

## ВОССТАНОВЛЕНИЕ Cr(6+) КУЛЬТУРОЙ PSEUDOMONAS MENDOSCINA В ЛАБОРАТОРНОМ БИОРЕАКТОРЕ

Цветкова Л. И., Иваненко И. И., Новикова А. М.

### Cr(6+) RECOVERY BY PSEUDOMONAS MENDOSCINA CULTURE IN LABORATORY BIOREACTOR

Tsvetkova L. I., Ivanenko I. I., Ivanenko A. M.

#### Аннотация

Проведенными в рамках гранта СПбГАСУ исследованиями показано, что биохимический процесс восстановления Cr(6+) в биомембранном реакторе с иммобилизованными бактериальными клетками является значительно более эффективным по сравнению с использованием свободноплавающих микроорганизмов. Доказана возможность проведения хроматредукции с помощью иммобилизованных в биокаталитических мембранах бактериальных клеток. Выявлено, что эффективное восстановление Cr(6+) происходит при равных скоростях диффузии и биохимического процесса. Установлено, что редукцию Cr(6+) в мембранном биореакторе можно получить при порционном введении Cr(6+), при этом концентрация соединения не должна превышать 20 мг/дм<sup>3</sup>. Иммобилизованные бактерии *P. mendocina* P-13 снижают содержание Cr(6+) с 20 до 0 мг/дм<sup>3</sup> при пятикратном введении его с линейной скоростью, после чего реакция прекращается из-за образования клеточных метаболитов. Продолжение процесса очистки возможно только после замены культуральной среды на свежий раствор. Контроль биохимического процесса возможно вести путем мониторинга окислительно-восстановительного потенциала (ОВП). Установлено, что при использовании иммобилизованных на мембранах клеток *P. mendocina* эффективно процесс хроматредукции протекает при значениях ОВП ниже 400 мВ, то есть в диапазоне протекания аэробных процессов. Таким образом, восстанавливать Cr(6+), могут представители разных родов и видов факультативно и облигатно-анаэробных бактерий, а также аэробов, способных к анаэробному дыханию, причем некоторые из них могут с успехом использоваться для очистки загрязненной воды от этого токсичного соединения.

**Ключевые слова:** биохимический процесс, мембраны, иммобилизованные микроорганизмы, хроматредукция, окислительно-восстановительный потенциал.

В сточных водах металлургических, машиностроительных и ряда других предприятий содержатся высокотоксичные соединения Cr(6+). Часто такие стоки без достаточной очистки попадают в открытые водоемы, которые являются источником централизованного водоснабжения,

#### Abstract

The researches executed under the grant of SPSUACE present that a biochemical process of Cr(6+) recovery in a biomembrane reactor with immobilized bacterial cells is significantly more efficient in comparison to using the free-floating microorganisms. The possibility of chrome-reduction using the immobilized bacterial cells in biocatalytic membranes is proved. It is discovered that the efficient Cr(6+) recovery comes at the equal rates of diffusion and biochemical process. It is found that Cr(6+) reduction in the membrane bioreactor may be achieved at the portion injection of Cr(6+) but the compound concentration should not exceed 20 mg/dm<sup>3</sup>. *P. mendocina* P-13 immobilized bacteria reduces Cr(6+) content from 20 up to 0 mg/dm<sup>3</sup> at its five-time introduction with a linear velocity after which the reaction ceases due to the cell metabolite formation. The treatment process continuation is only possible after the cultural medium replacement with fresh solution. The biochemical process can be controlled by ORP monitoring. It is found that using the *P. mendocina* cells immobilized on membranes, the chromate-reduction process is efficient at the ORP values below 400 MV, that is, within the range of aerobic process course. Thus, Cr(6+) can be recovered by the agents of different genera and types of both optionally and obligatory anaerobic bacteria as well as the aerobes capable of anaerobic respiration. Moreover, some of them can be successfully used for the contaminated water treatment from this toxic compound.

**Keywords:** biochemical process, membranes, immobilized microorganisms, chromate-reduction, oxidation reduction potential.

что представляет угрозу как для гидробионтов, так и для потребителей воды. Самыми распространенными методами очистки промышленных стоков от Cr(6+) являются физико-химические методы, которые, к сожалению, не лишены существенных экономических и экологических

недостатков. Биотехнологии позволяют снизить концентрацию Cr (6+) в воде до норм ПДК. Источником органического питания микроорганизмов и донором электронов при этом служат разнообразные органические соединения, в том числе отходы сельского хозяйства, мыловаренного и других производств [1, 2]. Для очистки воды в таких биотехнологиях используют как чистые культуры бактерий, так и их ассоциации. В последнее время все большее внимание привлекают бактерии, которые способны использовать Cr (6+) как терминальный акцептор электронов при окислении органических соединений с образованием нерастворимого гидроксида Cr (3+).

