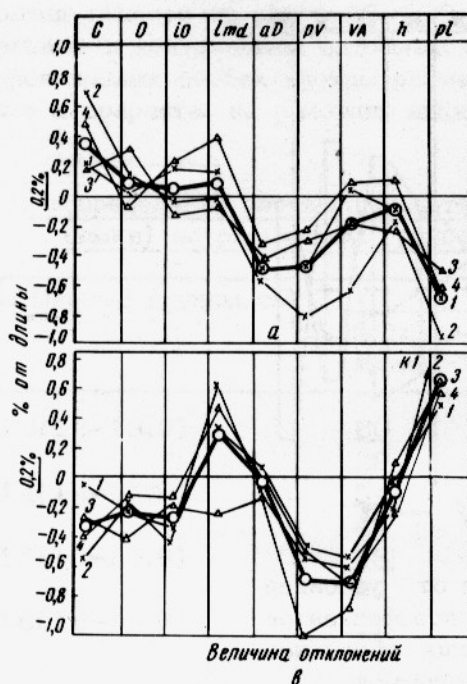
Рис. 5. Отклонения от условной средней величины коэффициентов вариации пластических признаков у плотвы из трех водоемов:

1 — эксперимент; 2 — контроль; 3 — водоем № 3.

плотвы из двух других водоемов. Как при действии радиации (экспериментальный водоем), так и в условиях повышенной концентрации минеральных веществ (водоем № 3) увеличивается длина нижней челюсти (L_{md}) и уменьшаются расстояния aD , pV , VA , т.е. непарные плавники "приближаются" к голове, а парные "удаляются". Вероятно, эти отличия говорят о своеобразии условий обитания.

Коэффициенты вариации признаков (CV) изучали по методике, аналогичной той, которую применяли при анализе относительной величины пластических признаков. Наибольшие коэффициенты вариации для большинства признаков — у плотвы из контрольного водоема (см. рис. 5). Все они, кроме наименьшей высоты тела, выше условных средних. Несколько меньшие величины признаков у плотвы из экспериментального водоема и самые маленькие, ниже условных средних, кроме наименьшей высоты тела, — у плотвы из водоема № 3. Таким образом, действие на популяцию таких факторов, как повышенный фон радиации или повышенная концентрация веществ в воде, проявляется в снижении изменчивости экстерьерных признаков. Эти факторы ограничивают изменчивость пластических признаков. Можно предположить, что изменчивость эта — направленная, результатом чего и являются обнаруженные отличия в экстерьере.

Среди взрослой половозрелой плотвы в экспериментальном водоеме обнаружено 6–9% рыб с различными аномалиями, из них 2–3% с неполной или частично двоянной боковой линией; 3–4% с недо-



По горизонтальной оси — признаками, по вертикальной — величина отклонений в % от длины (с).

Рис. 6. Соотношение величин отклонений пластических признаков плотвы:

а — экспериментальный водоем; б — контрольный водоем; в — водоем № 3; крестик — самцы (1, 2 — размер 14 и 15 см); треугольник — самки (3, 4 — размер 14 и 15 см); кружок — популяция.

развитыми или сросшимися 1–3 позвонками; 0,5–2% с асимметричными, недоразвитыми гонадами или признаками гермафродитизма. В контрольном водоеме количество рыб с аномалиями (преимущественно боковой линии) составляло 0,5–1%.

Нарушения, возникшие в ходе эмбрионального развития плотвы, обычно завершались гибелью зародышей до перехода на активное питание. Поэтому аномалии, обнаруженные у половозрелых рыб в экспериментальном водоеме, по-видимому, возникали вследствие облучения на более поздних этапах онтогенеза.

ВЫВОДЫ

1. С момента загрязнения экспериментального водоема до начала исследований сменилось не менее десяти поколений плотвы. За этот период радиация проявила себя как фактор, ограничивающий изменчивость пластических признаков; в результате популяция стала отличаться своеобразием экстерьера. Вероятно, за это время произошел отбор, в результате которого остались наиболее радиорезистентные особи.

2. Наличие в водоеме $1,6 \cdot 10^{-7}$ Ки/л ^{90}Sr и $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л

^{137}Cs обусловило интенсивность облучения обитавших в нем рыб: мощность дозы, поглощенной наиболее радиочувствительными органами – гонадами и почками – была не ниже 0,5 рад/сут.

Облучение плотвы с дозой указанной мощности, формируемой за счет внешних и инкорпорированных источников, не повлияло на темп роста рыб и характер течения эмбриогенеза. Отмечено снижение относительной и абсолютной плодовитости и смещение сроков нереста в сторону высоких температур вследствие влияния радиации на эндокринную и воспроизводительную системы. Обнаружено повышенное число взрослых особей, имевших различные аномалии.

3. В обследованной популяции плотва старше восьми лет представлена единичными экземплярами. При отсутствии на водоеме промысла причиной сокращения длительности жизни может быть облучение, доза которого к восьми-десяти годам достигает 1500–2000 рад.

Длительное облучение плотвы дозой мощностью около 0,5 рад/сут, которая в значительной степени определялась наличием в водоеме ^{137}Cs в концентрации $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л и его способностью накапливаться в растениях и адсорбироваться в донных отложениях, снижает численность популяции плотвы, что может проявляться и у рыб других видов, если концентрация ^{137}Cs в водоеме достигнет указанной величины. Это позволяет заключить, что концентрация ^{137}Cs $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л недопустима в водоемах, имеющих рыбохозяйственное значение.

4. Рекомендуемая с санитарно-гигиенических позиций величина допустимой концентрации ^{137}Cs в воде поверхностных водоемов $1,5 \cdot 10^{-10}$ Ки/л (Марей, 1976) может быть принята и для водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение.

Список использованной литературы

Белый Н.Д. Субстраты для выметывания икры таранью (*Rutilus rutilus heckeli* (Nord)) и развитие икры на них. – "Вопросы ихтиологии", 1964, т. 4, вып. 2(31), с. 330–335.

Белый Н.Д. Развитие икры и личинок судака *Lucioperca luigioperca* (L) и леща *Abramis brama* (L) в низовьях Днепра при разной солености воды. – "Вопросы ихтиологии", 1967, т. 7, вып. 1(42), с. 187–191.

Боган Ф.Е. Особенности размножения сибирской плотвы в горных озерах Южного Урала. – В кн.: Биологические основы рыбного хозяйства. Томск, 1959, с. 49–55.

Григораш В.А. Рост и питание личинок плотвы *Rutilus rutilus* (L) разных по численности поколений в Учинском водохранилище. – "Вопросы ихтиологии", 1966, т. 6, вып. 1 (38), с. 168–171.

Гулидов М.В. Эмбриональное развитие щуки *Esox lucius* (L) при различных кислородных условиях инкубации. – "Вопросы ихтиологии", 1969а, т. 9, вып. 6(59), с. 1046–1058.

Гулидов М.В. Морфофизиологические особенности развития зародышей рыб при различных кислородных условиях инкубации. Ав-

тореферат диссертации на соискание ученой степени канд. биолог. наук. М., ИЭМЭЖ АН СССР, 1970, с.

Дукравец Г.М., Митрофанов В.П. О закономерностях изменчивости рыб при акклиматизации. - "Известия ГосНИОРХа", 1975, т. 103, с. 79-84.

Ермохин С.Я., Мунтян С.Н. Исследование морфофизиологических особенностей плотвы, обитающей в экспериментальном радиоактивном водоеме. - В кн.: Экологическая физиология рыб, часть 1. Тезисы докладов III Всесоюзной конференции, Киев, 1976, с. 189-190.

