

УДК 597.828:591.34

ПОСТЭМБРИОНАЛЬНОЕ РАЗВИТИЕ БЕСХВОСТЫХ АМФИБИЙ ПРИ ЗАХЛАМЛЕНИИ ВОДОЕМОВ МЕТАЛЛСОДЕРЖАЩИМИ КОНСТРУКЦИЯМИ (ИМИТАЦИОННЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТЫ)

© 2013 г. Е. А. Северцова, Д. Р. Агильон Гутierrez

Биологический факультет Московского государственного университета

им. М.В. Ломоносова, Москва 119911, Россия

e-mail: SevertsovaEA@gmail.com

Поступила в редакцию 13.09.2012 г.

Исследовано влияние загрязнения водоема свинец- и железосодержащими сплавами на морфогенез головастика травяной лягушки (*Rana temporaria*), остромордой лягушки (*Rana arvalis*) и серой жабы (*Bufo bufo*). Показано, что во время кормления частички металла поступают в организм головастика. Это оказывает существенное влияние на размерные характеристики головастика. Загрязнение водной среды железом несколько увеличивает общие размеры головастика, по сравнению с их размерами в контроле. В условиях имитации загрязнения свинцом происходит торможение ростовых процессов, в результате чего головастики оказываются значимо мельче, чем в контрольной группе. Загрязнение водоема металлосодержащими сплавами не влияло на пропорциональность развития.

Ключевые слова: загрязнение, амфибии, железо, свинец.

DOI: 10.7868/S0044513413060135

Современные исследования в области экотоксикологии в основном посвящены анализу водорастворимых поллютантов. Однако под понятием “загрязнение водоема” следует понимать и его захламление различными металлосодержащими конструкциями. Входящие в их состав тяжелые металлы быстро встраиваются в пищевые цепи и накапливаются в тканях и органах животных, находящихся на разных трофических уровнях. Высокие концентрации могут приводить к гибели земноводных на всех стадиях жизненного цикла, непосредственно влиять на их поведение, снижать темпы роста, нарушать функционирование эндокринной системы и вызывать подавление иммунитета (Blaustein, Kiesecker, 2002; Blaustein, Johnson, 2003). Металлы могут проникать через кожу или с пищей через слизистую кишечника (Forstner, Wittman 1981; Kaplan et al., 1967; Plowman et al., 1994).

В урбанизированной среде разнообразие тяжелых металлов, чьи концентрации превышают природный фон, не столь высоко. К числу наиболее типичных металлов-загрязнителей относят медь, алюминий, хром, свинец, железо и ряд других. Поступление этих металлов в экотопы города, как правило, связано с деятельностью человека. Большинство токсикологических исследований влияния на раннее развитие основано на выявлении токсикологического эффекта при той или иной концентрации тяжелого металла. Уста-

навливаются летальные дозы (LC50) для разных видов амфибий. Например, для *Rana sphenoccephala* LC50 для меди, рассматриваемого как самого токсичного металла, составляет 120 мкг/л (Aronzon et al., 2011), а для *Rana catesbeiana* — 2400 мкг/л (Ferreira et al., 2004; Bridges et al., 2002), что говорит о видовой специфичности чувствительности к разным типам загрязнения металлами.

Более чем 4 млн. тонн свинца используется каждый год в аккумуляторных батареях, красителях, сплавах, боеприпасах и т.п. Свинец закрепляется в почве достаточно прочно, взаимодействуя с минеральными и органическими компонентами. Доля свинца, связанного с органическим компонентом, составляет в среднем 25–30%, тогда как 40–60% связано с глинистыми минералами (Пляксина, Ладонин, 2009). Доля специфически сорбированного свинца невелика (в среднем 1–2%), а обменный свинец отсутствует (Bochenek et al., 2008; Dong et al., 2007). В водных системах свинец адсорбирован на взвешенных частицах или находится в комплексе с гуминовыми кислотами (Никаноров, Жулидов, 1991). В незагрязненных поверхностных водах содержание свинца обычно не превышает 3 мкг/л. В водоемах промышленных городов его концентрация резко возрастает, поскольку снег способен в значительной степени аккумулировать этот металл.

Некоторые исследования показывают, что свинец, как и другие тяжелые металлы, может на-

капливаться в тканях амфибий из окружающей среды (Berzins, Bundy, 2002). При этом он оказывает влияние на работу нервной, дыхательной, выделительной и репродуктивной систем (Perez-Coll, Herkovits 1990; Rowe et al., 1996; Herkovits et al., 1997; Lefcort et al., 1998; Sparling et al., 2006). Известно, что свинец может снижать эффективность работы дыхательных систем (жабр или легких), повреждая эритроциты и снижая концентрацию гемоглобина в крови (Dawson, 1993; Ireland, 1977; Rice et al., 1999). Проявляется действие свинца и в изменении поведения, нарушении равновесия и плавательной способности головастики (Hertkovits, Perez-Coll, 1991).

По распространенности в земной коре железо находится на четвертом месте после кислорода, кремния и алюминия (Майманова, 2010). По своей значимости для растений и животных оно занимает промежуточное положение между макро- и микроэлементами. Поведение железа в окружающей среде определяется его способностью изменять степень окисления и образовывать химические связи с кислородом, серой и углеродом. В почвах железо присутствует в основном в виде оксидов или гидроксидов. При уменьшении значений pH происходит изменение соотношений между различными формами железа в сторону повышения доли свободных ионов железа. Именно поэтому ПДК принято определять по содержанию общего железа, значения которого для водоемов рыбохозяйственного назначения составляют около 0.1 мг/дм³. Источников поступления ионов железа в антропогенные экосистемы много (Sharma, 2002).

Указанные свойства железа и свинца, являющихся наиболее распространенными металлами-загрязнителями, вызывают интерес с точки зрения изучения влияния на процессы развития. Цель данного исследования — изучение влияния захламления металлосодержащими конструкциями нерестовых водоемов на постэмбриональное развитие бесхвостых амфибий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проводили на зародышах травяной лягушки (*Rana temporaria* L.), остромордой лягушки (*Rana arvalis* Nills) и серой жабы (*Bufo bufo* L.). Икру травяной лягушки и серой жабы на наиболее ранних стадиях развития собирали в естественных водоемах, расположенных на территории Звенигородской биологической станции МГУ в 50 км к западу от Москвы; икру остромордой лягушки — из водоема, расположенного в 5 км от поселка городского типа Вольгинский Петушинского р-на, Владимирской обл. Всего собрано по 5 кладок каждого вида. Каждую кладку делили на три равные части, которые помещали в аквариумы с чистой водой из нативного водоема.