Впервые возможность биологической детоксикации хроматсодержащих стоков была показана В. Кореньковым и В. Романенко, которые выделили и описали бактериальную культуру, способную восстанавливать Cr (6+) до Cr (3+) [3]. Позднее в литературе появились сообщения о существовании других микроорганизмов, стойких к токсичному действию хроматов. В этих работах отмечается как отсутствие, так и существование связи между стойкостью бактерий к Cr(6+) и способностью редуцировать его в Cr (3+). П. И. Гвоздяк с соавторами установил способность коллекционных культур бактерий, которые раньше не контактировали с Cr (6+), восстанавливать это соединение [4]. Е. И. Квасников и др. в своих исследованиях пришли к выводу, что хроматвосстанавливающая способность характерна для представителей родов *Aeromonas*, *Escherichia*, *Pseudomonas*, *Enterobacter* и она коррелируется с их высокой стойкостью к значительному содержанию иона хрома в среде. Авторами также селекционирован и описан новый вид высокоактивного хроматредуцирующего штамма — *Aeromonas dechromatca* [5]. Было обнаружено, что наиболее распространена способность восстанавливать Cr(6+) у бактерий рода *Pseudomonas*, причем проводят этот процесс как адаптированные, так и неадаптированные клетки, а блокирование синтеза белка цианидом не предотвращает восстановление хрома, что свидетельствует о неиндуцибельности хроматредуктазы. Из исследованных 650 штаммов бактерий рода *Pseudomonas* лишь 0,4 % культур имеют высокую хроматредуцирующую способность, которая коррелирует с резистентностью

клеток к Cr(6+) при концентрации в среде до 100 мг/дм<sup>3</sup>. Все изолированные штаммы относятся к денитрифицирующим псевдомонадам. Наиболее стойкими оказались представители видов *P. fluorescens* и *P. putida*. Однако среди неспособных к денитрификации штаммов не были обнаружены хроматредуцирующие бактерии [6].

В литературе описаны бактериальные культуры разных таксономических групп, которые участвуют в этом процессе, а также разработаны и реализованы на практике соответствующие биотехнологии очистки сточных вод гальванических производств. Установлено, что восстановление Cr(6+) в биореакторе культурой *Enterobacter cloacae* происходит со скоростью 10–15 мг/дм<sup>3</sup> в час [7]. Имобилизованные клетки *Bacillus* sp. также существенно снижают содержание Cr (6+) в биореакторе с гранулированной насадкой [8]. Бинарная культура из имобилизованных клеток *Pseudomonas putida* и *Escherichia coli* в непрерывных условиях культивирования редуцирует 5–21 мг Cr(6+)/дм<sup>3</sup> в сутки, используя фенол как источник органического питания. Трансформация фенола осуществляется *P. putida*, а восстановление Cr(6+) — *E. Coli*. Сульфатредуцирующие бактерии уменьшают на 93,4 % концентрацию Cr(6+) при росте на этаноле [9]. Стоит отметить, что хромредуцирующие бактерии в последнее время стали объектом изучения многих исследователей. Описаны новые штаммы бактерий, их свойства и биотехнологии, в которых использованы эти культуры [10–22].

В связи с этими нами были проведены исследования по изучению изменения окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) питательной среды со свободноплавающими и имобилизованными в мембрану клетками хроматредуцирующими псевдомонадами — *P. mendocina* P–13.

Исследование проводилось в минеральной среде М9 (синтетическая среда, в которой источником энергии углерода является глюкоза, а азота — NH<sub>4</sub>Cl) с микроэлементами под двухсантиметровым слоем вазелинового масла, без удаления растворенного кислорода и без внесения химических соединений, которые снижают ОВП. На рис. 1 показана динамика изменений ОВП в процессе хроматредукции свободноплавающими клетками *P. mendocina* P–13 в среде с глюкозой,

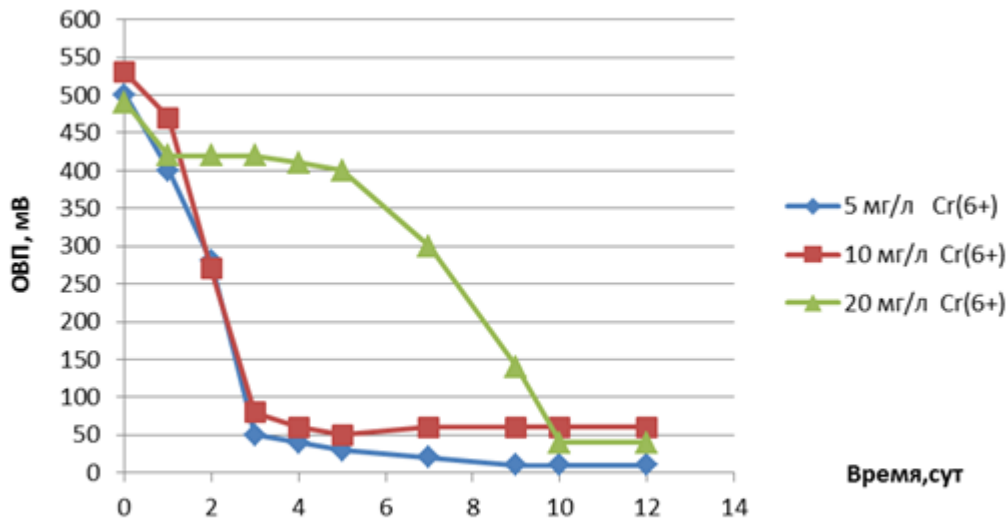


Рис. 1. Изменение ОВП культурой *P. mendocina* P-13 в процессе хроматредукции в зависимости от начальной концентрации Cr(6+)