Захарова Л.К. Материалы по биологии размножения рыб Рыбинского водохранилища. - "Труды биологической станции "Борок" АН СССР", 1955, т. 2, с. 200-269.

Иоганзен Б.Г., Гундризер А.Н., Кривошеков Г.М. Массовая нерестовая миграция сибирской плотвы (*Rutilus rutilus lacustris* Pallas). - "Вопросы ихтиологии", 1966, т. 6, вып. 1(38), с. 42-50.

Иоганзен Б.Г., Петкевич А.Н. Плодовитость промысловых рыб Западной Сибири. Новосибирск, 1968. 47 с.

Картушин А.И. Биология сибирской плотвы, ельца, язя и карася в системе озера Байкал. - В кн.: Рыбы и рыбное хозяйство в бассейне оз. Байкал. Иркутск, 1958, с. 334-380.

Кашенко Л.А., Пушницина А.Д. Чувствительность нормальных и облученных рентгеновскими лучами органов половой системы к гонадотропному гормону передней доли гипофиза. - В кн.: Вопросы радиобиологии. Л., 1956, с. 100.

Крыжановский С.Г. Эколого-морфологические закономерности развития карповых, вьюновых и сомовых рыб. - "Труды Ин-та морфологии животных АН СССР", 1949, вып. 1, с. 3-332.

Крыжановский С.Г., Дислер Н.Н., Смирнова Е.Н. Эколого-морфологические закономерности развития окуневидных рыб (*Percoidei*). - "Труды Ин-та морфологии животных АН СССР", 1953, вып. 10, с. 3-138.

Ланге Н.О. Этапы развития плотвы в различных экологических условиях. - "Труды Ин-та морфологии животных АН СССР", 1960, вып. 28, с. 5-40.

Лягина Т.Н. Морфоэкологические особенности плотвы при разной обеспеченности пищей. Автореферат диссертации на соискание ученой степени канд. биол. наук. М., Изд-во МГУ, 1976. 21 с.

Методические указания по использованию дозиметрии в радиобиологических исследованиях. М., ВНИРО, 1976, с. 1-12. Авт.: И.А. Шеханова, Б.С. Пристер, Г.Г. Рябов, Г.П. Шейн, С.П. Пешков.

Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М., Атомиздат, 1974. 335 с.

Мунтян С.П. Характеристика уродливых зародышей судака при различных температурах инкубации. Тезисы докладов молодежной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения В.И. Ленина. Ин-т эвол., морф. и эколог. животных АН СССР, М., 1970, с. 49-51.

Спановская В.Д., Григораш В.А., Лягина Т.Н. Динамика плодovitости рыб на примере плотвы *Rutilus rutilus* (L). - "Вопросы ихтиологии", 1963, т. 3, вып. 1, с. 67-83.

Суханова А.И. Морфологические уродства в развитии растительноядных рыб. Известия АН Туркм. ССР, сер. биол. наук, 1972, № 2, с. 68-73.

Туранова М.Н. О размножении рыб в Костромском разливе Горьковского водохранилища. - "Известия ГосНИОРХа", 1969, т. 65, с. 39-48.

Шеханова И.А., Печекуренов В.Л. Влияние накопления растворенного в воде стронция-90 и иттрия-90 производителями выюна на их потомство. - "Вопросы ихтиологии", 1969, т. 9, вып. 2 (55), с. 338-349.

BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF A CHRONICALLY RADIATED POPULATION OF SIBERIAN ROACH

I. A. SHEKHANOVA, S. P. PESHKOV, S. P. MUNTYAN,
V. Ya. ERMOKHIN

SUMMARY

From the moment of contamination of the water body with a mixture of Sr^{90} and Cs^{137} to the beginning of the experiment over 10 generations of Siberian roach renewed. The variability of plastic features was limited for the period. The exterior of the population changed. It is very likely that as a result of selection only radioresistant specimens survived. Radiation doses were measured both in the water body and in the inside organs of roach by the TLD's. The irradiation dose was, to a large extent, dependent upon the presence of Cs^{137} at the concentration of 3.9×10^{-9} Ci/liter in the water body.

The radiation dose of roach was not lower than 0.5 rad per day and it did not affect the growth rate and pattern of embryogenesis, though the fecundity got lower and the time of spawning shifted. The examination indicated that 6-9% of mature specimens were with various signs of anomalies. Fish older than 8 years occurred only as individuals. Since no fishery is developed in the water body a shortened life span of roach may be attributed to radiation, the total dose in 8-9-year-olds reaches 1500-2000 rads. The concentration of 3.9×10^{-9} Ci/liter of Cs^{137} is not permissible for water bodies which are important to the fisheries.

Krumholz, L. A. Observation of a lake contaminated by radioactive wastes. Bull. Amer. Mus. Natur. History, 1956, v. 110, art. 4, p. 203.

Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. Techn. Rep. Ser. No. 172, IAEA, Vienna, 1976, pp. 1-131.

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СЕРЕБРЯНОГО КАРАСЯ, ОБИТАЮЩЕГО В РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННОЙ СРЕДЕ

З.А. Воронина, И.А. Шеханова,
С.П. Пешков, С.П. Мунтян

Работ, посвященных исследованию действия на рыб повышенных концентраций искусственных радионуклидов в природных водоемах, мало, в то время как результаты таких наблюдений позволяют охарактеризовать состояние популяции, находящейся в естественной, а не модельной экосистеме.

В предлагаемом сообщении изложены результаты изучения двух популяций серебряного карася (*Carassius auratus gibelio* Bloch), которые в течение длительного времени обитали в водоемах, искусственно загрязненных смесью $Sr-90$ и $Cs-137$ концентрацией $3,17 \cdot 10^{-8}$ Ки/л (водоем № 2) и $3,98 \cdot 10^{-8}$ Ки/л (водоем № 3).

По характеру минерализации воды исследованные водоемы относятся к смешенному типу с преобладанием хлоридных соединений (табл. 1). Солей кальция в водоеме № 3 вдвое меньше, чем в водоеме № 2; солей магния — вдвое больше. Резко различались исследованные водоемы по концентрации ионов хлора, натрия и калия.

Серебряный карась в водоемах № 2 и 3 представлен бессамцовою популяцией. Биологическому анализу были подвергнуты около 400 особей. Ловили рыбу на нерестилищах ставными сетями ячеей 35–45 мм.

Солевой состав воды, особенно концентрация кальция, определила уровень накопления радионуклидов в организме рыб. Коэффициент накопления радионуклидов в мягких тканях у рыб из водоемов № 2 и 3 составили величины одного порядка (табл. 2), а в костных тканях и в жаберных лепестках у рыб из водоема № 3 примерно на порядок выше, чем у рыб из водоема № 2 (рис. 1).

Установлена зависимость содержания радионуклидов от размера и возраста рыб (рис. 2). В обоих водоемах коэффициенты накопления более старших особей выше. Среднетканевая концентрация радионуклидов в организме исследованных рыб в водоеме № 2 была $(1,5-3) \cdot 10^{-6}$, в водоеме № 3 — $(1,0-1,5) \cdot 10^{-5}$ Ки/л сырой массы.

Среднетканевую поглощенную дозу определяли расчетным методом по энергии распада инкорпорированных радионуклидов (Моисеев, Иванов, 1974). В водоемах № 2 и 3 она соответственно составила: у двухгодовиков 35–60 и 220–330 рад, у трехгодовиков 73–130 и 330–445 рад, у пятигодовиков 110–200 и 550–775 рад.