Предварительные исследования химического состава воды показали, что эти водоемы не загрязнены свинцом и железом. В первой экспериментальной серии в емкости с водой были помещены ржавые гвозди (50 г/л); во второй серии опыта — свинцовая охотничья дробь (30 г/л). Третья серия эксперимента служила контролем (без загрязнителей). Развитие головастика проходило при температуре около 18°C. По мере испарения воду доливали для поддержания объема жидкости, равного соотношению 1 головастик на 0.6 л. Стадии развития определяли по таблицам Дабагян и Слепцовой (1975), разработанным для травяной лягушки и часто используемым при изучении развития остромордой лягушки. Стадии развития серой жабы также дифференцировали по этой таблице, поскольку интересующие нас ранние этапы развития амфибий имеют хорошо выделяемые морфологические характеристики. Тем не менее, в скобках к каждой стадии развития серой жабы мы приводим номера стадий согласно общепринятым таблицам (Gosner, 1960). Чтобы не допустить гибели головастика от замора, на стадии вылупления из аквариумов удаляли единичные погибшие икринки. По достижении зародышами стадии почки задней конечности (39-я стадия) и стадии почки передней конечности (43-я стадия) проводилась фиксация головастика в 7% растворе формальдегида. Морфометрический анализ фиксированных головастика выполняли с помощью оптического бинокуляра и программы Axio Vision (Zeisse) по следующим признакам (рис. 1): общая длина личинки (*Lo*); длина тела личинки (*Lb*) от наиболее выступающей части головы до анального отверстия; длина хвостовой пластины (*Lx*), от анального отверстия до конца хвостовой пластины; и ширина хвостовой пластины (*Wx*), по наиболее широкой части середины хвостовой пластины; ширина головы (*Wg*) — расстояние, измеренное по линии жаберных щелей у личинки, лежащей на спине; длина головы (*Dlg*) — расстояние, измеренное у личинки, лежащей на спине, от линии жаберных щелей до наиболее выступающей точки морды; ширина ротового отверстия (*R*) — расстояние между уголками ротового отверстия.

Полученные данные обрабатывали при помощи программ Excel и STATISTICA 6.0. Значимость различий средних значений оценивали при помощи *t*-критерия Стьюдента.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Химический анализ воды показал очень близкие значения содержания железа и свинца в контрольных аквариумах и аквариумах с железом и свинецсодержащими сплавами. Так, в контроле средняя концентрация ионов железа в воде определена в 320 мкг/л, в экспериментальных аквариумах — 340 мкг/л. Аналогичная картина наблюда-

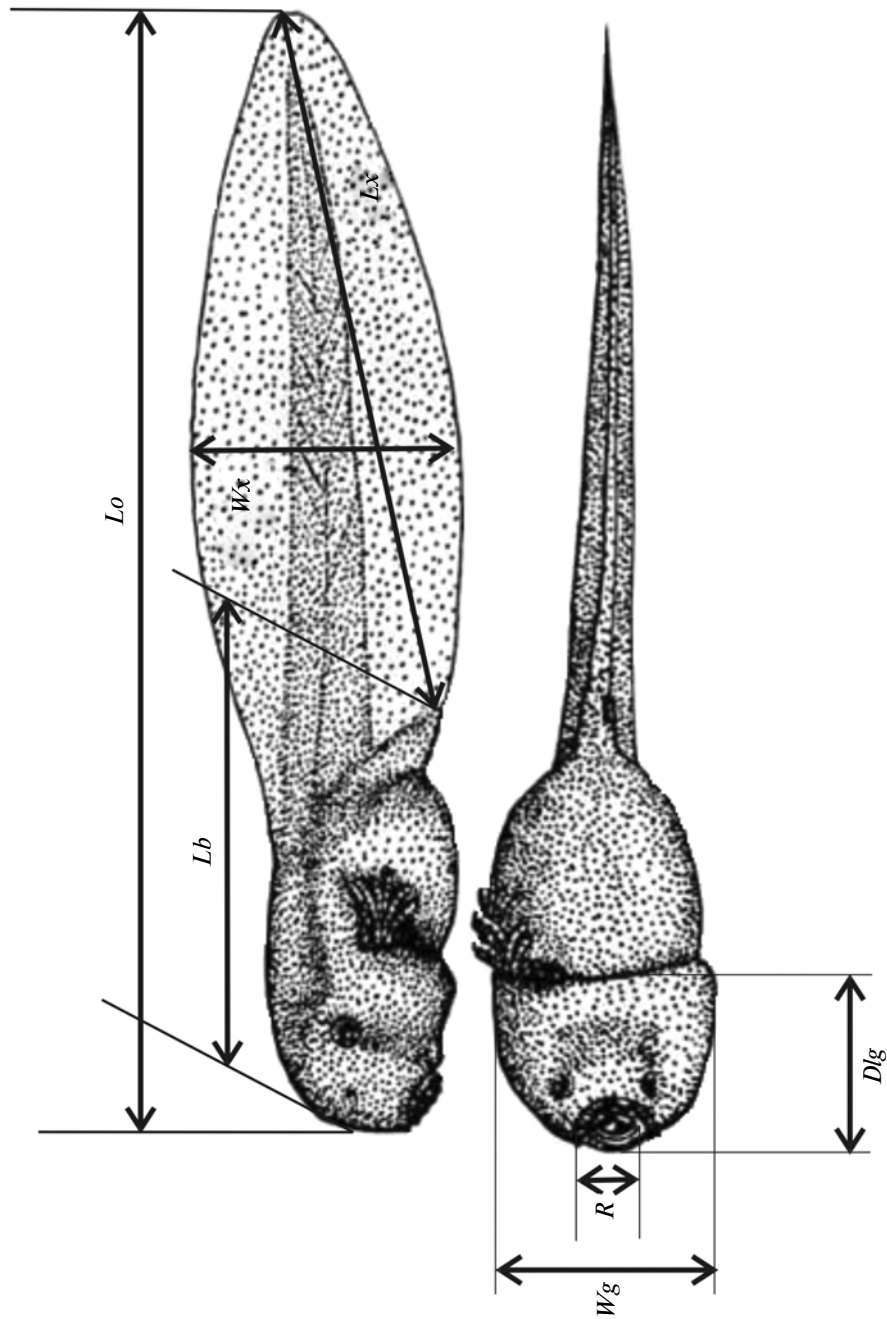


Рис. 1. Морфометрические признаки головастика на примере 38-й стадии развития травяной лягушки (*Rana lessonae*). (Аналогичные признаки измерялись для остромордой лягушки (*Rana arvalis*) и серой жабы (*Bufo bufo*) на соответствующих стадиях развития). Обозначения признаков и пояснения см. в тексте.