при разных концентрациях Cr(6+). Для количественной оценки биомассы использовалась величина оптической плотности суспензии, которая первоначально была равна 0,1 ед.

Исследование хроматредукционной способности клеток *P. mendocina* P-13, иммобилизованных на пленках из 1%-ного агар-агара, которые были сформированы на рабочей стороне промышленных ацетатцеллюлозных мембран УАМ-300 и МФА-МА4 «Владипор» (Изготовитель ЗАО «ПРОМПРИБОР», г. Екатеринбург) проводили в диализном сосуде динамического типа объемом 120 см<sup>3</sup> (рис. 2). Рабочая сторона мембран с иммобилизованными на них бактери-

ями находилась с активной стороны биореактора. В рабочую камеру со средой М9 вносили этанол с конечной концентрацией 5 г/дм<sup>3</sup>, который был источником питания и донором электронов. Терминальным акцептором электронов служил Cr(6+) в виде бихромата калия. Во вторую камеру вносили только минеральную среду М9. На поверхность водного раствора наносили двухсантиметровый слой стерильного вазелинового масла. Кислород из раствора не удаляли. Величину ОВП измеряли портативным прибором НМ Digital ORP — 200 (ОВП метр / Redox тестер влагозащитный, погрешность измерения 1 мВ). Концентрацию Cr(6+) в культуральной среде

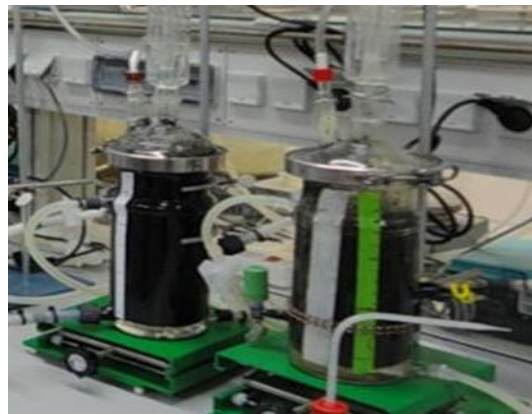
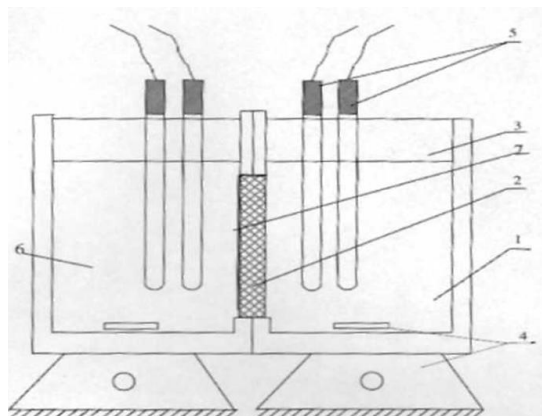


Рис. 2. Принципиальная схема диализной установки динамического типа: 1 — камера пассивной стороны биореактора (далее — принимающая сторона); 2 — мембрана, 3 — слой вазелинового масла, 4 — магнитная мешалка, 5 — электроды для измерения ОВП, 6 — активная камера биореактора (далее — активная сторона), 7 — слой иммобилизованных бактерий

контролировали в обеих камерах биореактора. При использовании диализного режима (за счет разницы концентраций с каждой стороны мембраны) осуществлялся постоянный подвод хрома и этанола. В иммобилизованном состоянии клетки более защищены от токсичного действия Cr (6+) и имеют значительно большую каталитическую активность по сравнению со свободноплавающими.

Результаты опыта представлены на рис. 3. При начальной концентрации Cr (6+) 40 мг/дм<sup>3</sup> процесс полной его редукции *P. mendocina* P-13, иммобилизованными в мембраны клетками проходит в течение 80 ч. Параллельно с процессом восстановления наблюдается проникновение Cr (6+) в диффузионную область.

По значению ОВП (рис. 4) можно сделать вывод, что интенсивно процесс протекает с 50-го часа культивирования иммобилизованных микроорганизмов. При достижении ОВП отрицательных значений, концентрация Cr (6+) становится менее 1 мг/дм<sup>3</sup> с обеих сторон мембраны.