Нерест карасей начинался в третьей декаде мая и продолжался в июне и июле. От "текучей" самки серебряного карася получили икру и осеменили спермой золотого карася. В результате инкубации этой партии в лабораторных условиях вылупилось 40,4±4,9% нор-

Таблица 1

Радиохимическая (в Ки/л) и гидрохимическая (в мг/л) характеристика экспериментальных водоемов

Месяц	O ₂	pH	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Cl ⁻	O ₄ ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Суммарная активность воды
-------	----------------	----	------------------	------------------	-----------------	------------------------------	-----------------	----------------	------------------------------

Водоем № 2

Март	1,82	9,0	26,7	102,6	109,7	91,38	250,0	18,0	} 3,17x10 ⁻⁸
Май	-	8,0	23,1	62,9	72,9	0,093	135,0	13,0	
Средняя	18,2	8,5	24,9	82,3	91,3	0,115	192,5	15,5	

Водоем № 3

Март	7,74	9,3	14,1	155,7	1170,0	0,189	1600,0	58,0	} 3,98x10 ⁻⁸
Май	-	9,0	10,0	117,5	2663,9	0,149	1200,0	44,0	
Средняя	7,74	9,15	12,0	136,7	1916,9	0,169	1400,0	51,0	

Содержания Sr -90 в различных тканях и органах серебряного карася (среднее по 5 экз.)

Органы и ткани	Водоем № 2		Водоем № 3	
	КН	концентрация, Ки/кг сырой массы	КН	концентрация, Ки/кг сырой массы
Гонады	4,0	$1,3 \times 10^{-7}$	1,47	$0,6 \times 10^{-7}$
Почки	2,8	$0,9 \times 10^{-7}$	2,6	10×10^{-7}
Печень	3,5	$1,1 \times 10^{-7}$	1,27	$0,5 \times 10^{-7}$
Кишечник	4,1	$1,3 \times 10^{-7}$	1,24	$0,45 \times 10^{-7}$
Содержимое кишечника	3,0	$0,9 \times 10^{-7}$	4,2	$0,6 \times 10^{-6}$
Селезенка	2,5	$0,8 \times 10^{-7}$	3,1	$1,8 \times 10^{-7}$
Плавательный пузырь	3,8	$1,2 \times 10^{-7}$	2,1	$0,85 \times 10^{-7}$
Мышцы	1,1	$0,7 \times 10^{-7}$	11,2	$3,0 \times 10^{-7}$
Жаберные лепестки	41,0	$1,3 \times 10^{-6}$	342,0	$1,6 \times 10^{-5}$
Осевой скелет	221,0	$0,7 \times 10^{-5}$	2311,0	$0,9 \times 10^{-4}$
Черепная коробка	95,0	$0,3 \times 10^{-5}$	1281,0	$0,5 \times 10^{-4}$
Покровные кости	252,0	$0,8 \times 10^{-5}$	3195,0	$0,55 \times 10^{-4}$
Среднетканевая концентрация	$(1,5-3,0) \times 10^{-6}$		$(1,0-1,5) \times 10^{-5}$	

мальных и 47,4% уродливых зародышей, 12,2% икры погибло. Строение зародышей и личинок карасей, выловленных в водоеме от естественного нереста в мае и июне, на ранних стадиях развития близко описанному С.Г. Крыжановским (1949), Е.Н. Дмитриевой (1957) для карасей обычных водоемов. Жизнестойкость нормальных зародышей, выдерживаемых в аквариумах до полного рассасывания желтка и до мальковых стадий, была высокой; у уродливых зародышей было искривлено тело, деформированы и недоразвиты мотомы, плавниковая складка, головной или хвостовой отделы (сближение или объединение на передней поверхности головы обоих глаз, уродливое развитие челюстей), отмечены, кроме того, "водянка" перикардальной полости, полости тела, нарушения сердечно-сосудистой системы, неправильная форма желточного мешка.

Таким образом, несмотря на сравнительно высокий процент вылупления зародышей, полученных путем искусственного осеменения, в процессе роста проявляется достаточно большое количество уродов.

При определении плодовитости брали навеску яичника 1-2 г и в ней подсчитывали икринки, которые были разделены на три группы, соответствующие тем, которые рыба должна была выметать в текущем году. У каждой самки определяли длину, массу (общую, порки, гонад), абсолютную и относительную плодовитость. Подсчитывали среднюю величину плодовитости по возрастным группам,

Рис. 1. Коэффициент накопления стронция-90 в твердых и мягких тканях серебряного карася в зависимости от концентрации кальция, магния и хлора:

1 — осевой скелет; 2 — покровные кости; 3 — кости черепа; 4 — чешуя; м — мышцы; 5 — жаберные лепестки; 6 — селезенка; 7 — гонады; 8 — почки; 9 — печень.

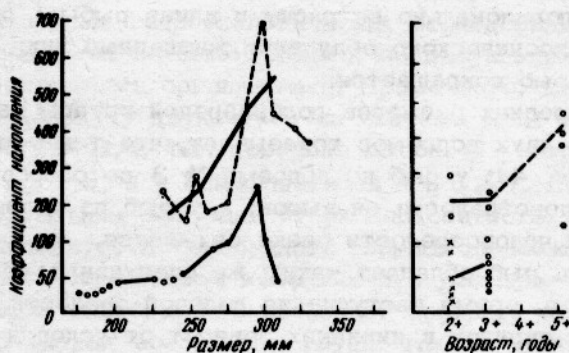
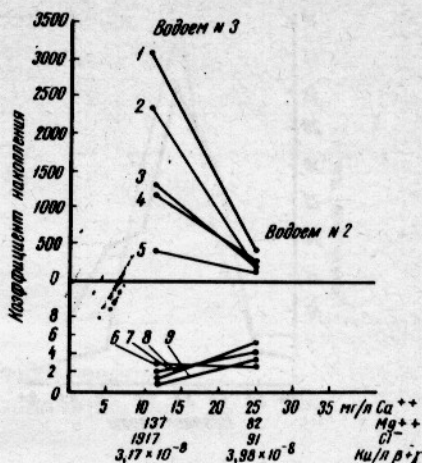


Рис. 2. Зависимость коэффициента накопления от размера и возраста рыб (— — — — — водоем № 2, — — — — — водоем № 3).

ошибку средней. Сравнивали показатели одновозрастных рыб, поскольку для каждой возрастной группы характерны определенные пределы исследованных биологических показателей. При исследовании роста карасей, приросты массы вычисляли как разницу между массами рыбы предыдущего года и рыбы данной возрастной группы. Возраст определяли, как обычно, по чешуе.

Возраст карасей в уловах колебался от двух до девяти лет (рис. 3). В водоемах № 2 и 3 в нерестовом стаде преобладали 4, 5 и 6-летки; 7-летки чаще встречались в водоеме № 2. Караси всех возрастных групп из водоема № 3 были значительно крупнее: 2-летки из водоема № 2 имели массу 150 г, а из водоема № 3 около 250 г (рис. 4).

Старшие возрастные группы (7+, 8+, 9+) представлены единичными экземплярами. По материалам, любезно представленным нам Г.Л. Покровской, в уловах серебряного карася в исследуемых водоемах в предыдущие годы эта возрастная группа также была малочисленна. Вероятно, этих возрастных групп в водоеме мало, воз-

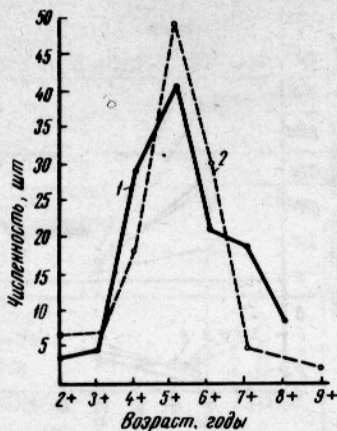


Рис. 3. Возрастной состав исследованной популяции серебряного карася:

1 — водоем № 2; 2 — водоем № 3.

