

ВЛИЯНИЕ СОЛЕННОСТИ НА БИОТРАНСФОРМАЦИЮ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ АМУРСКОГО ЛИМАНА

Стукова Ольга Юрьевна

Преподаватель, Тихоокеанский государственный
университет (г. Хабаровск)
olgastukova1@rambler.ru

THE INFLUENCE OF THE SALINITY OF THE BIOTRANSFORMATION OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN THE SEDIMENTS AMUR ESTUARY

O. Stukova

Summary. In the scientific word, the influence of microbiological processes, occurring in the sediments on the forcing of water quality in the Amur estuary is under consideration. Because of the biotransformation of the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the sediment, soluble organic substances of different degrees of toxicity enter the equatic environment causing secondary pollution. These substances act as factors of ecological risk for the development the planktonic and berrthic communities in the coastral marine waters.

Keywords: sediments, polycyclic aromatic hydrocarbons, Amur River estuary, bacteriobenthos.

Аннотация. В работе рассматривается влияние микробиологических процессов, происходящих в донных отложениях, на формирования качества воды в Амурском лимане. В результате биотрансформации полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в донных отложениях в водную среду поступают растворимые органические вещества различной степени токсичности, вызывая вторичное загрязнение. Эти вещества выступают в качестве факторов экологического риска для развития планктонных и бентосных сообществ в прибрежных морских акваториях.

Ключевые слова: донные отложения, полициклические ароматические углеводороды, эстуарий реки Амур, бактериобентос.

Введение

В прибрежные морские акватории выносятся ПАУ с поверхностным и речным стоком, от водного транспорта, при утечках нефти во время ее добычи и транспортировки. Они образуются при отмирании водной растительности, входят в состав взвешенных веществ, которые оседают на дно. Чаще всего ПАУ присутствуют в водной среде в виде микропримесей, однако, несмотря на это они оказывают вредное воздействие на гидробионтах, вызывая мутагенный, тератогенный и канцерогенный эффекты [1, 2, 3, 4].

Известно, что растворимость многих ПАУ в морской воде снижается по сравнению с пресными водами. Поэтому, поступая с речным стоком, они могут осаждаться в составе взвешенных частиц на дно в результате изменения гидрологического режима (снижение скорости течения) и за счет градиента солености [5]. Высокая степень загрязнения поллютантами разного строения наблюдается на устьевых участках рек [6, 7]. Лиманы на-

зывают маргинальными фильтрами, через которые проходит основная масса взвешенных веществ антропогенного и природного происхождения [8].

Фактором экологического риска для функционирования биоценозов прибрежных акваторий Охотского и Японского морей является поступление токсичных веществ со стоком р. Амур [9]. С речным стоком выносятся гуминовые вещества, которые являются отличительной чертой природных вод р. Амур [11], а со взвесями в прибрежные акватории поступают ПАУ различного генезиса [5, 12, 13]. Закономерности трансформации и деструкции ПАУ в контактной зоне река-лиман-море в значительной степени зависят от комплекса абиотических и биотических факторов, в том числе от активности микробиологических процессов.

В самоочищении прибрежных морских акваторий участвуют планктонные и бентосные микробные комплексы (МК). Высокая эффективность деструкции ПАУ достигается при участии комплексных микробоцено-

зов [17]. Как показано в экспериментальных условиях (in vitro), при хроническом загрязнении углеводородами повышается адаптивный потенциал соответствующих сообществ микроорганизмов, в частности совершенствуются ферментные системы, способствующие трансформации ПАУ.

Скорость трансформации ПАУ зависит от их строения и структуры микробных комплексов. Так микроорганизмы, входящие в состав природного бактериобентоса, почти полностью разрушали смесь из трех ПАУ (пирен, фенантрен и флуорен) за 4 недели. Бактериальный консорциум, представленный тремя активными штаммами *Rhodococcus* sp, *Acinetobacter* sp и *Pseudomonas* sp, утилизировал смесь фенантрена и флуорена в течение 1 недели, но биodeградация пирена происходила более длительное время [21].