В своих исследованиях мы допустили, что процесс хроматредукции можно проводить в режиме периодического внесения незначительных количеств Cr (6+). Как видно на рис. 5, при начальной концентрации Cr (6+) 19 мг/дм<sup>3</sup> его полная редукция протекает за 35 часов работы биореактора, а концентрация в диффузной области держится на уровне 0,2–0,5 мг/дм<sup>3</sup>. При этом ОВП снижается с 400 до 0 мВ (рис. 6). При следующем внесении такого же количества хрома

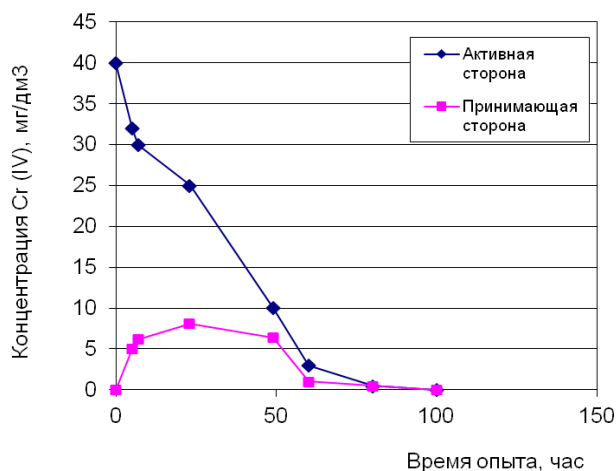


Рис. 3. Изменение концентрации Cr(6+) иммобилизованной культурой *P. mendocina* P-13 в мембранном биореакторе

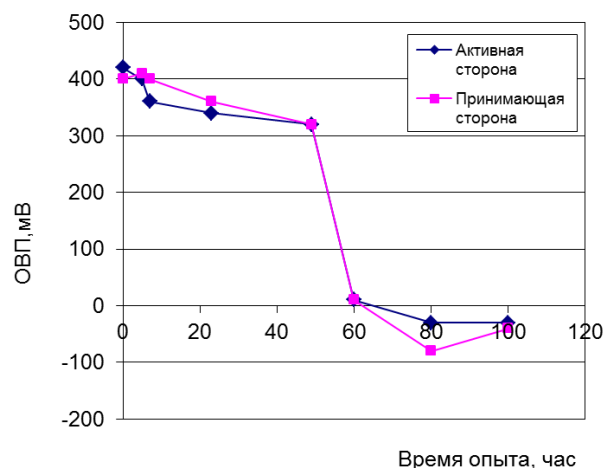


Рис. 4. Изменение ОВП иммобилизованной культурой *P. mendocina* P-13 в мембранном биореакторе

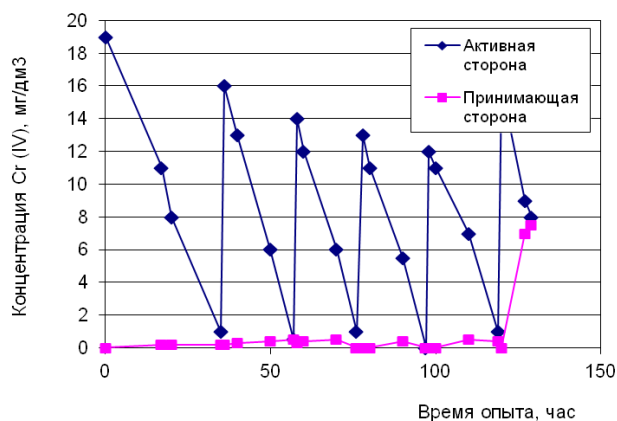


Рис. 5. Изменение концентрации Cr(6+) культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при периодическом внесении хрома

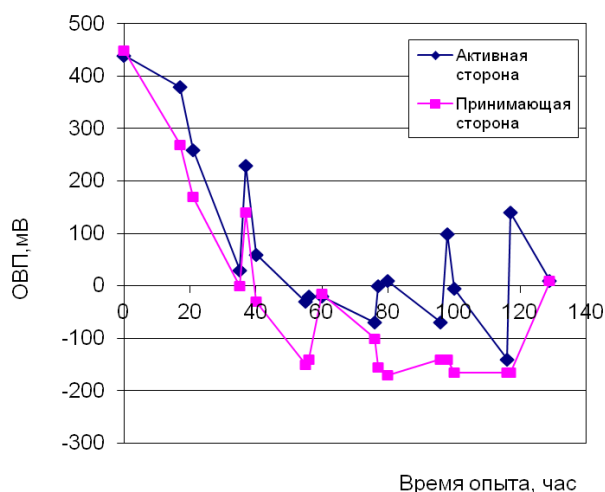


Рис. 6. Изменение ОВП среды культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при периодическом внесении хрома