можно в связи с тем, что радиоактивность исследуемых рыб увеличивается пропорционально возрасту и длине рыбы (см. рис. 1), и под действием хронического облучения жизненный цикл обитающих в этих водоемах рыб сокращается.

Сравнение средних размеров половозрелой группы карасей (4+, 5+, 6+, 7+) из двух водоемов показывает, что темп роста у них разный (см. рис. 4): у рыб из водоема № 3 до созревания и после наступления половозрелости он высок, а у рыб из водоема № 2 — с наступлением половозрелости резко снижается.

Плодовитость рыб обладает таким же адаптивным свойством, как и скорость роста, время наступления половой зрелости и т.д., причем количество икринок в яичниках зависит от условий обитания, в частности от радиоэкологического фактора. Поэтому изучение динамики плодовитости важно для понимания закономерностей колебания численности рыб в водоеме.

Характер изменения абсолютной и относительной плодовитости у рыб разного возраста из этих двух водоемов был различным. У карася из водоема № 2 абсолютная плодовитость постепенно увеличивается с возрастом. Лишь у пятигодовиков она несколько уменьшается, а затем вновь увеличивается. Возрастание плодовитости у трехлетков по сравнению с двухлетками равняется 180%. Несколько ниже темп возрастания абсолютной плодовитости у 8-летков (147%). Изменение абсолютной плодовитости соответствует снижению темпа увеличения массы. Относительная плодовитость изменяется аналогично у всех возрастных групп (табл. 3).

Как относительная, так и абсолютная плодовитость была выше у рыб из водоема № 3.

У карася из водоема № 3 отмечено пульсирующее изменение показателей плодовитости у разных возрастных групп: у 3-летков абсолютная и относительная плодовитости увеличиваются на 200 и 182% соответственно; у 4-летков резко снижаются (64 и 53%), хотя весовой прирост у этой возрастной группы был хорошим (133%); у пяти- и шестигодовиков постепенно увеличивается, однако у семигодовиков вновь снижается.

Колебание плодовитости у одновозрастных рыб чаще всего об-

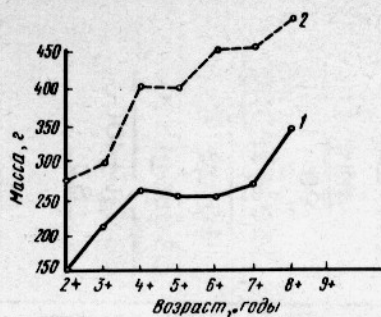


Рис. 4. Характеристика весового роста рыб (обозначения те же, что на рис. 3).

ясняется изменением обеспеченностью пищей (Спановская и др., 1966). Специальных гидробиологических исследований на экспериментальных водоемах не было, однако, по визуальным наблюдениям, они богаты бентосными организмами. Кроме того, коэффициент упитанности (по Кларк) у двухлетков из водоема № 2 равен 3,2, а из водоема № 3 — 3,4, т.е. довольно высок; у четырехгодовиков он снижался до 2,9, а у семигодовиков — до 2,7. Хотя от упитанности одновозрастных рыб зависит их плодовитость, скачкообразное изменение плодовитости серебряного карася не может быть объяснено возрастным изменением коэффициента упитанности. В то же время изменение плодовитости не может зависеть от обеспеченности пищей рыб разных возрастных групп, так как упитанность рыб всех возрастных групп постоянно высока.

Морфо-биологический анализ карасей показал, что в водоеме № 2 у 24%, в водоеме № 3 — у 15% исследованных рыб наблюдались аномалии различного типа: искривление позвоночника, недостаточное развитие жаберных крышек, спинного, анального и грудных плавников, аномальное строение гонад. В водоеме № 2 особей с нормальным строением гонад было от 60% (2+) до 75% (8+), с непарными гонадами — от 40% (2+) до 17% (3+) и 9–15% (рыбы старших возрастов). Среди трехгодовиков встречались особи (17%), у которых гонады представляли собой тонкие нитевидные тяжи. С возрастом количество стерильных особей увеличивалось до 25%.

В водоеме № 3 рыб с нормальными гонадами было от 58% (2+, 3+) до 80% у старших групп, с непарными гонадами — от 14% (рыб младших возрастов) до 3% (6+), стерильных от 28% (2+, 3+) до 19% (4+, 5+, 6+).

Серебряные караси с одной гонадой или без гонад отмечены и в обычных озерах (Горюнова, 1960; Головинская, 1954), однако они встречались единично, а в исследованных нами водоемах их было до 40%.

Среднетканевая поглощенная мощность дозы у карасей за счет только инкорпорированных радионуклидов составила в водоеме № 2 0,05–0,09 и в водоеме № 3 0,30–0,45 рад/сут. При длительном

Биологические показатели обследованной популяции серебряного карася

Показатели	Возраст			
	2+	3+	4+	5+
Средняя масса, г	$\frac{155 \pm 80}{269 \pm 50}$	$\frac{222 \pm 45}{308 \pm 60}$	$\frac{291 \pm 15}{411 \pm 26}$	$\frac{258 \pm 10}{408 \pm 15}$
Прирост, %	-	$\frac{143}{107}$	$\frac{130}{133}$	$\frac{46}{99}$
Относительная плодови- тость, шт.	$\frac{52 \pm 18}{107 \pm 17}$	$\frac{95 \pm 13}{182 \pm 20}$	$\frac{100 \pm 5}{53 \pm 10}$	$\frac{108 \pm 5}{139 \pm 8}$
Абсолютная плодовитость, шт.	$\frac{-}{33\,990 \pm 6500}$	$\frac{23\,390 \pm 9690}{67\,600 \pm 1000}$	$\frac{31\,880 \pm 2000}{47\,480 \pm 8300}$	$\frac{25\,660 \pm 1820}{56\,400 \pm 4000}$
Возрастание плодовитости %	-	$\frac{180}{200}$	$\frac{116}{64}$	$\frac{81}{140}$
Количество особей с гона- дами, %				
нормальными	$\frac{60}{58}$	$\frac{66}{58}$	$\frac{68}{78}$	$\frac{76}{80}$
непарными	$\frac{40}{14}$	$\frac{17}{14}$	$\frac{11}{5,5}$	$\frac{9}{13}$
стерильными	-	$\frac{17}{28}$	$\frac{21}{16,5}$	$\frac{15}{17}$

Показатели	Возраст			
	6+	7+	8+	9+
Средняя масса, г	$\frac{262 \pm 8}{453 \pm 10}$	$\frac{295 \pm 9}{458 \pm 12}$	$\frac{383 \pm 9}{-}$	$\frac{-}{461 \pm 45}$
Прирост, %	$\frac{101}{111}$	$\frac{113}{101}$	$\frac{129}{-}$	$\frac{-}{101}$
Относительная плодovitость, шт.	$\frac{108 \pm 5}{136 \pm 4}$	$\frac{110 \pm 6}{122 \pm 15}$	$\frac{128 \pm 11}{-}$	$\frac{-}{155 \pm 7}$
Абсолютная плодovitость, шт.	$\frac{29\,730 \pm 2390}{62\,300 \pm 2700}$	$\frac{33\,070 \pm 1730}{55\,360 \pm 6450}$	$\frac{48\,865 \pm 4130}{-}$	$\frac{-}{71\,809 \pm 9300}$
Возрастание плодovitости, %	$\frac{110}{110}$	$\frac{115}{90}$	$\frac{147}{-}$	$\frac{-}{134}$
Количество особей гонадами, %	$\frac{56}{78}$	$\frac{60}{100}$	$\frac{75}{-}$	$\frac{-}{50}$
непарными	$\frac{9}{3}$	$\frac{15}{-}$	$\frac{-}{-}$	$\frac{-}{50}$
стерильными	$\frac{35}{19}$	$\frac{25}{-}$	$\frac{25}{-}$	$\frac{-}{-}$

Примечание: в шкитале — водоем 12;
в знаменателе — водоем 13.