Цель наших исследований состояла в определении потенциальной активности бактериобентоса при трансформации полициклических ароматических углеводородов (нафталин и фенантрен) в зоне смешения пресных и морских вод в эстуарии реки Амур.

Материалы и методы

Для исследования способности бактериобентоса Амурского лимана к трансформации ароматических углеводородов различного строения были использованы пробы донных отложений (ДО).

Для определения потенциальной активности бактериобентоса в качестве источников углерода использовали бициклический нафталин и трициклический фенантрен в концентрации 1 г/л, которые вносили в виде тонкодисперсной пудры в стерильную среду в асептических условиях.

Культивирование бентосных микробных сообществ проводили при температуре 23 °С в жидкой среде М-9 следующего состава г/л: KH_2PO_4 –1,33; K_2HPO_4 –2,67; NH_4Cl — 1; Na_2SO_4 –2; KNO_3 –2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — следы; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ –0,1.

В качестве инокулята использовали суспензию, приготовленную из расчета 1 г ДО на 100 мл стерильной дистиллированной воды после встряхивания на качалке в течение 20 минут. Инокулят вносили в стерильных условиях по 1 мл в пробирки с 10 мл среды М-9. Для оценки влияния режима солености на интенсивность трансформации ПАУ в питательную среду вносили различные концентрации NaCl (1 и 3%).

Активность бактериобентоса определяли через 30 и 60 суток методом фотометрии с использованием

КФК-56 М по изменению оптической плотности (ОП) питательной среды при длине волны 490 нм (накопление биомассы бактерий) и образованию цветных продуктов при 400 нм. Все эксперименты проводились в 3-х повторностях. Графики строили по средним значениям с использованием программы Microsoft Excel.

Результаты

Впервые комплексная микробиологическая оценка качества воды в Амурском лимане была дана в августе 1997 [7]. Было установлено, что с речным стоком в охотском направлении выносятся стойкие ОВ различного строения. Согласно исследованиям [5], проведенным в эстуарии р. Амур в 2006 г., среди 15 приоритетных ПАУ доминировали нафталин и фенантрен.

Исследования показали, что ДО существенно отличаются на разных участках Амурского лимана не только по гранулометрическому составу, но и по содержанию органических веществ. Это во многом определяет структуру, численность и активность МК. Микробиологические исследования in vitro показали, что активность бактериобентоса по отношению стойким углеводородам на различных участках Амурского лимана значительно отличалась. Наиболее активными по отношению к нафталину и фенантрону оказались бентосные МК, присутствующие в осадках, отобранных в устье р. Амур и южной части Амурского лимана (рис. 1, 2). Процессы трансформации и деструкции ароматических соединений, происходящие в ДО, определяют специфику качества воды в Амурском лимане за счет образования различных промежуточных продуктов. Набор продуктов трансформации ПАУ зависит от адаптационного потенциала бентосных МК, режима солености и сопутствующих загрязнителей.

В центральной и южной части Амурского лимана существуют предпосылки для интенсивных процессов микробиологической трансформации нафталина не только с образованием цветных продуктов, но и их потреблением, что подтверждается накоплением биомассы в культуральной жидкости. На станциях, максимально удаленных от устья р. Амур, нафталин разлагался очень медленно без образования продуктов хиноидной структуры, изменяющих цветность водной среды.

Наиболее активная деструкция нафталина наблюдалась при участии бактериобентоса из донных отложений, отобранных на станциях 11, 12 и центральной части Амурского лимана на станции 31 (рис. 1). На станциях, которые расположены в южной части Амурского лимана, с увеличением солености воды наблюдалось снижение активности бактериобентоса на нафталине. Исключение составляла станция 24 в Татарском проливе, где,