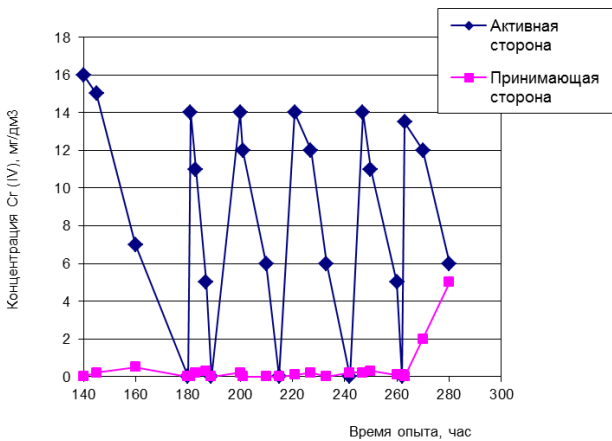


Рис. 7. Изменение концентрации Cr(VI) культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при периодическом внесении хрома (мембрана МФА-МП4)

его восстановление происходит за 20 часов. ОВП при этом изменяется до минусовых значений с 220 до -40 мВ в активной стороне биореактора и с 150 до -120 мВ в емкости принимающей стороны. После шестикратного внесения Cr(6+) наблюдается снижение эффективности работы биокаталитической мембраны, что вероятно связано с накоплением продуктов метаболизма клеток, и поэтому необходима замена растворов с обеих сторон мембраны диализной установки.

Как видно из рис. 7, при замене отработанных растворов наблюдается полная аналогия предыдущему процессу. На пятом шаге внесения бихромата процесс восстановления Cr(6+) замедляется, и его концентрация в обоих отделениях емкости реактора выравнивается. Кривые рис. 8 показывают, что значение ОВП на первом шаге

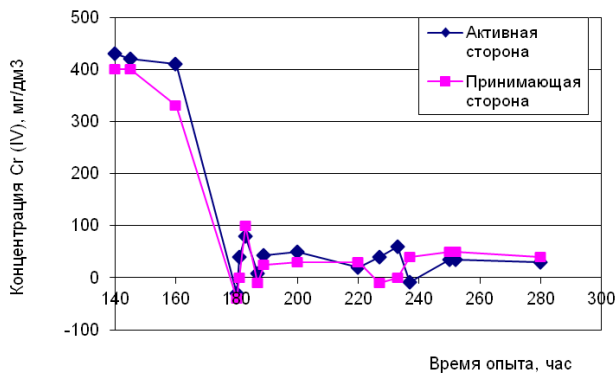


Рис. 8. Изменение ОВП среды культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при периодическом внесении хрома (работа реактора со 140 по 280 ч)

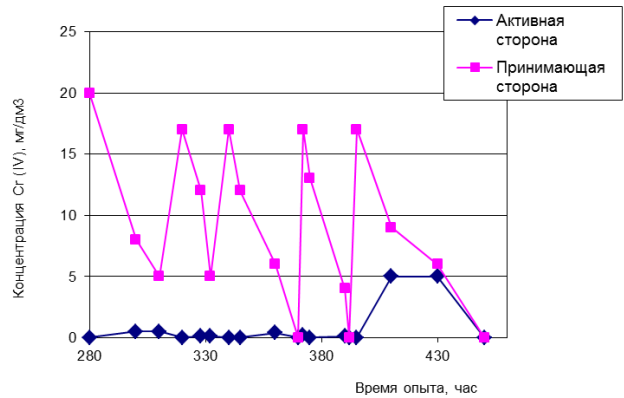


Рис. 9. Изменение концентрации Cr(6+) культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при смене направления диффузионного потока (мембрана МФА-МП4)

введения Cr(6+) снижается с 400 до 0 мВ. В следующих порциях наблюдается небольшое повышение уровня ОВП, который по мере редукции Cr(6+) опять снижается к отрицательным значениям. Такой незначительный диапазон изменений ОВП объясняется присутствием в растворе клеточных метаболитов, которые препятствуют росту потенциала среды до начальных значений при введении новых порций Cr(6+).

В следующей серии опытов диффузионный поток был изменен в обратном направлении — раствор с хроматом находился в первом (приемном) отделении реактора, а источник питания — в активной части. В таком режиме культивирования с иммобилизованными в мембраны бактериями контактирует лишь та часть Cr(6+), которая диффундирует в активную часть. Как видно из рис. 9, в приемном отделении реактора лишь при первом внесении хромата были за-

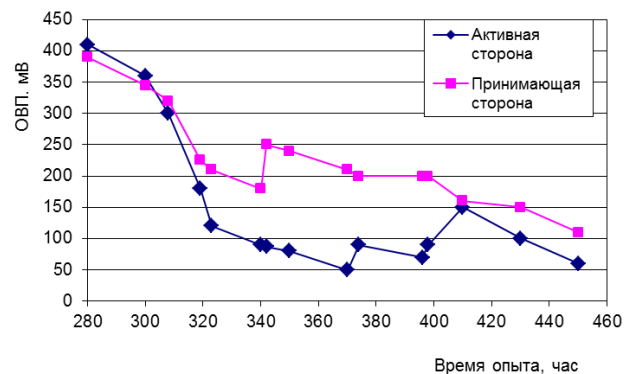


Рис. 10. Изменение ОВП среды культурой *P. mendocina* в мембранном биореакторе при смене направления диффузионного потока