Рис. 2. Различия в размерах головастика остромордой лягушки на 39-й стадии развития в условиях имитации загрязнения свинец- (А) и железосодержащими конструкциями (В) в сравнении с головастиком из контрольной группы (Б).

лась и при анализе концентрации ионов свинца в воде: в контрольных аквариумах она составляла в среднем 0.2 мкг/л, а в экспериментальных — 0.3 мкг/л. Такие концентрации ионов железа и свинца не только значительно меньше ПДК для рыбхозов, но и ниже концентраций этих элементов в водоемах, расположенных на территории г. Москвы. Визуальные наблюдения за характером развития зародышей всех трех видов амфибий демонстрировали явные признаки присутствия в их кишечниках железо- и свинецсодержащих соединений и существенные различия в размерах головастика (рис. 2). Последнее подтверждается и статистическим анализом их морфометрии. На 39-й стадии развития общие размеры головастика травяной лягушки не сильно, но значимо ($p \leq 0.05$) отличались друг от друга (рис. 3). Наиболее крупными оказались головастики, развивавшиеся в аквариумах со свинецсодержащими сплавами, а наиболее мелкими — с железосодержащими. Однако к 43-й стадии развития картина изменилась: в контрольной группе головастики росли существенно быстрее, чем в аквариумах с железосодержащими сплавами, тогда как в аквариумах со свинцом их

рост был резко заторможен. У серой жабы различия в размерах головастика на 39-й стадии развития наблюдались только между контрольными и аквариумами с водой, содержащей железо ($p \leq 0.05$). К 43-й стадии присутствие в аквариуме с железосодержащими сплавами, как и у травяной лягушки, приводило к существенному увеличению размеров головастика, тогда как свинецсодержащие сплавы вызвали торможение общего роста головастика. Оценить динамику роста головастика остромордой лягушки мы не можем, поскольку эксперимент был прекращен на 39-й стадии развития. Однако уже на стадии почки задней конечности мы наблюдали значимое уменьшение размеров головастика, развивавшихся в присутствии свинцовых сплавов, по сравнению с размерами головастика в контрольных или железосодержащих аквариумах ($p \leq 0.05$).

Аналогичная картина наблюдалась и при анализе других признаков, характеризующих линейные размеры головастика: длины туловища (Lb), длины хвостовой пластины (Lx) и ширины хвостовой пластины (Wx). Уже к 39-й стадии у травяной лягушки туловище головастика, развивавшихся в воде с за-

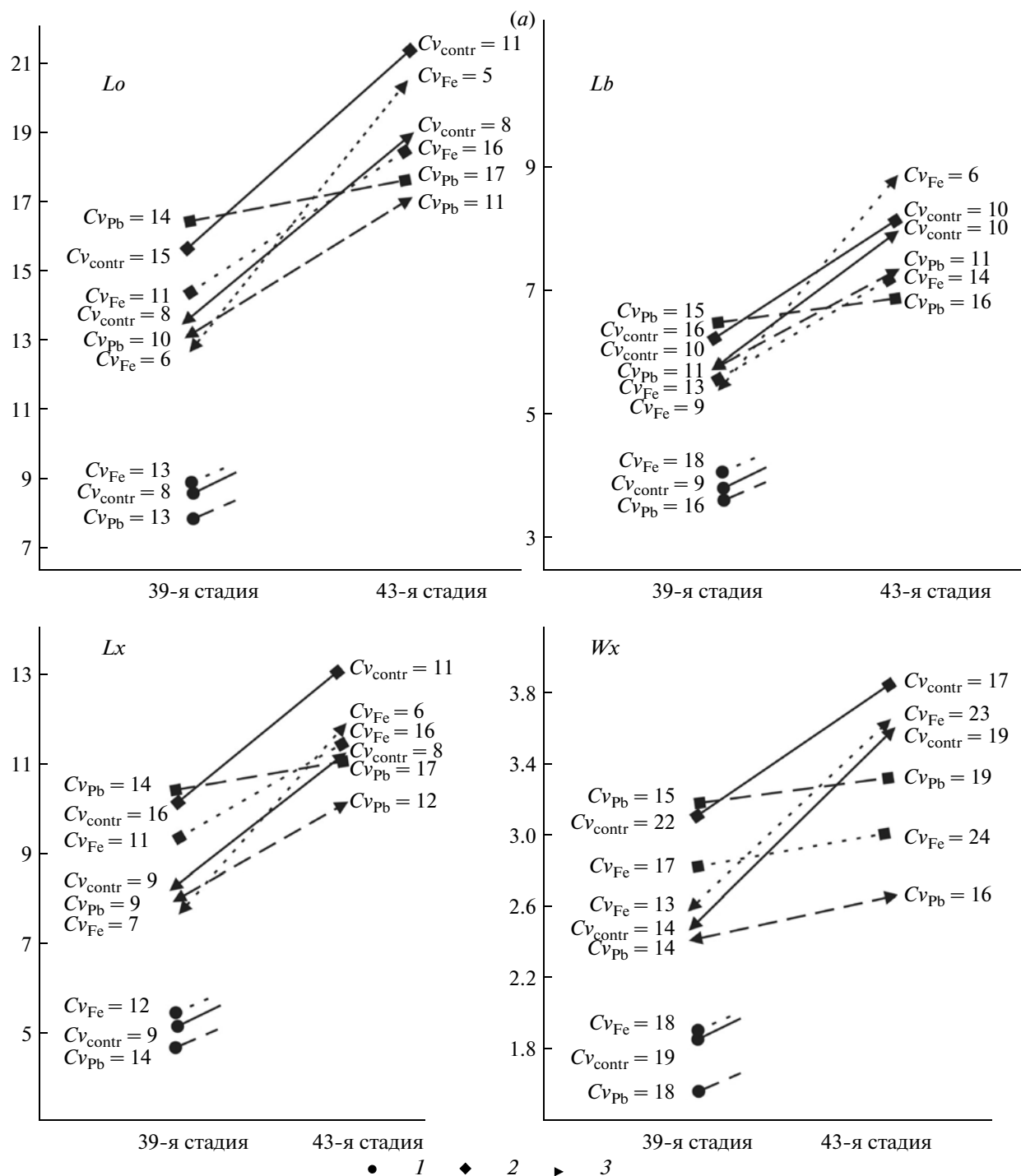


Рис. 3. Динамика изменения средних значений признаков головастиков травяной лягушки (а) остромордой лягушки (б), серой жабы (в) в условиях имитации загрязнения свинец- и железосодержащими конструкциями. По оси X – стадии развития головастиков (39-я стадия развития травяной и остромордой лягушек совпадает с 26-й стадией развития серой жабы, а 43-я стадия – 34-й стадией, соответственно (по: Gosner, 1960); по оси Y – средние значения признаков. Рядом указаны соответствующие значения коэффициентов вариации.