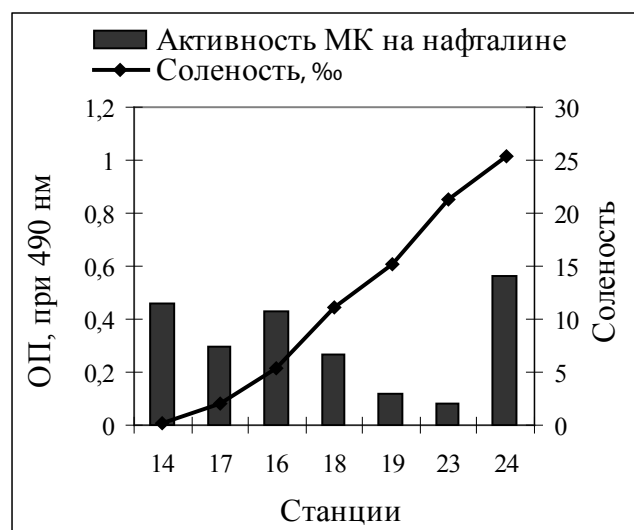
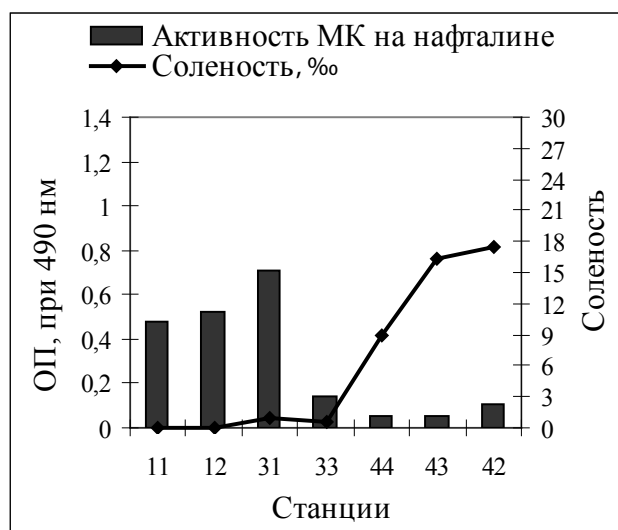


Рис. 1. Активность бактериобентоса из различных местообитаний на нафталине

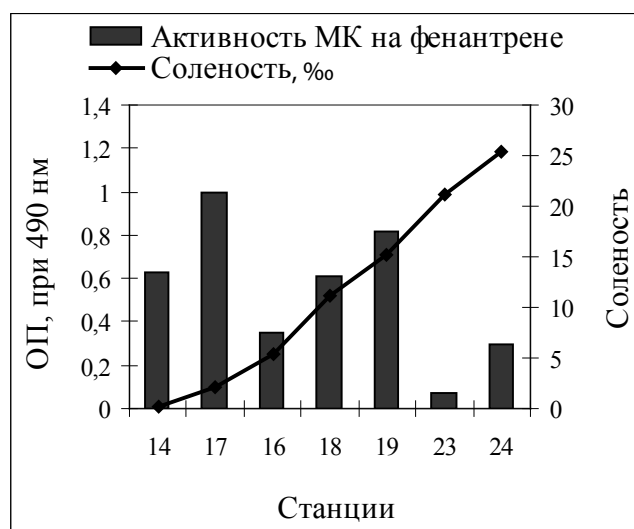
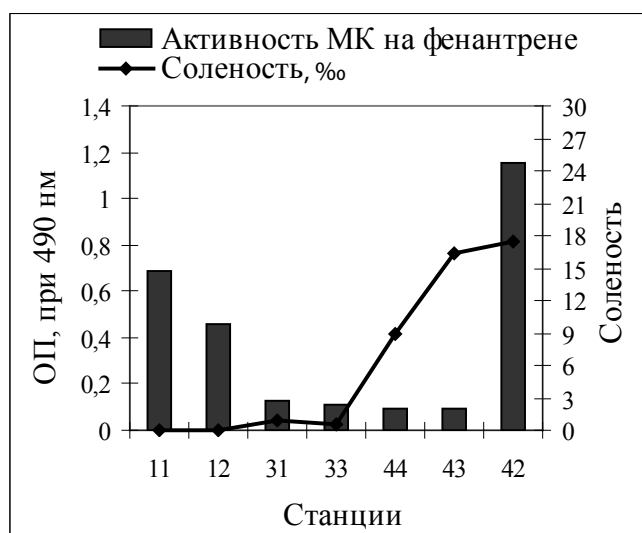


Рис. 2. Активность бактериобентоса из различных местообитаний на фенантрене

несмотря на высокую солёность и низкую численность гетеротрофных бактерий, была выявлена максимальная активность по отношению к нафталину.