облучении с такой мощностью дозы изменяется репродуктивная способность рыб: плодовитость с возрастом увеличивается не равномерно, как у самок данного вида, обитающих в незагрязненных водоемах, а скачками. Для серебряных карасей, облученных дозой 0,05–0,09 рад/сут, критический момент (уменьшение весового прироста, наименьшая плодовитость) наступает в пятилетнем возрасте. С увеличением дозовой нагрузки в 10 раз (водоем № 3) критический момент смещается к четырехлетнему возрасту.

В популяциях серебряного карася на экспериментальных водоемах не обнаружено особей старше 8 лет, что не характерно для данного вида. Возможно, у облученных особей старше 7 лет смертность повышена, так как и в водоемах много рыб с нарушением строения тела и половых желез, однако в старших возрастных группах их число уменьшается, может быть в результате гибели.

В целом длительное облучение карасей с мощностью дозы 0,05–0,45 рад/сут влечет за собой изменение темпа весового прироста и репродуктивной способности, увеличение количества аномальных половозрелых особей, сокращение длительности жизни. Все это может снизить численность популяции.

В то же время часть рыб в водоемах с суммарной концентрацией ^{90}Sr и ^{137}Cs $(3,17\text{--}3,98)\times 10^{-8}$ Ки/л созревает и нерестится нормально, развивается нормально и часть икры. Приспособленность к новым экологическим условиям измеряется вкладом, сделанным в генофонд следующего поколения, т.е. успехом размножения. Это один из способов оценки общей приспособляемости вида. Успех при размножении довольно точно отражает общую способность вида противостоять воздействию неблагоприятного фактора. В исследованных водоемах, например после внесения в них радионуклидов, сменилось несколько поколений рыб.

Нами были рассчитаны только дозы, полученные за счет внутреннего облучения, не учитывались дозы от внешних источников. Определение истинной величины облучения рыб в загрязненных водоемах даст возможность более достоверно сопоставить зарегистрированные изменения в биологическом состоянии рыб с лучевой нагрузкой.

ВЫВОДЫ

1. Концентрация калия и кальция определила уровень накопления в организме серебряного карася ^{137}Cs и ^{90}Sr . У рыб из водоема № 2 пределы коэффициентов накопления радионуклидов в костных образованиях 95–252, в водоеме № 3 – 1281–3195, в мягких тканях – величины одного порядка.

2. Мощность дозы инкорпорированного облучения карася в водоеме № 2 – 0,05, в водоеме № 3 – 0,45 рад/сут.

3. У облучаемых популяций серебряного карася изменяется темп весового прироста, репродуктивная способность, увеличивается количество аномальных половозрелых особей, сокращается длительность жизни.

4. Эти изменения могут быть причиной сокращения численности популяции.

Список использованной литературы

- Воронина Э.А., Пешков С.П., Шеханова И.А. Темп роста и плодовитость рыб при обитании в среде с повышенным уровнем радиации. - "Труды ВНИРО", 1974, т. 100, с. 74-79.
- Горюнова А.И. О размножении серебряного карася. - "Вопросы ихтиологии", 1960, вып. 15, с. 106-110.
- Головинская К.А. Размножение и наследственность у серебряного карася. - "Труды ВНИИПРХ", 1954, т. 7, с. 122.
- Дмитриева Е.Н. Морфо-экологический анализ двух видов карасей. - "Труды ИМЖ АН СССР", 1957, вып. 16, с. 102-167.
- Крыжановский С.Г. Эколого-морфологические закономерности развития карповых, вьюновых и сомовых рыб. - "Труды ИМЖ АН СССР", 1949, вып. 1, с. 21-40.
- Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М., Атомиздат, 1974. 202 с.
- Спановская В.Д., Григораш В.А., Лягина Т.Н. Структура нерестовой популяции и воспроизводительная способность плотвы *Rutilus rutilus* Z. при зарегулировании речного стока. - "Вопросы ихтиологии", 1966, т. 6, вып. 4(42), с. 648-655.

BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF GOLDFISH INHABITING THE ENVIRONMENT CONTAMINATED WITH RADIOACTIVE SUBSTANCES

E. A. VORONINA, I. A. SHEKHANOVA, S. P. PESHKOV, S. P. MUNTIAN

SUMMARY

The investigations were carried out with two populations of goldfish which were reared for a long time in water bodies contaminated artificially with a mixture of Sr^{90} and Cs^{137} at concentrations of 3.17×10^{-8} and 3.98×10^{-8} Ci/liter, respectively. The concentrations of calcium and potassium indicated the uptake level of radionuclides in the bodies of goldfish and the dose from incorporated elements. The average tissue doses in specimens from the first and second water bodies were 0.05-0.09 and 0.30-0.45 rad per day. The weight growth rate and reproductive capability changed, the number of abnormal mature specimens increased and the life span shortened in specimens from both populations.

Bennet, S. et al. A miniature LiF dosimeter for in vivo measurements. In: International Symposium on Solid State and Chemical Radiation Dosimetry in Medicine and Biology, IAEA, Vienna, 1966, p. 65-73.

УДК 574.5:57.08

О ПЕРСПЕКТИВЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНЫХ ДОЗИМЕТРОВ В ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

А.П. Панарин

При изучении влияния радиоактивных веществ на гидробионтов, использовании в ихтиологических и физиологических экспериментах метода меченых атомов и при других гидробиологических исследо-

ваниях необходимо знать дозовые нагрузки на отдельные органы и ткани водных животных. Существующие расчетные методы дозиметрии приближены и не универсальны. Так, известная формула для расчета поглощенной дозы (Левингер и др., 1958).

$$R_{\beta} = 5,92 \cdot 10^{-4} E_{\beta} C,$$

где R_{β} — мощность дозы β —излучения в ткани, рад/с; E_{β} — средняя энергия β — излучения на распад $M_{\text{ЭВ}}$; C — концентрация радиоактивного изотопа, мкКи/г справедлива лишь при условии равномерного распределения радиоизотопа во всем объеме рассматриваемого объекта и дает среднетканевую поглощенную дозу за счет инкорпорированного радионуклида и не учитывает внешнего облучения.

В реальных же условиях радионуклиды распределяются в живом организме довольно неравномерно, локализуясь в определенных органах и тканях (Поликарпов, 1970). Естественно, что при этом формируются и различные по значению дозовые нагрузки, обусловленные инкорпорированными радионуклидами. Внутренние органы испытывают еще и внешнее облучение от соседних органов и тканей. Все это приводит к тому, что истинная лучевая нагрузка на какой-то орган может существенно отличаться от расчетной среднетканевой.