грязнением свинцом были значимо крупнее контрольных ($p \leq 0.05$) (рис. 3). Разница в их размерах была не столь заметна, как при сравнении с головастиками из аквариумов с водой, загрязненной железом. К 43-й стадии развития туловище и хвостовая

пластина замедляли свой рост в условиях свинцового загрязнения и продолжали расти со скоростью, характерной для развития контрольных головастиков, в условиях имитации загрязнения железосодержащими сплавами (рис. 3).

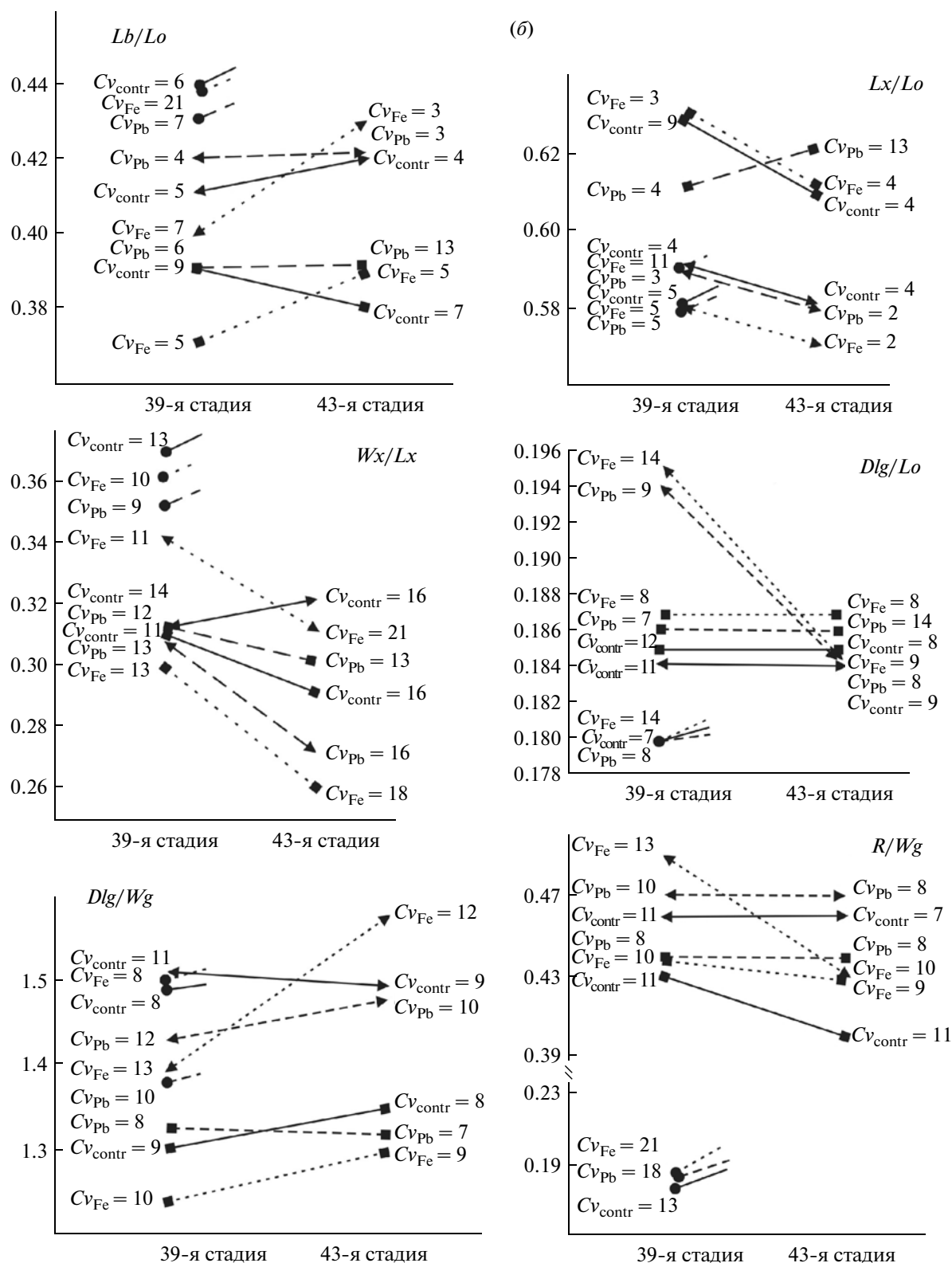


Рис. 3. Продолжение.

Другая закономерность наблюдалась при анализе пропорциональности развития признаков. Так, относительные размеры туловища (Lb/Lo)

оказывались наибольшими у остромордой лягушки, а наименьшими у травяной (рис. 3). К 39-й стадии развития относительный размер тела го-