Активный рост на фенантрене проявляли бентосные МК из ДО, отобранных на разных участках Амурского лимана (рис. 2). Это может быть связано с широким распространением этого представителя ПАУ в донных отложениях в связи с разнообразными природными и антропогенными источниками его поступления.

Деструкция фенантрена *in vitro* сопровождалась интенсивным изменением цветности водной среды.

Ранее среди цветных продуктов его трансформации был идентифицирован токсичный 1,2-бензохинон [13]. Высокую активность по отношению к фенантрону проявляли МК из ДО, отобранных на северо-западе острова Сахалин в мелководной лагуне (станция 42) с развивающейся растительностью. Этот факт является подтверждением присутствия природных углеводородов, предшественников фенантрена и их вовлечения в микробиологические процессы самоочищения лагуны.

Несмотря на происхождение, фенантрен может разлагаться с образованием промежуточных продуктов

различной степени токсичности (фталевые кислоты, нафтол, салициловая кислота и др.) [22].

Активность микроорганизмов на фенантрене снижалась по мере увеличения солёности воды. Так рост на фенантрене бактериобентоса из донных отложений, отобранных в северной части Амурского лимана, был более активным, чем рост бактериобентоса из центральной части лимана; в южном направлении прямой зависимости скорости роста бактериобентоса от солёности воды не было обнаружено. Это может быть связано с высоким содержанием фенантрена и его предшественников, обусловленным высокой антропогенной нагрузкой на эту акваторию Амурского лимана, в том числе активным судоходством.

ВЫВОДЫ

Проведенные исследования показали, что на биогеохимическом барьере река-лиман-море происходят сложные микробиологические процессы трансформации углеводов различного строения и происхождения. На активность бентосных микробных комплексов Амурского лимана в зоне смешения морских и пресных вод существенное влияние оказывает изменение градиента солёности, который отражается не только на специфике седиментации гидрофобных ароматических углеводов, но и на скорости их трансформации в ДО. На примере двух представителей ПАУ (нафталин и фенантрен) показано, что скорость их трансформации может существенно изменяться на разных участках Амурского лимана.