фиксированы незначительные его концентрации в приемной стороне. Это свидетельствует о том, что скорости биокаталитической реакции восстановления Cr(6+) и его диффузии одинаковы. Динамика ОВП при проведении процесса в таком режиме несколько отличается от предыдущих этапов, в которых и хромат, и источник питания микроорганизмов находились в одном активном отделении установки. Как видно из рис. 10, после снижения ОВП активной области до 100 мВ при первом внесении Cr(6+), уровень его на следующих этапах почти не изменяется, и почти не зависит от внесения новых порций хромата в приемную часть реактора. При этом величина ОВП диффузионной области, где присутствуют хроматы, находится на более высоком уровне (150–200 мВ). Кривые изменения ОВП почти выравниваются когда процесс восстановления Cr(6+) замедляется и в системе наблюдаются лишь диффузионные процессы.

Проведенные исследования показывают:

1. Биохимический процесс восстановления Cr(6+) в биомембранном реакторе с иммобилизованными бактериальными клетками является значительно более эффективным по сравнению с использованием свободноплавающих микроорганизмов. Это объясняется в первую очередь тем, что в иммобилизованном состоянии клетки *P. mendocina* меньше поддаются токсичному влиянию Cr(6+). Полученные результаты являются свидетельством того, что использование денитрифицирующих бактерий является достаточно эффективным для биохимического окисления соединений Cr(6+).

2. Возможно проведение хроматредукции с помощью иммобилизованных в биокаталитических мембранах бактериальных клеток. Эффективное восстановление Cr(6+) происходит при равных скоростях диффузии и биохимического процесса. Установлено, что редукцию Cr(6+) в мембранном биореакторе можно получить при порционном введении Cr(6+), при этом концентрация соединения не должна превышать 20 мг/дм<sup>3</sup>. Иммобилизованные бактерии *P. mendocina* P-13 снижают содержащее Cr(6+) с 20 до 0 мг/дм<sup>3</sup> при пятиразовом введении его с линейной скоростью, после чего реакция прекращается из-за образования клеточных метаболитов. Продолжение процесса очистки возмож-

но только после замены культуральной среды на свежий раствор.

3. Контроль биохимического процесса возможно вести путем мониторинга окислительно-восстановительного потенциала (ОВП). Установлено, что при использовании иммобилизованных на мембранах клеток *P. mendocina* эффективно процесс хроматредукции протекает при значениях ОВП ниже 400 мВ, то есть в диапазоне протекания аэробных процессов. Таким образом, восстанавливать Cr(6+) могут представители разных родов и видов факультативно и облигатно-анаэробных бактерий, а также аэробов, способных к анаэробному дыханию, причем некоторые из них могут с успехом использоваться для очистки загрязненной воды от этого токсичного соединения.

#### Литература

1. Елисеева, Г. С., Ключникова, Т. М., Касаткина, Т. П., Серпокрьлов, Н. С. (1991). Восстановление тяжелых металлов микроорганизмами в средах с непищевым и пищевым растительным сырьем. *Химия и технология воды*, т. 13, сс. 72–76.
2. Дмитренко, Г. Н., Овчаров, Л. Ф. (1997). Использование биотехнологии очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов. *Химия и технология воды*, т. 19, № 5, сс. 544–548.
3. Романенко, В. И., Кореньков, В. Н. (1977). Чистая культура бактерий, использующих хроматы и бихроматы в качестве акцептора водорода при развитии в анаэробных условиях. *Микробиология*, т. 46, № 3, сс. 414–417.
4. Гвоздяк, П. И., Могилевич, Н. Ф., Рыльский, А. Ф., Грищенко, Н. И. (1985). Восстановление шестивалентного хрома коллекционными штаммами бактерий. *Микробиология*, т. 55, № 5, сс. 962–965.
5. Квасников, Е. И., Ключникова, Т. М., Касаткина, Т. П. (1988). Бактерии, восстанавливающие тяжелые металлы в природе. *Микробиология*, т. 57, № 4, сс. 680–685.
6. Квасников, Е. И., Ключникова, Т. М., Касаткина, Т. П. (1988). Резистентность бактерий к соединениям тяжелых металлов. *Микробиологический журнал*, т. 50, № 6, сс. 24–27.
7. Fujie, K., Hong-Ying, H., Xia, H., Tanaka, Y., Urario, K., Ohtake, H. (1996). Optimal operation of bioreactor system developed for the treatment of chromate wastewater using *Enterobacter cloacae* HO-1, *Water Science and Technology*, vol. 34, № 5–6, pp. 173–182.
8. Chirwa, E. M., Wang, Y. T. (1997). Hexavalent chromium reduction by *Bacillus* sp. in packed-bed bioreactor, *Environmental Science & Technology*, vol. 31, № 5, pp. 1446–1451.
9. Карначук, О. Е. (1995). Влияние шестивалентного хрома на образование сероводорода сульфатредуцирующими бактериями. *Микробиология*, т. 64, № 3, сс. 315–319.
10. Lovley, U. R., Phillips, E. J. P. (1994). Reduction of chromate by *Desulfovibrio vulgaris* and its C<sub>3</sub> cytochrome, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 60, № 2, pp. 726–728.
11. Ohtake, H., Fujii, E., Toda, K. (1990). Redaction of toxic chromate in industrial effluent by use of a chromate-reducing

strain of *Enterobacter cloacae*. *Environmental Technology Letters*, vol. 2, pp. 663–668.