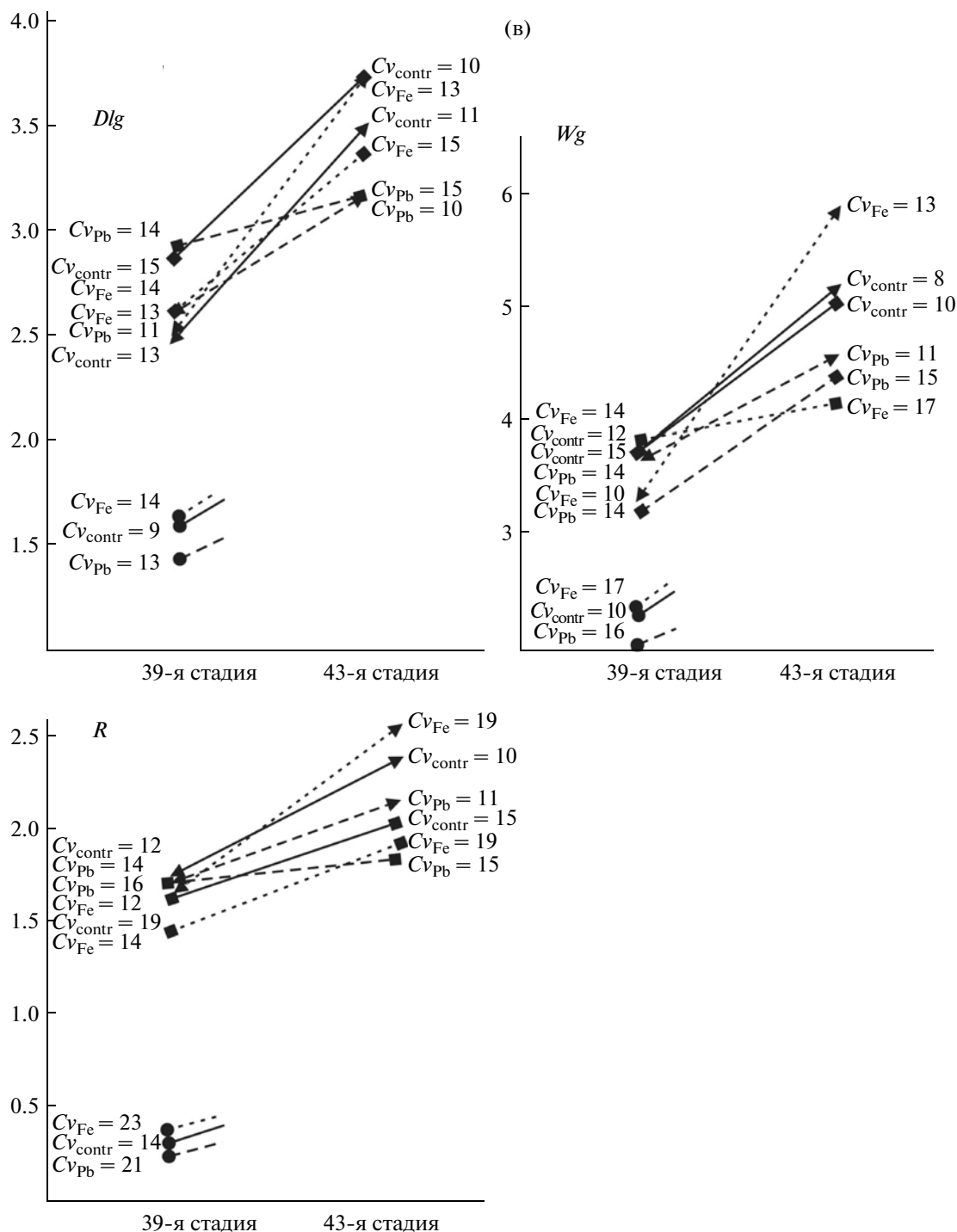


Рис. 3. Окончание.

ловастиков травяной лягушки контрольной группы и группы, развивавшейся в аквариумах с имитацией свинцового загрязнения, оказывались близкими ($p \geq 0.05$). У остромордой лягушки различия значимы между всеми парами групп, а у серой жабы только между железосодержащими и контрольными аквариумами ($p \leq 0.05$). Относи-

тельная длина хвостовой пластины (Lx/Lo) у травяной лягушки из контрольных аквариумов и аквариумов, содержащих железо, одинакова как на 39-й, так и на 43-й стадиях ($p \geq 0.05$) (рис. 3). У головастика, развивающегося в аквариумах, содержащих свинец, хвостовая пластина оказывалась короче относительно общей длины тела на 39-й

стадии и длиннее на 43-й ($p \leq 0.05$). У *Bufo bufo* развитие в воде с имитацией свинцового загрязнения не сказалось на формировании относительной длины хвостовой пластины по сравнению с развитием контрольной группы ($p \geq 0.05$), тогда как развитие в железосодержащем аквариуме приводило к значимому уменьшению длины хвостовой пластины, по сравнению с контролем ($p \leq 0.05$). Таким образом, единой закономерности влияния загрязнения водоема свинец- или железосодержащими сплавами на пропорциональность ростовых процессов у головастика не наблюдалось.

Структуры переднего отдела тела у головастика травяной лягушки в разных условиях развития различались значимо при близких средних значениях (рис. 3). Интересно отметить, что значения длины (Dlg) и ширины (Wg) головы, а также ширины ротовой присоски (R) у головастика травяной лягушки из контрольной группы на 39-й и на 43-й стадиях развития были больше, чем у головастика из воды железосодержащих аквариумов ($p \leq 0.05$). Головастики из аквариумов с имитацией свинцового загрязнения на 39-й стадии были значимо крупнее, чем в контроле. К 43-й стадии, напротив, размеры головы были значимо меньше ($p \leq 0.05$). У серой жабы развитие в свинецсодержащих аквариумах также приводило к уменьшению размеров головы по сравнению с размерами головы головастика из контрольных кладок. При развитии в условиях имитации загрязнения железом, напротив, размеры головы головастика увеличивались к 43-й стадии до значимо превосходящих контрольные размеры ($p \leq 0.05$). Различия в средних значениях признаков, характеризующих развитие головных структур, на 39-й стадии развития головастика остромордой лягушки наблюдались не везде: очень близкими их значения были для контрольной группы и группы, развивавшейся в аквариумах с железосодержащими сплавами. Условия развития практически не сказывались на пропорциональности развития головных структур. У травяной лягушки относительная длина головы (Dlg/Lo) и относительные размеры ротовой присоски (R/Wg) во всех сериях эксперимента одинаковы ($p \geq 0.05$) (рис. 3). Только развитие в условиях имитации загрязнения железом значимо влияло на пропорциональность развития головы (Dlg/Wg): на 39-й стадии это значение меньше, хотя к 43-й стадии оно уже близко к значениям, характерным для контрольной группы ($p \geq 0.05$). У остромордой лягушки к 39-й стадии развития влияние железа на развитие оказывается незначимым ($p \geq 0.05$), а действие свинцового загрязнения приводило к формированию головы меньшего размера, чем в контрольных группах ($p \leq 0.05$). При этом на пропорциональность развития, так же как и у травяной лягушки, условия развития остромордой не влияли. Влияние условий на развитие головных

структур головастика серой жабы становилось заметным только к 43-й стадии развития. На 39-й стадии длина (Dlg) и ширина (Wg) головы и ширина ротового отверстия (R) значимо не различались ($p \geq 0.05$). Только ширина головы головастика, развивавшихся в воде, содержащей железо, была значимо меньше, чем у головастика контрольной группы ($p \leq 0.05$) (рис. 3). Влияние условий развития на пропорциональность головных структур головастика серой жабы оказывалось более заметным, чем у травяной и остромордой лягушек. Неменяющаяся в ходе развития контрольной группы относительная длина головы (Dlg/Lo) головастика, развивавшихся в условиях имитации загрязнения металлами, к 43-й стадии развития снижалась со значимо высокого уровня до уровня, характерного для головастика контрольной группы. Пропорциональность развития головы (Dlg/Wg) и относительные размеры ротовой присоски (R/Wg) у головастика контрольной группы и развивающихся в аквариумах со свинецсодержащими сплавами были близки в течение всего эксперимента. Развитие головастика в условиях имитации загрязнения железом приводило к увеличению Dlg/Wg и уменьшению R/Wg ($p \leq 0.05$).

