УДК 57.044; 579.66

ОЦЕНКА ЦИТОТОКСИЧНОСТИ ОБРАЗЦОВ БУРОВОГО ШЛАМА, СОБРАННЫХ НА ТЕРРИТОРИИ АМБАРА, В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ ХМАО-ЮГРЫ

© 2015 А.В. Нехорошева², И.Ф. Киржаков³, И.И. Авдеева¹, Р.Р. Ахмеджанов¹

¹ Национальный исследовательский Томский политехнический университет ² Институт природопользования Югорского государственного университета ³ Сибирский региональный центр МЧС России

Статья поступила в редакцию 18.11.2015

Размещение в объектах природной среды отходов бурения, содержащих тяжелые металлы и другие токсичные вещества, являются основным источником негативного экотоксического воздействия качества на экосистемы в районах ведения буровых работ. В работе методом биотестирования с использованием инфузорий Parameciumcaudatum проведена оценка цитотоксичности собранных на территории образцов шлама. Сделано заключение о высокой степени неоднородности степени токсичности, как по глубинам, так и по площади амбара. Полученные результаты не позволяют оценить суммарный вклад каждого определяемого компонента в общую токсичность пробы.

Ключевые слова: буровой шлам, тяжелые металлы, биотестирование, цитотоксичность

Проведение буровых работ оказывает значительную техногенную нагрузку на все компоненты окружающей среды. Наибольшему техногенному воздействию подвергаются природные экосистемы на территориях складирования отходов бурения, что является следствием несовершенства технологий бурения и утилизации буровых шламов. Размещение же в объектах природной среды отходов бурения, содержащих тяжелые металлы (ТМ), являются основными причинами прогрессирующего ухудшения качества окружающей среды в районах ведения буровых работ[1, 2, 4]. До настоящего времени основными методами, с помощью которых оценивается экологическое состояние почв и водоемов, продолжают оставаться физико-химические. Однако наряду с аналитическими методами все шире применяются методы биологического тестирования, позволяющие оценить всю совокупность свойств исследуемой среды по ответным реакциям живых организмов. В качестве тест-объектов используются организмы, которые распространены в природе, участвуют в процессах самоочищения вод и обладают коротким жизненным циклом, что позволяет проследить результаты воздействия повреждающих факторов достаточно

Hехорошева \overline{A} лександра Bикторовна, доктор технических наук, доцент, директор. E-mail: alexnehor@rambler.ru

Киржаков Игорь Федорович, первый заместитель начальника

Авдеева Ирина Ивановна, инженер кафедры экологии и безопасности жизнедеятельности. E-mail: avdeevaii@tpu.ru

Ахмеджанов Рафик Равильевич, доктор биологических наук, профессор кафедры экологи и безопасности жизнедеятельности. E-mail: arr@tpu.ru

быстро. Таким требованиям отвечают простейшие. Этот выбор оправдан тем, что, во-первых, инфузории являются типичными представителями фауны водоемов, почв и биологических очистных сооружений, во-вторых, они являются индикаторными видами при оценке загрязнения природных сред и, в-третьих, инфузории отличаются довольно высокой чувствительностью к токсикантам. Биотестирование с использованием инфузорий Parameciumcaudatum может служить эффективным методом эколого-аналитического контроля природных и сточных вод в комбинации с методами аналитической химии [1-3].

Цель работы: оценить цитотоксичность образцов бурового шлама, собранных на территории амбара, в природных условиях ХМАО-Югры.

