

ВЛИЯНИЕ ТОКСИЧНЫХ МЕТАЛЛОВ НА МИКРООРГАНИЗМЫ ЛЕЧЕБНОЙ ГРЯЗИ

А. И. Хоменко, С. В. Мурадов, С. В. Рогатых

*Научно-исследовательский геотехнологический центр (НИГТЦ)
ДВО РАН, Петропавловск-Камчатский*

IMPACT OF TOXIC METALS ON MICROORGANISMS THERAPEUTIC MUD

A. I. Khomenko, S. V. Muradov, S. V. Rogatykh

*Research Geotechnological Centre (RGC) FEB RAS, Petropavlovsk-
Kamchatsky*

Тяжелые металлы (Pb, Hg, Al, Fe, Mn, Mo, Cu, Ti, Ag и др.) являются особой группой металлов, обладающих значительным биологическим действием. Обладают способностью накапливаться в организме, в связи с чем, достигнув определенной концентрации, могут негативно влиять на биологические процессы. Тяжелые металлы также определяются как токсичные металлы (Новоселова и др., 2012).

Термальная вода Паратунских гидротермальных источников богата различными микроэлементами, включая Pb, Zn, Cu и Mn, в количествах, не превышающих ПДК (Чебыкин, 2012). Значительная доля термальной воды (до 40 %), поступающей из подземных скважин Паратунских гидротермальных источников в воды месторождения лечебной грязи «Озеро Утиное» Камчатского края, определяет изменение гидрохимического состава покровных вод озера. Будучи фактором положительного бактериологического действия, эти металлы, однако, более угнетают специфическое микробное сообщество, чем адаптированную санитарно-показательную флору, загрязняющую водоем (Мурадов, 2013). Это снижает очистительную способность грязи и водоема в целом.

Изучение воздействия токсичных металлов на сообщество микроорганизмов лечебной грязи проводилось в модельном опыте. Исследовалось влияние на общее микробное число грязи месторождения «Озеро Утиное» в процессе экологической активации. Под экологической активацией нами понимается стимулирование жизнедеятельности автохтонного сообщества микроорганизмов лечебной грязи для усиления процессов регенерации и самоочищения, экстрагирования веществ, обеспечивающих эффективный грязелечебный процесс, путем разведения водой, прогрева, перемешивания, аэробного или анаэробного инкубирования.

Опыт проводили в 9 конических колбах с разведениями образцов грязи термальной и дистиллированной водой в разных соотношениях. Общий объем каждой составлял 200 мл, кроме «стрессовой» пробы С, содержащей 250 мл материала, за счет того, что в нее был внесен максимальный, относительно других разведений, объем термальной воды (100 мл) для получения более показательных результатов. Контрольная проба (К) содержит только 150 мл образца лечебной грязи и доведена до необходимого объема 50 мл озерной водой.

Методика эксперимента заключалась в закреплении колб с исследуемым материалом на качалке (70 об/мин) и инкубации их в термостате с поддержанием температуры, близкой к естественным условиям обитания микрофлоры (12–15 °С) на протяжении 22 дней. Критерием устойчивости микроорганизмов к содержанию токсичных металлов в среде служил прирост численности этих микробов в сравнении с контрольным вариантом и с образцами, содержащими меньшее количество термальной воды (что соответствует меньшему содержанию токсичных ионов). Определение численности микроорганизмов производилось каждый день прямым подсчетом клеток в поле зрения микроскопа.

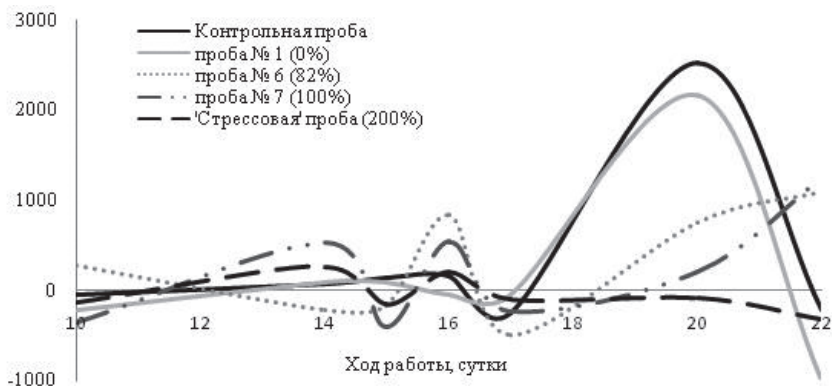
Дополнительно проводилось измерение таких показателей, как реакция среды (рН) и окислительно-восстановительный потенциал (Еh).

Изначальные показатели пробы К (контрольной пробы): рН = 4, число клеток в 1 мл $1/8 \cdot 10^9$ кл/мл, Еh = –12.

На 15 день эксперимента, с целью оценки состояния микробного сообщества, в колбы с исследуемой суспензией был добавлен органический субстрат в виде пшеничной муки.

На рисунке ниже представлены наиболее показательные данные, выражающие динамику прироста численности микроорганизмов. Линии графика изображают показатели прироста численности в контрольной пробе, пробах № 1, № 6, № 7 и «стрессовой» пробе. Из этого графика хорошо видно, что максимальные значения прироста микробного числа во всех исследуемых колбах соответствуют датам после внесения дополнительного органического субстрата (муки).