Ожидаемо было влияние загрязнения воды металлсодержащими сплавами на изменчивость постэмбрионального развития головастика. Тем не менее, у травяной лягушки на 39-й стадии развития определены наибольшие значения коэффициентов вариации (Cv) признаков у головастика из контрольной группы, тогда как наименьшие значения Cv практически по всем признакам были характерны для головастика, развивавшихся в аквариумах с водой, загрязненной свинцом (рис. 3). К 43-й стадии развития картина менялась: наиболее изменчивым было развитие в аквариумах с загрязнением металлами. По мере развития головастика травяной лягушки изменчивость в контрольной группе уменьшалась, а в группах, развивавшихся в аквариумах с загрязнением металлами, возрастала. У остромордой лягушки проанализировать динамику изменчивости пока не представляется возможным, однако к 39-й стадии изменчивым было развитие головастика в аквариумах с железосодержащими сплавами. Их развитие в контрольных аквариумах было менее вариабельно, но выше, чем в свинецсодержащих по всем признакам, кроме Dlg , Wg и R . У серой жабы на 39-й и 43-й стадиях наибольший уровень изменчивости наблюдался у головастика, развивавшихся в аквариумах с загрязнением свинцом, а наименьший — в аквариумах с водой, содержащих железо. Однако по мере развития амфибий такой строгой закономерности не наблюдалось: для ряда признаков развитие в условиях свинцового загрязнения приводило к возрастанию значений Cv (Lo , Lx , Wx , Dlg), а для остальных

ных признаков — к уменьшению значений C_v (рис. 3).

ОБСУЖДЕНИЕ

Исследования влияния загрязнения нерестовых водоемов на развитие амфибий многообразны и в основном посвящены изучению влияния растворов солей тяжелых металлов. Загрязнения городских водоемов, как правило, происходят не только под действием растворенных солей, как, например, при сбрасывании сточных вод с различных предприятий. Более распространенным вариантом загрязнения может быть захламление водоемов различными металлическими конструкциями. Подвергаясь коррозии, они длительное время находятся в водоеме, но могут и не оказывать существенного влияния на химический состав воды водоема. Вероятно, металлосодержащие конструкции образуют убежища для водных обитателей, на них формируется бактериальный налет, который может служить кормом для детритофагов, да и сами частички металлов могут попадать с пищей в организм водных и околоводных обитателей (Еськов, Кирьякулов, 2008; Еськов и др., 2010). Головастики бесхвостых амфибий — детритофаги, и соскребывание бактериального налета с поверхности — основной способ их питания (Терентьев, 1950). Именно эта особенность их пищевого поведения существенно увеличивает шансы попадания частичек металла в пищеварительный тракт головастиков. Нами в эксперименте показано, что такое наблюдается даже в условиях наличия корма. Этот факт особенно интересен тем, что наличие металлосодержащих конструкций не меняло содержание ионов металла в воде, а, следовательно, выявить загрязнение водоема методами анализа химического состава воды выявить не представлялось возможным. Водоем считался чистым, а поражающее действие на биоту проявлялось в значимом изменении размеров предметоморфизирующих и раннеметаморфизирующих головастиков. Известно, что размер головастиков к началу метаморфоза оказывает существенное влияние на успешность этого процесса (Северцов, 1990; Ляпков, 1995). Развитие в условиях имитации загрязнения водоема железосодержащими сплавами приводило к формированию крупных головастиков, а в условиях свинецсодержащих — мелких головастиков. Эта закономерность наблюдалась у головастиков всех трех видов с той лишь разницей, что у остромордой лягушки уже на 39-й стадии она четко выявляется, а у жабы на 43-й стадии развития различия не столь существенны. Возможной причиной таких различий в динамике роста у исследуемых видов бесхвостых амфибий могут быть изменения в пищевом поведении головастиков. К 39-й стадии развития, характеризующейся формированием почки задней конечности, головастики переходят к активному

питанию. Поскольку в аквариумах, где они обитали, присутствовали металлосодержащие сплавы, головастики могли соскребывать с их поверхности частички металлов. К 43-й стадии развития пищевое поведение головастиков более активно, и металлы в их кишечниках накапливаются в больших количествах. Аналогичный эффект наблюдался и для особей нескольких видов амфибий, обитающих на территории Аргентины. Для них показана аккумуляция свинца и хрома не только через кожу; она зависит и от корма (Burger, Snodgraas, 2001). Аккумуляция через пищеварительную систему более характерна, по-видимому, именно для металлов, тогда как накопление хлороорганических пестицидов четко коррелирует с концентрацией пестицида в воде (Jofre et al., 2008). Аналогичные результаты воздействия железа и свинца на размерные характеристики головастиков подтверждаются некоторыми исследованиями, проведенными на растворах солей. По сравнению с контрольной группой, головастики, развивающиеся в присутствии оксида железа II (нанопорошок) и сульфата железа, имели большие размеры, хотя сроки их развития совпадали с контрольной группой (Пескова, 2003; Шиян, 2011). При воздействии ионов свинца показан результат, аналогичный нашему: снижение массы и отставание в развитии головастиков *X. laevis* (Berzins, Bundy, 2002), *Rana catesbeiana* (Rice, 1998) и *Bufo fowleri* (Barrett et al., 2010).

Интересно отметить, что воздействие загрязнения на пропорциональность развивающихся головастиков не наблюдалась, т.е. увеличивая или уменьшая свой размер, головастики увеличивали или уменьшали пропорционально все структуры. При этом такая закономерность наблюдалась для биогенного железа и для небιοгенного свинца. Возможно, воздействие металлов можно рассматривать как результат их воздействия на общий обмен веществ, а не в качестве тератогенного фактора. Показано, что биологически важные металлы (в больших концентрациях) не менее токсичны по сравнению с небіогенными металлами (Luoma, Rainbow, 2008). Хотя такая закономерность выявлена при исследовании чувствительности головастиков разных видов жаб к водорастворимой соли железа (FeCl_3) и соли свинца ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$), результат действия металлов более наглядно проявлялся при накоплении металла в организме головастика (Khangarot et al., 1984; 1985; Shuhaimi-Othman et al., 2012). В частности, известно, что накопление в тканях развивающегося головастика ионов свинца нередко приводит к серьезным аномалиям при развитии скелета метаморфизирующих головастиков (Sparling et al., 2006). Такие факторы, как жизненная стадия также значимы для определения степени токсичности металлов (Williams et al., 1986; Rao, Madhyastha, 1987; McCahon, Pascoe, 1988) и пестицидов (Harris et al., 2000). Различия между природными популяциями мо-

гут сводиться к различиям в микроусловиях обитания, в кормовой базе и т.п., а не в характере загрязнения нерестового водоема (Jofre et al., 2012).