Объекты и методы исследований. Местом отбора бурового шлама был выбран куст на территории месторождения типичного месторождения ХМАО-Югры. Отбор проб образцов шлама из амбара производился в зимний период. Зимний период был выбран для того, чтобы была возможность полноценно провести отбор проб по всей площади амбара с разных глубин. Исследуемый амбар первой секции кустовой площадки имеет следующие размеры: длина 90,0 метров, ширина 50,0 метров. Общая глубина шламового амбара 350 см. Мощность отходов бурения в нем составляет 280-290 см. Толщина льда в амбаре составила 70 см. Глубина слоя исследуемого шлама в период отбора проб была в пределах от 80 до 150 см с одной стороны и 80 до 90 см в противоположной стороне. Пробы шлама отбирались пробоотборником собственной конструкции и изготовления. Конструкция

пробоотборника позволила отбирать пробы с возможностью разделения их по глубине с сохранением естественной структуры и влажности. Всего в первой секции амбара было отобрано 152 пробы шлама с 21 точки, также было отобрано 2 пробы воды из разных частей амбара. Пробы шлама отбирались по глубине 10 или 20 см, помещались в целлофановые герметичные пакеты, каждой пробе присваивался свой индивидуальный шифр.

На месторождении куста амбар состоит из 3 секций. Скважины бурятся группами по 4 скважины. Расстояние между скважинами в группе – 5 метров, между группами скважин 15 метров. Шламопровод во время бурения в группе смещен вправо от оси скважины на 18 метров. Накопление бурового шлама происходит в большей степени в правой стороне амбара. Первая точка сброса 1 группы 1 скважины располагается на расстоянии в 38 метрах от левого края амбара (рис. 1).

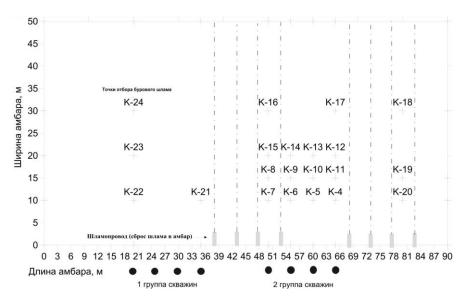


Рис. 1. Схема отбора проб шлама в первой секции амбара, куст № 12

Определения токсичности водных вытяжек из отходов с использованием в качестве тест-объекта инфузорий – Parameciumcaudatum (в дальнейшем – инфузория). Параметры поведенческой реакции инфузорий определяется с помощью приборов серии «Биотестер». Принцип метода основан на способности тест-объектов реагировать на присутствие в водных вытяжках веществ, представляющих опасность для жизнедеятельности, и направленно перемещаться по градиенту концентраций этих веществ (хемотаксическая реакция), избегая их вредного воздействия [3, 4]. Хемотаксическая реакция реализуется при условии наличия стабильного во времени градиента концентраций химических веществ. Подобный градиент создается путем наслоения в вертикальной кювете (пробирке) инфузорий в загустителе испытуемой жидкости. При этом в измерительной кювете образуется стабильная граница раздела, сохраняемая в течение всего времени биотестирования. Эта граница не препятствует свободному перемещению инфузорий в предпочтительном для них направлении и при этом предотвращает перемешивание жидкостей из нижней и верхней зон. После создания в кювете двух зон в течение 30 минут происходит перераспределение инфузорий по зонам. Важная особенность поведенческой реакции инфузорий - массовое перемещение организмов в верхние слои жидкости. В случае если исследуемая проба не содержит токсических веществ, в кювете будет наблюдаться концентрирование клеток инфузорий в верхней зоне. Наличие в исследуемой пробе токсических веществ приводит к иному характеру перераспределения инфузорий в кювете, а именно: чем выше токсичность пробы, тем меньшая доля инфузорий перемещается в верхнюю зону (исследуемую пробу). Критерием токсического действия является значимое различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы в пробе, не содержащей токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе (опыт). Количественная оценка параметра тест-реакции, характеризующего токсическое действие, производится путем расчета соотношения числа клеток инфузорий, наблюдаемых в контрольной и исследуемой пробах и выражается в виде безразмерной величины – индекса токсичности.