Еще менее расчетные дозы отражают действительность при рассмотрении накопления живым организмом смеси радионуклидов. В таких условиях, по-видимому, целесообразнее измерять поглощенные дозы, например, при помощи термолюминесцентных дозиметров, которые вполне соответствуют специфике гидробиологических исследований. Они тканеэквивалентны и настолько малы, что могут применяться для моделирования критических органов. При этом они чувствительны, точны и их показания стабильны (Франк, Штольц, 1973; Шварц и др., 1968; 1966).

При помощи термолюминесцентных дозиметров были определены дозовые нагрузки на внутренние органы и ткани серебряного карася (*Carassius auratus gibelio* Bloch), обитающего в экспериментальном водоеме, искусственно загрязненном $Sr-90$ и $Cs-137$. Содержание смеси этих радионуклидов в воде и рыбе составляло соответственно $n \cdot 10^{-8}$ Ки/л и $n \cdot 10^{-5}$ Ки/кг сырой массы рыбы. В качестве дозиметров использовались полиэтиленовые лепешечки, заполненные отечественным термолюминофором (LiF — порошком). Дозиметры в теле рыбы (рисунок), расположенные к наблюдателю торцом, обозначены на схеме черточками, а большей поверхностью — кружочками. Рядом с каждым дозиметром указан его порядковый номер. В течение всего замера исследуемых рыб содержали в холодильнике при температурах $-3 \pm 4^{\circ} \text{C}$. Экспозиция замеров составляла 12–28 сут. Ошибка измерений не превышала 15%.

Из приведенных в таблице данных следует, что лучевая нагрузка на внутренние органы и ткани карася меняется от менее 0,02 до 0,75 рад/сут, т.е. различается более, чем на порядок. Максимальные дозовые нагрузки фиксировались дозиметрами, находящи-

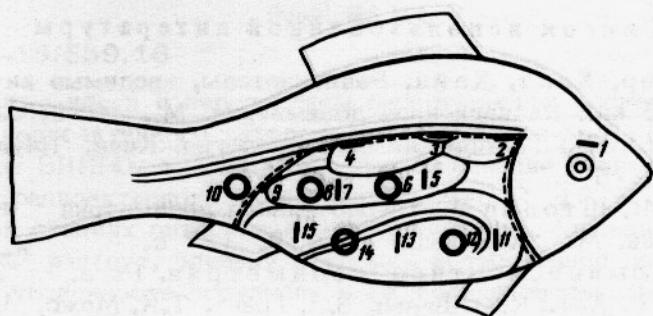


Рис. Схема расположения дозиметров в теле рыбы.

Распределение дозовой нагрузки в организме серебряного карася (в рад/сут)

Рыба	Дозиметры							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Первая	0,75	0,60	0,27	0,30	>0,02	0,34	0,20	>0,02
Вторая	-	0,30	0,35	0,17	0,07	0,19	0,14	0,07
Третья	0,67	0,46	0,29	0,40	>0,02	0,29	0,31	>0,02

Продолжение табл.

Рыба	Дозиметры						
	9	10	11	12	13	14	15
Первая	0,11	0,16	>0,02	0,029	>0,02	0,20	>0,02
Вторая	0,02	-	0,14	0,39	>0,02	0,40	-
Третья	>0,02	0,22	-	-	>0,02	-	>0,02

мися в голове или расположенными непосредственно у позвоночника и реберных костей, а минимальные — дозиметрами, помещенными внутри органов и испытывающими в основном лишь воздействие радионуклидов, содержащихся в самом органе. Чтобы выяснить роль скелета в формировании дозового поля в брюшной полости исследуемых рыб, были измерены дозы по той же схеме (см. рисунок), но с исключением влияния костей, для чего от тушки отделяли брюшную часть (линия отделения показана на рисунке пунктиром) и извлекали реберные кости. При замере установлено, что дозовые нагрузки на внутренние органы брюшной полости не превышали 0,02 рад/сут.

ВЫВОДЫ

Лучевые нагрузки на внутренние органы рыб от скелета могут по крайней мере более чем на порядок превышать дозы за счет радионуклидов, содержащихся в самом органе. Отсюда ясно преимущество использования термолюминесцентных дозиметров.

Список использованной литературы

- Левингер, Холт, Хайн. Радиоизотопы, вводимые внутрь организма. - В кн.: Радиационная дозиметрия. М., 1958, с.660-717.
- Поликарпов Г.Г. Морская радиоэкология. Киев. "Наукова думка", 1970. 275 с.
- Франк М., Штольц В. Твердотельная дозиметрия ионизирующих излучений. М., "Атомиздат", 1973. 327 с.
- Термолюминесцентная дозиметрия. Рига. "Зинатне", 1968. 213 с. Авт.: К.К. Шварц, З.А. Грант, Т.К. Межс, М.М. Грубе.

ON THE USE OF THERMOLUMINESCENT DOSIMETERS IN HYDROBIOLOGICAL INVESTIGATIONS

A. P. PANARIN

SUMMARY

The use of the TLD's using LiF powder for evaluation of organ and tissue burdens of fish is very promising. The doses of radiation varied from 0.02 to 0.75 rad per day in each inside organ of goldfish. Radionuclides from the skeleton play an important role in formation of a burden in individual organs of the abdominal cavity. The peripheral parts of the inside organs of fish adjoining bony tissues may be exposed to radiation burdens which exceed the dose by one order of magnitude on the account of radionuclides incorporated in the organ itself.

УДК 597-15:539.16

Некоторые итоги и перспективы биологических исследований по проблеме радиоактивного загрязнения водной среды. Шеханова И.А. И.А. Труды ВНИРО, т. СХХХ1У, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения", вып. 2, 1978, с. 7-22

На трех стадиях онтогенеза мощность дозы облучения рыб $(1-5) \cdot 10^{-4}$ рад/сут, близкая к уровню естественной радиации, не влияет на численность популяции и ее воспроизводительную способность. С этой мощностью дозы почки и гонады облучаются при наличии в среде $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л Sr-90 . Длительное обитание рыб в среде с концентрацией Sr-90 $(1-4) 10^{-8}$ Ки/л и облучение почек с мощностью дозы 0,05-0,1 и гонад 0,5-0,8 рад/сут снижает их жизнестойкость, нарушает воспроизводительную способность, в результате численность половозрелой части популяции снижается на 10-20%, пополнение стада на 20%.

Концентрация Sr-90 $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л допустима с экологических позиций для водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение. Предельно допустима мощность дозы облучения гонад и почек - 0,01 рад/сут. Задача будущих исследований изучить закономерности формирования дозовой нагрузки у рыб за счет других радионуклидов (третия, углерода-14, кобальта-60, цинка-65, изотопов плутония); оценить степень их радиотоксичности; установить с экологических позиций допустимые уровни содержания их в природных водоемах.

Таблиц 4. Список литературы - 37 названий.
УДК 551.464.

Основные черты биогеохимии микроэлементов группы металлов в экосистемах океанов и морей. Морозов Н.П., Патин С.А., Петухов С.А. Труды ВНИРО, т. СХХХ1У, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 23-34.

Обобщены данные о содержании и распределении десяти металлов в морской воде, взвеси, донных осадках, планктоне, бентосе и рыбах различных регионов Мирового океана.

Показана общая сопряженность микроэлементов состава биотических и абиотических компонентов морских экосистем. Наибольшей концентрирующей способностью по отношению к исследованным металлам отличается взвесь и планктон. Максимальная вариабельность концентраций характерна для бентосных видов. Региональные особенности содержания микроэлементов в экосистеме не исключают общего характера изменения концентраций в зависимости от их распространенности в толще морской воды.