В заключение хотелось бы еще раз подчеркнуть, что для всех исследованных видов амфибий развитие в условиях загрязнения водоемов металлами не оказывает существенного влияния на пропорциональность и вариабельность развития. Влияние на общие размеры головастика, напротив, оказывается значимым. При этом загрязнение свинцом замедляет развитие: головастики всех исследованных видов характеризуются меньшими размерами. Развитие в условиях загрязнения железом приводит к формированию крупных головастика серой жабы, тогда как у травяной лягушки железо, так же как и свинец, замедляет ростовые процессы, что приводит к формированию не крупных особей. Однозначной зависимости для остромордой лягушки не удалось выявить, поскольку не было проанализировано достаточного количества стадий развития. Однако и полученные результаты позволяют предположить, что влияние загрязнения металлами на развитие головастика *Rana arvalis* более существенно: уже к 39-й стадии головастики, развивающиеся в условиях загрязнения железом, крупнее, а развивающиеся при загрязнении воды свинцом — значимо мельче. Наблюдаемые межвидовые различия стоит рассматривать вне связи с характером загрязнения. Вероятно, причиной их возникновения являются видовые различия и различия в условиях проведения эксперимента.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Дабаян Н.В., Слепцова Л.А., 1975. Травяная лягушка *Rana temporaria* L. // Объекты биологии развития. М.: Наука. С. 442–462.
- Еськов Е.К., Кирьякулов В.М., 2008. Содержание тяжелых металлов в тканях уток, оседло зимующих в Московской области // Сельскохозяйств. биол. Серия: Биол. животных. № 6. С. 115–119.
- Еськов Е.К., Кирьякулов В.М., Фомицев Ю.П., 2010. Зависимость свойств мышечных тканей кряквы от резорбции свинца в ее желудочно-кишечном тракте и наличия в потребляемом трофическом субстрате энтеросорбента // Вестник охотовед. Т. 7. № 1. С. 23–28.
- Ляпков С.М., 1995. Внутрипопуляционная изменчивость размеров выходящих сеголеток и времени развития до окончания метаморфоза травяной (*R. temporaria*) и остромордой (*R. arvalis*) лягушек // Зоол. журн. Т. 74. Вып. 2. С. 66–79.
- Майманова Т.М., 2010. Химия биогенных элементов (спецкурс). Учебно-методический комплекс. Горно-Алтайск: Горно-Алтайск. гос. университет. 51 с.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В., 1991. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. М.: Животный мир. 286 с.
- Пескова Т.Ю., 2003. Действие смесей тяжелых металлов на головастики бесхвостых земноводных // Известия Самарского науч. центра РАН. Актуальные проблемы экологии. Т. 1. С. 157–164.
- Пляксина О.В., Ладонин Д.В., 2009. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами // Почвоведение. № 7. С. 877–885.
- Северцов А.С., 1990. Внутривидовое разнообразие как причина эволюционной стабильности // Журн. общей биол. Т. 51. № 5. С. 579–589.
- Терентьев П.В., 1950. Лягушка. М.: Сов. наука. 345 с.
- Шиян А.А., 2011. Влияние нанопорошков оксидов металлов на успех прохождения стадий развития озерной лягушкой (*Rana ridibunda* Pall.) // Научный журн. Кубанского гос. аграрн. ун-та. № 66 (02). С. 1–11.
- Aronzon C.M., Saldoval M.T., Herkovits J., PerezColl C.S., 2011. Stage-dependent susceptibility to copper in *Rhinella arenarum* embryos and larvae // Envir. Toxicol. and Chem. V. 30. № 12. P. 2771–2777.
- Barrett K., Guyer C., Watson D., 2010. Water from Urban streams slows growth and speed metamorphosis in fowler's toad (*Bufo fowleri*) larvae // J. Herpetology. V. 44. № 2. P. 297–300.
- Berzins D.W., Bundy K.J., 2002. Bioaccumulation of lead in *Xenopus laevis* tadpoles from water and sediment // Environ. Int. V. 28. P. 69–77.
- Blaustein A.R., Johnson P.T.J., 2003. The complexity of deformed amphibians // Front. Ecol. Environ. V. 1. № 2. P. 87–94.
- Blaustein A.R., Kiesecker J.M., 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations // Ecol. Letters. V. 5. P. 597–608.
- Blaustein A.R., Romansic J.M., Kiesecker J.M., Hatch A.C., 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian populations declines // Diversity and Distributions. V. 9. P. 123–140.
- Bochenek I., Protasowicki M., Brucka-Jastrzębska E., 2008. Studies on the bioavailability of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn) from bottom sediments to guppies *Poecilia reticulata* Peters // Arch. Pol. Fish. V. 16. P. 155–166.
- Bridges C.M., Dwyer F.J., Hardesty D.K., Whites D.W., 2002. Comparative contaminant toxicity: Are amphibian larvae more sensitive than fish? // Bul. Environ. Contam. Toxicol. V. 73. P. 465–470.
- Burger J., Snodgrass J., 2001. Metal levels in Southern Leopard Frogs from the Savannah River Site: location and body compartment effects // Environ. Res. Sec. A V. 86. P. 157–166.
- Dawson A.B., 1993. An experimental study of hemopoiesis in *Necturus*: effects of lead poisoning on normal and splenectomized animal // J. Morphol. V. 55. P. 349–385.
- Dong D., Liu L., Hua X., Lu Y., 2007. Comparison of lead, cadmium, copper and cobalt adsorption onto metal oxides and organic materials in natural surface coatings // Microchem. J. V. 85. P. 270–275.
- Ferreira C.M., Lombardi J.V., Macado-Neto J.G., Bueno-Guimaraes H.M., Soares S.R., Saldiva P.H., 2004. Effects of cooper oxychloride in *Rana catesbeiana* tadpoles: Toxicol. and bioaccumul. aspects // Bul. Environ. Contam. Toxicol. V. 73. P. 465–470.
- Forstner U., Wittman G.T.W., 1981. Metal pollution in the aquatic environment. N.-Y.: Springer-Verlag. 165 p.
- Gosner K.L., 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on indification // Herpetol. V. 16. № 2. P. 183–190.