12. McLean, J., Beveridge, T. (2001). Chromate reduction by a *Pseudomonad* isolated from a site contaminated with chromated copper arsenate, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 67, № 3, pp. 1076–1084.

13. Pettrilli, F. L., De Flora, S. (1977). Toxicity and mutagenicity of hexavalent chromium on *Salmonella typhimurium*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 33, № 4, pp. 305–309.

14. Shen, H., Pritchard, P. H., Sewell, G. W. (1996). Microbial reduction of Cr(VI) during anaerobic degradation of benzoate, *Environmental Science & Technology*, vol. 30, № 5, pp. 1667–1674.

15. Shen, H., Wang, Y. (1993). Characteristic enzymatic reduction of hexavalent chromium by *Escherichia coli*, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 59, № 6, pp. 3771–3777.

16. Shen, H., Wang, Y. (1995). Simultaneous chromium reduction and phenol degradation in a coculture of *Escherichia coli* and *Pseudomonas putida*, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 61, № 7, pp. 754–758.

17. Wang, Y., Mori, R., Komori, K. (1989). Isolation and characterization of an *Enterobacter cloacae* strain that reduces hexavalent chromium under anaerobic conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 55, № 3, pp. 1665–1669.

18. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (1997). Chromium (VI) reduction by *Pseudomonas fluorescens* LB3GG in fixed-film bioreactor, *Journal of Environmental Engineering*, vol. 123, № 8, pp. 760–766.

19. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (2000). Simultaneous Cr(VI) reduction and phenol degradation by an anaerobic consortium of bacteria, *Water Resources*, vol. 34, № 8, pp. 2376–2384.

20. Shen, H., Wang, Y. T. (1994). Modeling hexavalent chromium reduction in *Escherichia coli* ATCC 33456, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 43, № 4, pp. 293–300.

21. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (2001). Simultaneous chromium (VI) reduction and phenol degradation in a fixed-film coculture bioreactor: reactor performance, *Water Resources*, vol. 35, № 8, pp. 1921–1932.

22. Сиденко, В. П., Мордвинова, Д. И., Яроцкая, Н. Е. (1986). Использование иммобилизованных культур микробов-деструкторов для доочистки нефтесодержащих вод, *Микробиологический журнал*, т. 48, № 5, сс. 26–29.

## References

1. Eliseeva, G. S., Klyushnikova, T. M., Kasatkina, T. P., Serpokyrov, N. S. (1991). Vosstanovlenie tyazhelykh metallov mikroorganizmami v sredah s nepishchevym i pishchevym rastitel'nym syr'em [Recovery of heavy metals by microorganisms in environments with non-food and food plant raw materials]. *Himiya i tekhnologiya vody*, vol. 13, pp. 72–76. (in Russian).

2. Dmitrenko, G. N., Ovcharov, L. F. (1997). Ispol'zovanie biotekhnologii oчитки stochnykh vod ot ionov tyazhelykh metallov [The use of biotechnology for wastewater treatment from heavy metal ions]. *Himiya i tekhnologiya vody*, vol. 19, № 5, pp. 544–548. (in Russian).

3. Romanenko, V. I., Koren'kov, V. N. (1977). CHistaya kul'tura bakterij, ispol'zuyushchih hromaty i bihromaty v kachestve akceptora vodoroda pri razvitii v anaerobnykh

usloviyakh [A pure culture of bacteria using chromates and bichromates as a hydrogen acceptor under development under anaerobic conditions.]. *Mikrobiologiya*, vol. 46, № 3, pp. 414–417. (in Russian).

4. Gvozdyak, P. I., Mogilevich, N. F., Ryl's'kij, A. F., Grishchenko, N. I. (1985). Vosstanovlenie shestivalentnogo hroma kollekcionnymi shtammami bakterij [Recovery of hexavalent chromium by bacterial strains of bacteria]. *Mikrobiologiya*, vol. 55, № 5, pp. 962–965. (in Russian).

5. Kvasnikov, E. I., Klyushnikova, T. M., Kasatkina, T. P. (1988). Bakterii, vosstanavlivayushchie tyazhelye metally v prirode [Bacteria that restore heavy metals in nature], *Mikrobiologiya*, vol. 57, № 4, pp. 680–685. (in Russian).