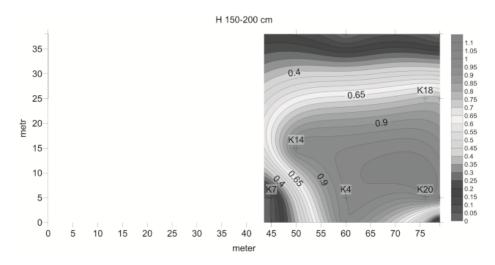
Результаты исследований. Результаты исследования образцов (табл. 1, 2, рис. 2) шлама,

отобранных в разных слоях, показали высокую степень неоднородности степени токсичности, как по глубинам, так и по площади. Это, в первую очередь, связано с высокой неоднородностью элементного и компонентного состава шлама и не может быть увязано с каким-то одним компонентом или показателем электропроводности. Вступает в силу так называемый кумулятивный эффект. Попытка выявить отдельные показатели (табл. 1, 2), которые оказывают большее влияние на токсичность, не дали результата. Так, в одних пробах К 18 (200-250) высокие содержания нефтепродуктов - 456,8 мг/кг и токсичность равна 1, в других К 7 (150-200) высокие содержания нефтепродуктов – 458,6 мг/кг и токсичность 0,1, в третьих К4 (250-290) содержание нефтепродуктов небольшое – 42,5 мг/л, а токсичность 1. Аналогичная несогласованность наблюдается и по показателю электропроводность - нет прямой связи увеличения токсичности с увеличением электропроводности. Тоже самое можно сказать и по остальным показателям. Таким образом, биотестирование не позволяет оценить суммарный вклад каждого определяемого компонента в общую токсичность пробы.

Например, смесь цинка и меди в 5 раз токсичнее, чем арифметически полученная сумма их токсичности, что обусловлено синергизмом при совместном влиянии этих элементов. Подобным образом действует и смесь цинка с никелем. Однако существуют наборы металлов, совместное действие которых проявляется аддитивно. Ярким примером этого являются цинк и кадмий, проявляющие взаимный физиологический антагонизм. Очевидны проявления синергизма и антагонизма металлов и в их многокомпонентных смесях, поэтому суммарный токсикологический эффект от загрязнения среды ТМ зависит не только от набора и уровня содержания конкретных элементов, но и особенностей их взаимного воздействия на биоту. Возможно, на усиление токсичности оказывают влияние и иные, не определяемые нами, компоненты (СПАВ, фенолы и др.).

Таблица 1. Оценка токсичности образцов шлама, отобранных в амбаре

Место отбора	Показатель средней токсично- сти	Степень токсичности				
K-4 (150-170)	0,73	высокая				
K-4 (170-190)	1,00	высокая				
K-4 (190-200)	1,00	высокая				
K-4 (200-220)	0,03	допустимая				
K-4 (220-240)	0,00	допустимая				
K-4 (240-250)	1,00	высокая				
K-4 (250-270)	1,00	высокая				
K-4 (290-300)	0,08	допустимая				
K-7 (150-200)	0,05	допустимая				
K-7 (200-250)	0,78	высокая				
K-7 (210-220)	0,30	допустимая				
K-7 (270-280)	1,00	высокая				
K-14 (270-280)	1,00	высокая				
K-14 (200-210)	1,00	высокая				
K-14 (250-260)	0,41	умеренная				
K-16 (200-250)	0,00	допустимая				
K-16 (250-290)	0,00	допустимая				
K-18 (160-180)	0,77	высокая				
K-18 (200-220)	0,98	высокая				
K-18 (260-280)	0,31	допустимая				
K-20 (150-200)	1,00	высокая				
K-20 (280-290)	0,83	высокая				
K-22 (250-290)	1,00	высокая				
K-22 (260-280)	0,83	высокая				
K-24 (220-240)	0,82	высокая				



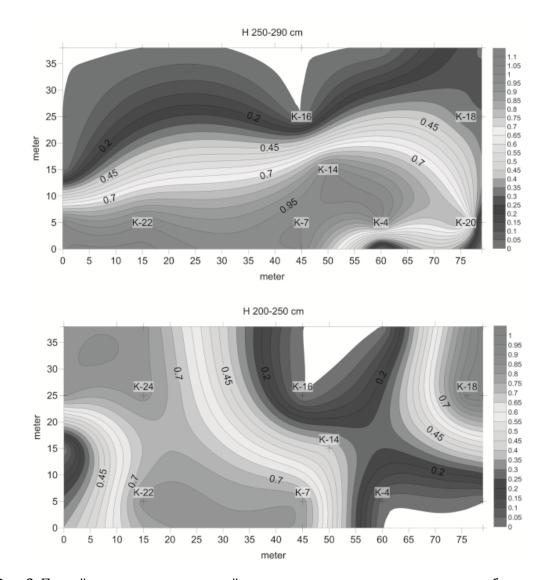


Рис. 2. Послойные поля концентраций степени токсичности в исследуемом амбаре

Таблица 2. Общие результаты оценки токсичности образцов шлама, отобранных в амбаре