Скачок прироста численности клеток произошел не сразу, а через несколько дней. Внесение муки и незначительное изменение состава привычной среды сопоставимо с внесением культуры в новую среду. За счет этого, вероятно, замедлились процессы усвоения органики (Иванова и др., 2001). Это закономерный результат, и объясняется он тем, что к 10-му дню инкубирования основной субстрат в колбах был истощен в процессе жизнедеятельности микроорганизмов, а внесение на этих сроках органического субстрата послужило толчком для возобновления роста клеток.



*Изменение динамики прироста клеток в показательных пробах с 10-го дня эксперимента. По оси у – количество клеток в 1 мл исследуемого раствора (*10⁷ кл/мл). В скобках указано процентное содержание термальной воды в пробах от общего разведения*

Характеризуя полученные данные, можно отметить, что в первые дни наблюдений прямых корреляций не видно. Но разная интенсивность роста микробного числа в колбах с разным разведением после внесения органического субстрата указывает на то, что в тех колбах, где процент термальной воды был выше, размножение клеток заметно менее интенсивное, чем в колбах с большим содержанием дистиллированной воды. То есть в колбах с большим содержанием токсичных ионов (привнесенных с термальной водой) микроорганизмы оказались менее активными и менее интенсивно стали усваивать органику. Это, вероятно, вызвано угнетающим действием возросшей концентрации токсичных элементов на жизнедеятельность микроорганизмов, о чем свидетельствуют литературные источники (Иванова и др., 2001; Каравайко и др., 2006). Также замечено, что раньше всего скачок численности микроорганизмов произошел в пробах с большим содержанием токсичных ионов, что, вероятно, объясняется использованием, до определенного момента, микроорганизмами термальной воды в качестве дополнительного источника микроэлементов. В малых, предельно допустимых концентрациях ионы токсичных металлов являются необходимыми микроэлементами и входят в состав многих биологически важных макромолекул, в случае же превышения определенной концентрации в клетках микроорганизмов происходит ряд дегенеративных изменений, которые могут вести к ингибированию их размножения (Сомов, Бузолёва, 2004).

Также было установлено изменение реакции среды в процессе

инкубирования в связи с происходящими в колбах процессами жизнедеятельности микроорганизмов. По данным значений pH, реакция среды начала падать с 4-го и стабилизировалась к 10-му дню примерно в районе показателя pH 3, но после внесения муки показатель pH стал постепенно нарастать. Обратная динамика наблюдается со стороны ОВП – до внесения муки он имел более высокие значения, чем после внесения органики.

«Стрессовая» проба заметно отличается от других проб. Причиной этому служит наибольшее содержание термальной воды в колбе. Показатель прироста клеток в этой пробе наглядно показывает, что значительное содержание ионов токсичных ионов в среде ингибирует процесс развития микрофлоры.

На основании экспериментальной оценки влияния эффекта разведения термальной водой на микроорганизмы лечебной грязи можно заключить, что существует зависимость нарастания микробной численности от концентраций токсичных ионов, привнесенных с термальной водой. Следует отметить, что в более ранних исследованиях было установлено, что устойчивость микроорганизмов к токсическому действию подобных элементов зависит как от морфологических, так и от физиологических характеристик клеток (Каравайко и др., 2006).

Опираясь на вышеизложенное, можно утверждать, что накапливающаяся в месторождении концентрация привносимых с термальной водой токсичных металлов имеет реальную возможность ингибировать регенерационные процессы лечебной грязи. Несмотря на этот факт, на данный момент в Паратунском грязевом месторождении полного блокирования регенерационных процессов лечебных грязей еще не наблюдается. Возможно, когда количество термальной воды, привнесенной со стоками, создаст достаточную концентрацию токсичных металлов для ингибирования процессов жизнедеятельности микроорганизмов лечебной грязи, месторождение озера Утиное еще более снизит или вовсе утратит свой регенерационный потенциал.

ЛИТЕРАТУРА

Иванова Е. П., Горшкова Н. М., Куриленко В. В. 2001. Толерантность к солям тяжелых металлов морских протеобактерий родов *Pseudoalteromonas* и *Alteromonas* // Микробиология. Т. 70. № 2. С. 283–285.

Каравайко Г. И., Дубинина Г. А., Кондратьева Т. Ф. 2006. Литотрофные микроорганизмы окислительных циклов серы и железа // Микробиология. Т. 75. № 5. С. 593–629.

Мурадов С. В. 2013. Мониторинг санитарно-микробиологического состояния лечебной грязи озеро Утиное (Камчатский край) за 50 лет эксплуатации месторождения // Фундаментальные исследования. № 6. С. 913–917.

Новоселова Е. И., Турьянова Р. Р., Рахматуллина А. А., Шарифуллина Л. Н. 2012. Влияние тяжелых металлов на ферментативную активность и состав почвенной альгофлоры чернозема обыкновенного // Матер. докл. VI съезда Общ-ва почвоведов им. В. В. Докучаева. Петрозаводск : Карельский науч. центр РАН. Кн. 2. С. 276–277.

Сомов Г. П., Бузолёва Л. С. 2004. Адаптация патогенных бактерий к абиотическим факторам окружающей среды. Владивосток : Примполиграфкомбинат. 167 с.

Чебыкин И. Н. 2012. Геологическое доизучение месторождения лечебной грязи «Озеро Утиное» // Отчет о НИР. Петропавловск-Камчатский : ОАО «Камчат-геология». 121 с.