Таблиц 3. Иллюстраций 1. Список литературы - 19 названий.

УДК (546.36+546.42):551.463.4

Современный уровень глобального загрязнения океанических и морских вод стронцием-90 и цезием-137. Патин С.А., Петров А.А., Овчинникова С.С., Комагуров В.Е. Труды ВНИРО,

т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 35-39.

Данные о концентрации стронция-90 и цезия-137 в некоторых рыбопромысловых районах Мирового океана свидетельствуют об относительной стабильности уровней содержания этих изотопов в поверхностных водах, что, вероятно, отражает их равномерное распределение по глубине. Сохраняется тенденция увеличения концентраций этих радионуклидов в следующей последовательности регионов: южная и северная части океанов, глубоководные в мелководные моря. Более высокие концентрации, из обнаруженных в морях, объясняются влиянием речного стока.

Таблиц 2. Иллюстраций 1. Список литературы - 9 названий.

УДК 551.464.38

Физико-химические свойства элементов как фактор их накопления в морской воде и гидробионтах пелагиали океана. Петухов С.А., Морозов Н.П. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 40-44.

Проиллюстрирована и количественно оценена связь химического состава морской воды, планктона и ихтиофауны с ионным потенциалом элементов. Показано, что во всех рассмотренных компонентах экосистемы пелагиали океана элементы с малыми и большими ионными потенциалами накапливаются по сравнению с элементами-гидролизатами, характеризующимися промежуточными величинами ионных потенциалов.

Иллюстраций 3. Список литературы - 10 названий.

УДК 539.16:591.9(26)

Искусственные радионуклиды в промысловых рыбах Мирового океана и пресных водоемах. Петров А.А. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 45-51.

Представлены и обсуждены многочисленные данные о концентрации $Sr-90$ в костных и $Cs-137$ в мышечных тканях основных промысловых рыб. Концентрации радионуклидов в рыбах имеют значительный разброс. Средние концентрации $Sr-90$ в костных и $Cs-137$ в мышечных тканях для океанических рыб равны 26 и 21 пКи на 1 кг сырой массы соответственно.

Таблиц 5. Список литературы - 7 названий.

УДК 581.526.325:615.9

Перспективы использования замедленной флуоресценции в эколого-токсикологических исследованиях фитопланктона. Цвылев О.П., Ткаченко В.Н. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 52-58.

Замедленная флуоресценция водорослей, отражающая их фотосинтетическую активность, может найти эффективное применение

для изучения процессов автотрофного звена экосистемы и влияния на нее загрязняющих агентов. Специфичность индукционных кривых послесвечения различных видов водорослей может оказаться полезной при изучении структурных показателей популяций фитопланктона. Характер кривых, изменяющихся в присутствии различных токси- кантов, может служить индикатором функционального состояния во- дорослей. Вертикальное распределение замедленной флуоресценции и скорость фиксации C^{14} природными популяциями фитопланктона имеют сходную закономерность.

Таблиц 1. Иллюстраций 4. Список литературы - 12 названий.

УДК 615.9:574.5

Ответные реакции одноклеточных водорослей на токсическое воздействие ртути. Цвылев О.П., Ткаченко В.Н. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 59-62.

С помощью замедленной флуоресценции исследована динамика действия ртути в концентрации 2; 20 и 200 мкг/л на семь видов водорослей различных систематических групп. Обнаружена индивидуальная ответная реакция каждого вида на присутствие токсичес- кого агента. Отчетливый эффект проявился спустя 1 ч после воз- действия максимальной концентрации ртути и через сутки стал еще более выраженным. Изучение начальных моментов взаимодей- ствия токсиканта с водорослями дало возможность рассматривать первичную реакцию ингибирования или стимуляции фотосинтетичес- кой активности как показатель низкой устойчивости к токсическому агенту.

Иллюстраций 1. Список литературы - 25 названий.

УДК 582.26:628.5

Токсикология некоторых видов каспийской и атлантической фа- уны. Патин С.А., Дохолян В.К., Чернышев Н.С., Ахмедов А.М. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты хими- ческого и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 62-73.

Растворенные в воде нефтепродукты, хлорорганические веще- ства и тяжелые металлы оказывают действие на некоторые виды каспийских и атлантических ракообразных (копеподы, бокоплавы) и рыб (развивающаяся икра и личинки). Чувствительность реагирова- ния исследованных организмов на низкие уровни токсических фак- торов в среде (до 1-10 мкг/л) высокая. Токсикорезистентность зависит от стадии онтогенеза и длительности опытов. Коэффициен- ты накопления в бокоплавах свинца, кадмия, меди, цинка и ртути находятся в обратной зависимости от их концентрации в среде.

Таблиц 7. Иллюстраций 4. Список литературы - 6 названий.

УДК 582.26:628.5

Влияние некоторых токсикантов на онтогенез Artemia salina. Патин С.А., Гроздов А.О., Айвазова Л.Е., Старцева А.И.

Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 74-77.

В опытах длительностью 48 ч показана высокая изменчивость токсикорезистентности артемии в зависимости от типа действия агента (ртуть, свинец, кадмий, медь, нефть, хлорорганические вещества), формы его нахождения в растворе и стадии онтогенеза рачков. Быстрым, чувствительным и легко осуществимым токсикологическим тестом может служить оценка действия токсикантов на ранние стадии развития артемии по показателям выживаемости развивающихся яиц и науплиусов.

Таблиц 1. Список литературы - 9 названий.

УДК 597:615.9

Действие ртути на ферментативные системы вьюна. Сторожук Н.Г. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 78-83.

Действие растворенной в воде хлорной ртути проявилось в повреждении ключевых ферментативных систем печени и жабр вьюна. При концентрации ртути 0,5 мг/л после 20 дней содержания рыбы погибли. В вариантах 0,005 и 0,05 мг/л после 7 дней экспозиции резко увеличилась скорость дыхания митохондрий печени, через 30 и 16 дней соответственно вариантам в жабрах отмечено понижение активности $Na^{+} + K^{+}$ - зависимой АТФазы. Более чувствительной к действию токсиканта оказалась ферментативная НФДФ Н-зависимая система перекисного окисления липидов; ингибирование происходило уже при концентрации 0,001 мг/л, что необходимо учитывать при установлении предельных концентраций в водоемах, имеющих рыбохозяйственное значение.

Таблиц 3. Иллюстраций 2. Список литературы - 8 названий.

УДК 597.58:615.9

Действие меди на ранний период онтогенеза тилляпии в морской среде. Воронина Э.А., Горкин И.Н. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, с. 84-93.

В лабораторных условиях исследовалось действие хлористой меди в морской среде при солености 20‰ на икру, личинок и мальков тилляпии (*Tilapia mossambica* Peters).

Испытывали 13 концентраций токсиканта в диапазоне от 2,5-0,01 мг/л по выживаемости эмбрионов, количеству вылупившихся личинок, скорости резорбции желточного мешка, ритму биения сердца, выживаемости и темпу весового роста личинок и мальков.

Концентрации от 2,5 до 1,5 мг/л меди приводят к быстрой гибели икры на стадии органогенеза. Содержание токсиканта в среде от 1,0 до 0,3 мг/л тормозит выклев и сильно снижает выживаемость свободных эмбрионов при переходе на активное питание. В концентрациях от 0,1 до 0,01 мг/л на стадии подвижного эмбриона наблюдается учащение сердцебиения и гипертрофирование органов эмбрионального кровообращения. У личинок и мальков трех воз-

растных групп была выявлена закономерность действия на выживаемость исследованных концентраций меди в зависимости от времени экспозиции и возраста молоди. Нормальные темпы роста личинок и мальков тилляпии нарушаются в зависимости от концентрации токсиканта, показатели роста у особей младших возрастов имеют постоянную тенденцию к снижению.