6. Kvasnikov, E. I., Klyushnikova, T. M., Kasatkina, T. P. (1988). Rezistentnost' bakterij k soedineniyam tyazhelykh metallov [Resistance of bacteria to heavy metal compounds], *Mikrobiologicheskij zhurnal*, t. 50, № 6, pp. 24–27. (in Russian).

7. Fujie, K., Hong-Ying, H., Xia, H., Tanaka, Y., Urario, K., Ohtake, H. (1996). Optimal operation of bioreactor system developed for the treatment of chromate wastewater using *Enterobacter cloacae* HO-1, *Water Science and Technology*, vol. 34, № 5–6, pp. 173–182. (in Russian).

8. Chirva, E. M., Wang, Y. T. (1997). Hexavalent chromium reduction by *Bacillus* sp. in packed-bed bioreactor, *Environmental Science & Technology*, vol. 31, № 5, pp. 1446–1451. (in Russian).

9. Karnachuk, O. E. (1995). Vliyanie shestivalentnogo hroma na obrazovanie serovodoroda sul'fatreduciruyushrmi bakteriyami, *Mikrobiologiya*, t. 64, № 3, pp. 315–319. (in Russian).

10. Lovley, U. R., Phillips, E. J. P. (1994). Reduction of chromate by *Desulfovibrio vulgaris* and its S3 cytochrome, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 60, № 2, pp. 726–728.

11. Ohtake, H., Fujii, E., Toda, K. (1990). Redaction of toxic chromate in industrial effluent by use of a chromate-reducing strain of *Enterobacter cloacae*, *Environmental Technology Letters*, vol. 2, pp. 663–668.

12. McLean, J., Beveridge, T. (2001). Chromate reduction by a *Pseudomonad* isolated from a site contaminated with chromated copper arsenate, *Appl. Envir. Microbiol.*, vol. 67, № 3, pp. 1076–1084.

13. Pettrilli, F. L., De Flora, S. (1977). Toxicity and mutagenicity of hexavalent chromium on *Salmonella typhimurium*, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 33, № 4, pp. 305–309.

14. Shen, H., Pritchard, P. H., Sewell, G. W. (1996). Microbial reduction of Sr(VI) during anaerobic degradation of benzoate, *Environmental Science & Technology*, vol. 30, № 5, pp. 1667–1674.

15. Shen, H., Wang, Y. (1993). Characteristic enzymatic reduction of hexavalent chromium by *Escherichia coli*, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 59, № 6, pp. 3771–3777.

16. Shen, H., Wang, Y. (1995). Simultaneous chromium reduction and phenol degradation in a coculture of *Escherichia coli* and *Pseudomonas putida*, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 61, № 7, pp. 754–758.

17. Wang, Y., Mori, R., Komori, K. (1989). Isolation and characterization of an *Enterobacter cloacae* strain that reduces

hexavalent chromium under anaerobic conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 55, № 3, pp. 1665–1669.

18. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (1997). Chromium (VI) reduction by *Pseudomonas fluorescens* LB3GG in fixed-film bioreactor, *Journal of Environmental Engineering*, vol. 123, № 8, pp. 760–766.

19. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (2000). Simultaneous Cr(VI) reduction and phenol degradation by an anaerobic consortium of bacteria, *Water Resources*, vol. 34, № 8, pp. 2376–2384.

20. Shen, H., Wang, Y. T. (1994). Modeling hexavalent chromium reduction in *Escherichia coli* AGSS 33456, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 43, № 4, pp. 293–300.

21. Chirva, E. N., Wang, Y. T. (2001). Simultaneous chromium (VI) reduction and phenol degradation in a fixed-film coculture bioreactor: reactor performance, *Water Resources*, vol. 35, № 8, pp. 1921–1932.

22. Sidenko, V. P., Mordvinova, D. I., YArockaya, N. E. (1986). Ispol'zovanie immobilizovannykh kul'tur mikrobov–destruktorov dlya doochistki neftesoderzhashchih vod [Use of immobilized cultures of microbes–destructors for post-treatment of oily waters], *Mikrobiologicheskij zhurnal*, t. 48, № 5, pp. 26–29. (in Russian).

**Авторы**

**Цветкова Людмила Ивановна**, д-р биол. наук  
Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет  
E-mail: water@spbgasu.ru

**Иваненко Ирина Ивановна**, канд. техн. наук  
Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет  
E-mail: i5657@mail.ru

**Новикова Антонина Михайловна**  
Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет  
E-mail: antonina.amin2016@yandex.ru

**Authors**

**Tsvetkova Lyudmila Ivanovna**, Dr. of Biology  
Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering  
E-mail: water@spbgasu.ru

**Ivanenko Irina Ivanovna**, PhD in Engineering  
Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering  
E-mail: i5657@mail.ru

**Novikova Antonina Mihajlovna**  
Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering  
E-mail: antonina.amin2016@yandex.ru