ЛИТЕРАТУРА

1. Майстренко Н.В. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов / Н.В. Майстренко, Р.З. Хамитов, Г.К. Будников. М.: Химия. 1996. 319 с.
2. Bamforth S.M. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions / S.M. Bamforth, I. Singleton // *J. Chemical Technol. Biotechnol.* 2005. V. 80. P. 723–736.
3. Johnsen, A.R. Principles of microbial PAH-degradation in soil / A.R. Johnsen, L.Y. Wick, H. Harms // *Environmental Pollution*. 2005. V. 133. P. 1–84.
4. Li X.J., Li, P.J., Lin, X., Zhang, C.G., Li, Q. & Gong, Z.Q. (2008): Biodegradation of aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by microbial consortia in soil and slurry phases / X.J. Li, P.J. Li, X. Lin, C.G. Zhang, Q. Li, Z. Gong // *Journal of Hazardous Materials*. V. 150. P. 21–26.
5. Чижова Т.Л. Полициклические ароматические углеводороды в эстуарии р. Амур. / Т.Л. Чижова, П.Я. Тищенко, Л.М. Кондратьева, Ю.В. Кудряшова, Т. Каваниши // *Вода: Химия и Экология*. 2013. № 10. С. 14–22
6. Опекунов А.Ю. Аквальный техно-седиментогенез: // *Тр. ВНИИ Океанологии Министерства природных ресурсов РФ*. СПб, 2005. 278 с.
7. Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. Владивосток: Дальнаука. 2005. 299 с.
8. Лисицин А.П. Маргинальный фильтр океанов // *Океанология*. 1994. Т. 34. № 5. С. 735–747.
9. Kondrateva L.M. Combined methods for Amur River pollution assessment. Ecosystem approach // *Report on Amur — Okhotsk project. Proceeding of the Kyoto Workshop, Kyoto: Research Institute for Humanity and Nature*. 2004. № . 2. P. 47–65
10. Дударев О.В. Современное осадконакопление в эстуарии р. Амур / О.В. Дударев, А.И. Боцул, В.В. Аникеев, Л.П. Якунин, Г.М. Колесов // *Тихоокеанская геология*. 2000. Т. 19. № 3. С. 30–43
11. Левшина С.И. Органическое вещество поверхностных вод бассейна среднего и нижнего Амура. Владивосток: Дальнаука. 2010. 145 с.
12. Кондратьева Л.М. Загрязнение реки Амур полиароматическими углеводородами / Л.М. Кондратьева, Н.К. Фишер, О.Ю. Стукова, Г.Ф. Золотухина // *Вестник ДВО РАН*. 2007. № 4 С. 17–26
13. Кондратьева Л.М., Биоиндикация загрязнения эстуария реки Амур полиароматическими углеводородами / Л.М. Кондратьева, О.Ю. Стукова // *Гидробиологический журнал*. 2008. № 5. С. 54–68.
14. Миронов О.В. Бактериальная трансформация нефтяных углеводородов в прибрежной зоне моря // *Морской экологический журнал*. 2002. Т. 1. № 1. С. 56–66.
15. Немировская И.А. Углеводороды донных осадков маргинального фильтра Волги / И.А. Немировская, В.Ф. Бреховских // *Доклады Академии науки*. 2006. Т. 406. № 3. С. 364–369.
16. Johnsen A.R. Evaluation of bacterial strategies to promote the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons / A.R. Johnsen, U. Karlson // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2004. V. 63. № 4. P. 452–459.
17. Mohd Kamil N.A. Bioremediation of phenanthrene contaminated sand using bacteria isolated from petroleum sludge/ K.N.A. Mohd, N.H. Hussain, and S. Abdul-Talib // *International Sustainability and Civil Engineering Journal*. 2012. V.1. № 1. P. 57–66.
18. Hassanshahian M., Emtiazi G., Cappello S. Isolation and characterization of crude-oil-degrading bacteria from the Persian Gulf and the Caspian Sea / M. Hassanshahian, G. Emtiazi, S. Cappello // *Marine Pollution Bulletin*. 2012. V.64. № 1. P. 7–12.
19. Resh <http://link.springer.com/search?facet-author=%22Vincent+H.+Resh%22> V.H. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008. V. 138. № 1–3. P. 131–138.
20. Черемных Л.П. Биоиндикация в мониторинге нефтяного загрязнения водотоков / Л.П. Черемных, И.Л. Григорьева, Е.А. Иларионова // *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. матер. межд. конф. СПб: ЛЕМА*. 2007. С. 87–92.
21. Kanaly R.A. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria / R.A. Kanaly, S. Harayama // *Journal of Bacteriology*. 2000. V. 182. № . 8. P. 2059–2067.

22. Пунтус И.Ф. Дegradация фенантрена бактериями рода *Pseudomonas* и *Burkholderia* в модельных почвенных системах /И.Ф. Пунтус, А.Е. Филонов, Л.И. Ахметов, А.В. Карпов, А.М. Боронин // Микробиология. 2008. Т. 77. № 1. С. 11–20.
23. Zhao, H.P. Isolation and characterization of phenanthrene-degrading strains *Sphingomonas* sp ZP 1 and *Tistrella* sp ZP 5. / H.P. Zhao, L. Wang, J.R. Ren, Z. Li, M. Li, H.W. Gao // *Journal of Hazardous Materials*. 2008. V. 152. P. 1293–1300.
24. Grueiro-Noche G. 3-Way pattern-recognition of PAHs from Galicia (NW Spain) seawater samples after the Prestige's wreck / G. Grueiro-Noche, J.M. Andrade, S. Muniategui-Lorenzo, P. Lopez-Mahia, D. Prada-Rodriguez // *Environmental Pollution*. 2010. V. 158. P. 207–214.

© Стукова Ольга Юрьевна (olgastukova1@rambler.ru).

Журнал «Современная наука: актуальные проблемы теории и практики»



Тихоокеанский государственный университет