	Интервал	Компоненты, мг/кг										
Шифр точки	опробова- ния от поверхно- сти, см	Cr	Ni	Pb	Cu	Cd	V	Со	Al, г/кг	Mn, г/кг	Ва, г/кг	Sr
K-4	150-200	4,0	26,3	14,3	26,2	0,8	9,5	10,3	7,9	0,6	15,3	79,5
K-4	200-250	5,1	22,6	14,6	20,1	0,7	9,6	10,5	9,1	1,7	13,0	50,9
K-4	250-290	6,0	19,7	16,6	22,4	0,6	10,6	9,7	8,7	0,8	12,4	51,6
K-7	150-200	22,7	29,9	19,2	38,7	0,9	22,2	10,9	34,7	1,2	62,2	187,6
K-7	200-250	28,9	22,0	136,4	118,8	1,2	22,1	7,6	45,9	0,9	33,6	222,5
K-7	250-290	7,8	23,2	42,0	38,8	0,6	11,5	8,0	17,6	1,6	21,1	117,9
K-16	200-250	13,3	22,0	28,6	34,0	0,8	13,7	8,7	14,4	0,6	30,5	96,0
K-16	250-290	17,9	24,5	40,4	37,2	0,9	17,2	9,6	18,8	0,8	40,7	106,4
K-18	150-200	24,2	19,9	36,8	61,9	1,0	19,0	6,9	26,2	0,6	38,6	127,7
K-18	200-250	29,3	15,4	43,4	121,0	1,2	19,1	0,6	63,6	0,6	37,3	67,6
K-18	250-290	14,7	21,0	16,2	21,8	0,9	14,9	9,5	13,1	1,2	30,7	68,6
K-20	150-200	25,1	16,4	189,1	110,0	1,0	19,2	5,8	38,6	0,4	18,2	179,9
K-20	200-250	6,6	36,5	20,6	23,2	0,9	12,3	9,6	10,4	1,7	16,5	106,9
K-20	250-290	8,0	22,5	23,4	20,5	0,8	10,8	7,2	9,1	1,1	25,2	78,3
K-22	250-290	5,6	16,0	39,8	18,9	0,5	9,1	6,3	6,5	0,4	26,9	60,0
K-24	200-250	9,7	26,1	20,3	26,0	0,9	13,6	9,2	14,1	1,0	28,2	98,2
K-24	250-290	7,0	15,7	24,2	21,3	0,6	10,4	7,4	9,7	0,8	20,0	50,1