- Harris M.L., Chora, L., Bishop C.A., Bogart J.P., 2000. Species- and age-related differences in susceptibility to pesticide exposure for two amphibians *Rana pipiens* and *Bufo americanus* // *Bul. of Environ. Contam. and Toxicol.* V. 64. P. 263–270.
- Herkovits J., Cardellini P., Pavanati C., Perez Coll C.S., 1997. Susceptibility of early life stages of *Xenopus laevis* to cadmium // *Environ. Toxicol. Chem.* V. 16. P. 312–316.
- Herkovits J., Perez-Coll C.S., 1991. Antagonism and synergism between lead and zinc in amphibian larvae // *Environ. Pollut.* V. 69. P. 217–221.
- Ireland M.P., 1977. Lead retention in toads *Xenopus laevis* fed increasing levels of lead-contaminated earthworms // *Environ. Pollut.* V. 12. P. 85–92.
- Jofré M.B., Antón R.I., Caviedes-Vidal E., 2008. Organochlorine contamination in anuran amphibians of an artificial lake in the semiarid midwest of Argentina // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 55. P. 471–480.
- Jofré M.B., Antón R.I., Caviedes-Vidal E., 2012. Lead and cadmium accumulation in anuran amphibians of a permanent water body in arid Midwestern Argentina // *Environ. Sci. Pollut. Res.* V. 19. № 7. P. 2889–2897.
- Kaplan H.M., Arnholt T.J., Payne J.E., 1967. Toxicity of lead nitrate solutions for frogs (*Rana pipiens*) // *Lab. Animal Care.* V. 17. P. 240–246.
- Khargarot B.S., Sehgal A., Bhasin M.K., 1984. Protective action of chelating agent EDTA on copper and zinc toxicity to frog tadpoles // *Nat. Acad. Scien. Lett.* V. 7. № 6. P. 201–203. — 1985. “Man and Biosphere” — Studies on the Sikkim Himalayas. Part 5: Acute toxicity of selected heavy metals on the tadpoles of *Rana hexadactyla* // *Acta Hydroch. Hydrob.* V. 13. № 2. P. 259–263.
- Khargarot B.S., Ray R.K., 1987. Sensitivity of toad tadpoles, *Bufo melanostictus* (Schneider), to heavy metals // *Bul. Environ. Contam. Toxic.* V. 38. № 3. P. 523–527.
- Lefcort H., Meguire R.A., Wilson H., Ettinguer W.F., 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana lutiventris*) tadpoles // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 35. P. 447–456.
- Luoma S.N., Rainbow P.S., 2008. Metal contamination in aquatic environment: Science and lateral management. N.-Y.: Cambridge. 573 p.
- McCahon C.P., Pascoe D., 1988. Use of *Gammarus pulex* L. in safety evaluation test: culture and selection of a sensitive life stage // *Ecotoxic. and Environ. Saf.* V. 15. P. 245–252.
- Pérez-Coll C.S., Herkovits J., 1990. Stage dependent susceptibility to lead in *Bufo arenarum* embryos // *Environ. Pollut.* V. 63. P. 239–245.
- Plowman M.C., Grbac-Ivankovic S., Martin J., Hopfer S.M., Sunderman Jr. F.W., 1994. Malformations persist after metamorphosis of *Xenopus laevis* tadpoles exposed to Ni 2+, Co 2+, or Cd 2+ in FETAX assays // *Teratogenesis, Carcinogenesis, and Mutagenesis.* V. 14. P. 135–144.
- Rao I.J., Madhyastha M.N., 1987. Toxicities of some heavy metals to the tadpoles of frog, *Microhyla ornata* (Dumeril and Bibron) // *Toxicology.* V. 36. № 2. P. 205–208.
- Rice T.M., 1998. The effects of food deprivation, cold temperatures, and metamorphosis on the accumulation and distribution of lead in larval bullfrogs, *Rana catesbeiana*. PhD thesis. Oxford, USA.
- Rice T.M., Blackstone B.J., Nixdorf W.L., Taylor D.H., 1999. Exposure to lead induced to hypoxia-like responses in bullfrog larvae (*Rana catesbeiana*) // *Environ. Toxicol. Chem.* V. 18. P. 2283–2288.
- Rowe C.L., Kinney O.M., Fiori A.P., Congdon J.D., 1996. Oral deformities in tadpoles (*Rana catesbeiana*) associated with coal ash deposition: effects on grazing ability and growth // *Freshwater. Biol.* V. 36. P. 723–730.
- Sharma V.K., 2002. Potassium ferrate (VI): an environmentally friendly oxidant // *Adv. Environ. Res.* V. 6. Is. 2. P. 143–156.
- Shuhaimi-Othman M.M., Nadzifah Y., Umirah N.S., Ahmad A.K., 2012. Toxicity of metals to tadpoles of the common Sunda toad, *Duttaphrynus melanostictus* // *Toxicol. Environ. Chem.* V. 94. № 2. P. 364–376.
- Sparling D.W., Krest S., Ortiz-Santaliestra M., 2006. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenoccephala* tadpoles // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 51. P. 458–466.
- Williams K.A., Green D.W.J., Pascoe D., Gower D.E., 1986. The acute toxicity of cadmium to different larval stages of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) and its ecological significance for pollution regulation // *Oecologia.* V. 70. P. 362–363.

POSTEMBRYONIC DEVELOPMENT OF ANURANS IN PONDS CONTAMINATED WITH METAL-CONTAINING CONSTRUCTIONS (IMITATION EXPERIMENTS)

E. A. Severtsova, D. R. Aguilón Gutierrez

Faculty of Biology, Lomonosov Moscow State University, Moscow 119899, Russia

e-mail: SevertsovaEA@gmail.com

The effect of simulated pollution of ponds with lead- and iron-containing alloys on the morphogenesis of tadpoles of anuran species (common frog (*Rana temporaria*), moor frog (*Rana arvalis*), and common toad (*Bufo bufo*)) was studied. The observations showed that a flow of metal particles into the body tadpole during feeding affected the dimensional characteristics of the tadpoles. The simulated iron contamination increased the overall size of the tadpoles, as compared to that in the control ones. Under the simulated lead contamination, growth processes were inhibited resulting in the development of significantly smaller tadpoles than those in the control group. The pollution by metal-containing alloys had no effect on the proportion of the development.