Таблиц 1. Иллюстраций 7. Список литературы - 10 названий.

УДК 597-15:539.16:597.58

Формирование дозовой нагрузки и эффекты хронического облучения тилляпий в растворах стронция-90. Орлов Э.В., Панарин А.П., Шеханова И.А. Труды ВНИРО, т. СХХХІУ, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 94-104.

В растворе ^{90}Sr концентрацией $(3-5) \cdot 10^{-6}$ Ки/л полная дегенерация незрелых половых клеток у самцов тилляпии отмечена через 2 мес. Семенники рыб облучаются в основном $I - ^{90}$, падающим в желудочно-кишечный тракт с пищей. Мощность доз, измеренная у взрослых самцов с помощью термомюлюминесцентных дозиметров на основе LiF - порошка, колеблется в пределах 1-23 рад/сут (в среднем 10 рад/сут); распыление корма и загрязнение аквариума повышает суточные дозы до 30-60 рад. Накопление в костях ^{90}Sr вызывает облучение семенников тилляпий от прилежащих к плавательному пузырю элементов осевого скелета; к концу второго месяца мощность дозы не превышает 10% той, которую создает содержимое кишечника уже с первых дней опыта.

Более поздний эффект радиации - снижение устойчивости тилляпий к заболеваниям, что в определенных условиях может вызвать массовую гибель рыб. Часть годовалых тилляпий, выросших в растворе, также погибает; рыбы перестают питаться, по-видимому, в результате поражения пищеварительной системы. У рыб старше двух лет, облучавшихся дозами 0,5-2 рад/сут, гистологические отличия семенников от контроля незначительны. Влияния радиации на рост неполовозрелых рыб не отмечено.

Таблиц 1. Иллюстраций 3. Список литературы - 16 названий.

УДК 597.554.31+597-15:539.16

Биологическая характеристика хронически облучаемой популяции сибирской плотвы. Шеханова И.А., Пешков С.П., Мунтян С.П., Ермохин В.Я. Труды ВНИРО, т. СХХХІУ, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с. 105-121.

С момента загрязнения экспериментального водоема смесью ^{90}Sr и ^{137}Cs до начала исследований сменилось не менее десяти поколений сибирской плотвы. За этот период ограничилась изменчивость пластических признаков; у популяции изменился экстерьер. Видимо, произошел отбор, в результате которого остались наиболее радиорезистентные особи. С помощью ТЛД была определена дозовая характеристика водоема и мощность дозы облучения

внутренних органов плотвы. В значительной степени эти показатели обусловлены наличием в водоеме ^{137}Cs в концентрации $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л.

Облучение плотвы с мощностью дозы не ниже 0,5 рад/сут не повлияло на темп роста и характер течения эмбриогенеза; снизилась плодовитость и сместились сроки нереста. В обследованной популяции плотвы среды половозрелых рыб 6–9% имели различные аномалии, особи старше восьми лет представлены единичными экземплярами плотвы. При отсутствии на водоеме промысла причиной сокращения длительности жизни может быть облучение, доза которого к восьми–деяти годам достигает 1500–2000 рад. Концентрация $3,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л ^{137}Cs недопустима в водоемах, имеющих рыбохозяйственное значение.

Таблиц 6. Иллюстраций 6. Список литературы – 34 названия.

Биологическая характеристика серебряного карася, обитающего в радиоактивно загрязненной среде. Воронина Э.А., Шеханова И.А., Пешков С.П., Мунтян С.П. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с.122–129.

Две популяции серебряного карася длительное время обитали в водоемах, искусственно загрязненных смесью Sr-90 и ^{137}Cs в концентрации $3,17 \cdot 10^{-8}$ и $3,98 \cdot 10^{-8}$ Ки/л. Концентрация кальция и калия определяла уровень накопления радионуклидов в организме карасей и величину дозы облучения от инкорпорированных элементов. Среднетканевая мощность дозы у карасей из второго водоема была 0,05–0,09, из третьего – 0,30–0,45 рад/сут.

Изменился темп весового прироста и репродуктивная способность, увеличилось число аномальных половозрелых особей, сократилась продолжительность жизни карасей в исследованных популяциях.

Таблиц 3. Иллюстраций 4. Список литературы – 8 названий.

УДК 574.5:57.08

О перспективности использования термолюминесцентных дозиметров в гидробиологических исследованиях. Панарин А.П. Труды ВНИРО, т. CXXXIY, "Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды", вып. 2, 1978, с.130–133.

Использование термолюминесцентных дозиметров на основе LiF -порошка для определения дозовых нагрузок на органы и ткани рыб перспективно. Дозы облучения серебряного карася изменяются для каждого внутреннего органа от 0,02 до 0,75 рад/сут. В формировании лучевой нагрузки на отдельные органы брюшной полости рыб существенную роль играют радионуклиды, содержащиеся в скелете. Периферийные части внутренних органов рыбы, расположенные вблизи костных тканей, могут испытывать лучевые нагрузки, более чем на порядок превышающие дозу за счет инкорпорированных в самом органе радионуклидов.

Таблиц 1. Иллюстраций 1. Список литературы – 4 названия.

ТРУДЫ ВНИРО

том СХХХ1У

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ХИМИЧЕСКОГО
И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ВОДНОЙ СРЕДЫ

Редактор В.С. Слепнева

Художественный редактор В.В. Водзинский

Технический редактор Р.Я. Лаврентьева

Корректор Е.Д. Кузнецова

Сдано в набор 15/IX-77 г. Подписано в печать
25/УШ-77 г. Т-15427. Формат 70х108 1/16.

Бумага для множительных аппаратов, Ротапринт

Объем 9 п.л. Усл.п.л. 12,6 Уч.изд.л. 9,98

Тираж 650 экз. Заказ 397.

Цена 1 р. 50 к.

Издательство "Пищевая промышленность"

113035, М., М-35, 1-й Кадашевский пер., д. 12

Тульская типография «Союзполиграфпрома» при
Государственном комитете Совета Министров СССР
по делам издательств, полиграфии и книжной торговли,
г. Тула, проспект им. В. И. Ленина, 109.

В 1978 г. выйдет в свет и поступит в продажу книга Иванченко
Н.С. ОХРАНА ПРИРОДЫ. 12 л. 5000 экз., 68 к.

В книге изложен комплекс организационно-правовых вопросов, направленных на обеспечение охраны природы и улучшение использования ее ресурсов, в объеме, необходимом для специалистов системы Министерства рыбного хозяйства СССР.

Рассмотрены следующие вопросы: советское право и проблемы охраны природы, социально-экономическая система и характер охраны природы, источники норм права об охране природы, организация охраны природы в СССР, организация рыбоводства и рыболовства во внутренних водоемах СССР, ответственность за нарушение природопользования, международно-правовая организация рыболовства в открытом море, правовая охрана вод от загрязнения.

Учебник издался впервые.

Материал основан на постановлениях, содержащихся в важнейших законодательных и нормативных актах по вопросам об охране и регулировании рыболовства и постановлениях Совета Министров СССР

Учебник предназначен для студентов рыбохозяйственных вузов, представляет интерес и для специалистов отрасли.

Заказы на книгу (без денежных переводов) следует направлять по адресу: 113035, Москва, М-35, 1-й Кадашевский пер., д.12. Отдел распространения издательства "Пищевая промышленность"