шА	Интервал опробова- ния от поверхно- сти, см	Компоненты, мг/кг										
p		В	Ti	Zn	К г/кг	Nа г/кг	Са г/кг	Mg г/кг	УЭП, мкСм /см	Н/п	Cl	Токсич ность
K-4	150-200	4,0	26,3	14,3	26,2	0,8	9,5	10,3	7,9	0,6	15,3	79,5
K-4	200-250	5,1	22,6	14,6	20,1	0,7	9,6	10,5	9,1	1,7	13,0	50,9
K-4	250-290	6,0	19,7	16,6	22,4	0,6	10,6	9,7	8,7	0,8	12,4	51,6
K-7	150-200	22,7	29,9	19,2	38,7	0,9	22,2	10,9	34,7	1,2	62,2	187,6
K-7	200-250	28,9	22,0	136,4	118,8	1,2	22,1	7,6	45,9	0,9	33,6	222,5
K-7	250-290	7,8	23,2	42,0	38,8	0,6	11,5	8,0	17,6	1,6	21,1	117,9
K-16	200-250	13,3	22,0	28,6	34,0	0,8	13,7	8,7	14,4	0,6	30,5	96,0
K-16	250-290	17,9	24,5	40,4	37,2	0,9	17,2	9,6	18,8	0,8	40,7	106,4
K-18	150-200	24,2	19,9	36,8	61,9	1,0	19,0	6,9	26,2	0,6	38,6	127,7
K-18	200-250	29,3	15,4	43,4	121,0	1,2	19,1	0,6	63,6	0,6	37,3	67,6
K-18	250-290	14,7	21,0	16,2	21,8	0,9	14,9	9,5	13,1	1,2	30,7	68,6
K-20	150-200	25,1	16,4	189,1	110,0	1,0	19,2	5,8	38,6	0,4	18,2	179,9
K-20	200-250	6,6	36,5	20,6	23,2	0,9	12,3	9,6	10,4	1,7	16,5	106,9
K-20	250-290	8,0	22,5	23,4	20,5	0,8	10,8	7,2	9,1	1,1	25,2	78,3
K-22	250-290	5,6	16,0	39,8	18,9	0,5	9,1	6,3	6,5	0,4	26,9	60,0
K-24	200-250	9,7	26,1	20,3	26,0	0,9	13,6	9,2	14,1	1,0	28,2	98,2
K-24	250-290	7,0	15,7	24,2	21,3	0,6	10,4	7,4	9,7	0,8	20,0	50,1

Выводы: биотестирование не позволяет оценить суммарный вклад каждого определяемого компонента в общую токсичность пробы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

- 1. *Гузев, В.С.* Перспективы эколого-микробиологической экспертизы состояния почв при антропогенных воздействиях / *В.С. Гузев, С.В. Левин* // Почвоведение. 1991. № 9. С. 50-62.
- Гродницкая, И.Д. Эколого-микробиологическая индикация и биоремедиация почв естественных и нарушенных Лесных экосистем Сибири. Автореферат диссертации на соискание ученой степени

- доктора биологических наук. Красноярск, 2013. 42 с.
- Маячкина, Н.В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки. / Н.В. Маячкина, М.В. Чугунова // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобаческого. 2009. №1. С. 84-93.
 - 4. Токсикологические методы анализа. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв и отходов производства и потребления // ПНД Ф Т 14.1:2:4.10-2004 Т 16.1:2.3:3.7-2004 ФБУ «ФЦАО», Сибирский федеральный университет, 2012г, 43 с.

CYTOTOXICITY ESTIMATION OF DRILLING SLIME SAMPLES, COLLECTED IN THE TERRITORY OF BARN, IN NATURE OF KHANTY-MANSI AUTONOMOUS DISTRICT-UGRA

© 2015 A.V. Nekhorosheva², I.F. Kirzhakov³, I.I. Avdeeva¹, R.R. Akhmedzhanov¹

¹ National Research Tomsk Polytechnical university

² Institute of Mature Management at Ugra State University

³ Siberian Regional Center of Emercom of Russia

Placement in objects of environment the waste of drilling, containing heavy metals and other toxic substances, are the main source of negative ecotoxic impact of quality on ecosystems in areas of conducting drilling operations. In work by biotesting method with use of infusorians Parameciumcaudatum the assessment of slime samples cytotoxicity, collected in the territory, is carried out. The conclusion about high degree of heterogeneity of toxicity degree, both on depths and on the area of a barn is made. The received results don't allow to estimate a total contribution of each defined component to the general toxicity of test.

Key words: drilling slime, heavy metals, biotesting, cytotoxicity

Alexandra Hekhorosheva, Doctor of Technical Sciences, Associate Professor, Director. E-mail: alex-nehor@rambler.ru; Igor Kirzhakov, First Deputy Chief; Irina Avdeeva, Engineer at the Ecology and Health Safety Department. E-mail: avdeevaii@tpu.ru; Rafik Akhmedzhanov, Doctor of Biology, Professor at the Ecology and Health Safety Department. E-mail: arr@tpu.ru