

УДК 579.017.7+579.32.36

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ В ФОРМИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕК КИЗЕЛОВСКОГО УГОЛЬНОГО БАСЕЙНА

Ковалевская Н.П.

*ФГБУН «Институт экологии и генетики микроорганизмов» УрО РАН,
Пермь, e-mail: nina_kov@mail.ru*

В результате проведенных исследований в реках – приемниках шахтных вод Кизеловского угольного бассейна было выявлено превышение предельно допустимой концентрации железа в десятки раз в воде и донном иле. Установлено, что главным физико-химическим фактором, влияющим на сорбцию ионов железа в реках, является величина pH, определяющая формы нахождения металла в растворе. Выявлено, что в период летней межени в результате биогеохимической активности микробных сообществ происходит изменение гидрохимических показателей (зашелачивание воды, дефицит растворенного кислорода, образование сероводорода), которое приводит к процессу микробиологической сорбции железа в донном иле. Показано, что в реках Северная Вильва, Кизел, Вильва, Большая Гремячая наиболее адаптированными к техногенному загрязнению кислыми шахтными водами являются азотфиксирующие микроорганизмы, выживаемость которых при высоких концентрациях железа в речной воде в десятки раз выше, чем гетеротрофных и метанотрофных микроорганизмов. В процессе периодического культивирования азотфиксирующих бактерий на слабominеральных средах с повышенным содержанием железа при pH 5,0-7,0 установлено непосредственное участие исследуемых микроорганизмов в геохимических процессах, связанных с накоплением соединений железа в донных осадках рек.

Ключевые слова: загрязнение рек шахтными водами, биогеохимическая активность микроорганизмов

BIOGEOCHEMICAL POTENTIAL OF MICROBIOLOGICAL BARRIERS IN WATER QUALITY FORMATION IN KIZEL COAL FIELD RIVERS

Kovalevskaya N.P.

Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, UB RAS, Perm, e-mail: nina_kov@mail.ru

Investigation of mining water-receiving rivers within Kizel coal field revealed the exceeding of maximum permissible concentration in tens of times for iron in water and bottom mud. It was found that key physical-chemical parameter affecting iron ion sorption was pH value that determines the form of metals in a solution. It was identified that within summer low water as a result of biogeochemical activity of microbial communities the alteration in hydrochemical characteristics occurred (water alkalization; hydrogen sulfide formation) that provoked the iron microbiological sorption in bottom mud. It was shown that in North Vilva, Kizel, Vilva, and Great Gremyachaya Rivers most adapted to technogenic pollution with acid mine waters were nitrogen-fixing microorganisms which survival in the presence of high iron concentrations in river water was in tens of times higher than that of heterotrophic and methanotrophic microorganisms. During the batch fermentation of nitrogen-fixing bacteria using weakly mineral media with elevated iron and pH 5,0-7,0 it was determined that microorganisms under study directly participated in geochemical processes related with iron compounds' accumulation in water bottom sediments.

Keywords: river pollution with mine waters, microbial biogeochemical activity

Одной из экологических проблем на территории Кизеловского угольного бассейна в настоящее время является загрязнение шахтными водами бассейнов рек Яйва, Косьва и Усьва. Шахтные воды поступают в 19 малых рек, 15 из которых выведены из водопользования. По данным ООО «Уральский центр социально-экологического мониторинга углепромышленных территорий» на территории Кизеловского угольного бассейна наблюдается 13 постоянно действующих изливов шахтных вод. Общий объем изливов шахтных вод за 2007 год составил около 15,2 млн м³, за 2008 год – 14,0 млн м³. За 2007–2008 годы объем поступления в реки основных загрязняющих веществ, таких как сульфаты, железо, марганец, составил 94518, 42334, 527 тонн со-

ответственно. На протяжении последних лет мониторинг состояния водотоков в Кизеловском угольном бассейне показал, что наиболее загрязненными реками являются реки Северная Вильва, Вильва, Кизел (приток реки Северная Вильва) и Большая Гремячая (приток реки Вильва). Наиболее кислая реакция среды фиксируется в воде р. Кизел, водородный показатель изменяется в пределах от 3,06 до 5,16 единиц pH (для речных вод характерная величина pH в пределах 6,5–8,5) и отмечен острый дефицит растворенного кислорода (менее 2 мг/дм³), что соответствует экстремально высокому уровню загрязнения водного объекта. В периоды зимней и летней межени 2012 года в воде р. Кизел были зафиксированы максимальные концентрации железа

от 2700 до 4680 ПДК, марганца – от 275 до 843 ПДК. Кроме самоизлива шахтных вод, загрязнение рек Кизеловского угольного бассейна происходит за счет инфильтрации богатых растворенным кислородом атмосферных осадков через отвалы угольных шахт, расположенных по берегам рек. Дождевые и талые воды, фильтрующиеся через толщу отвалов и стекающие по их поверхности, обогащаются растворимыми соединениями и формируют техногенные геохимические потоки, которые переносят от отвалов большое количество коллоидных соединений и механических взвесей, среди которых значительную роль играют соединения серы и железа. Водородный показатель таких стоков чаще всего менее 3. Воды имеют высокую минерализацию (иногда до 45 г/л) и повышенное содержание характерных для серно-кислотного процесса микроэлементов. При смешивании с речными водами и увеличением рН Fe^{2+} дольше, чем Fe^{3+} , преобразуется в осадок, что приводит к значительному загрязнению рек – на протяжении десятков километров до самых устьев. На загрязняемых участках рек ежедневно формируется около 80 т техногенных донных осадков, представленных аморфными гидроксидами железа и алюминия, с высоким содержанием Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd и др. [4]. Самоочищение рек усиливается с прогреванием воды летом и затухает зимой. Самоочищающая способность рек зависит от химического состава воды, ее температуры и запаса растворенного кислорода, а также от скорости речного потока и биогеохимического потенциала бактериопланктона и донных осадков. Известно, что в природных водных экосистемах смесь $Fe(III)$ и Fe^0 подвергается реакции дисмутации с образованием $Fe(II)$. В большинстве O_2 -содержащих экосистем при рН выше 5 железо в форме $Fe(II)$ окисляется до $Fe(III)$ и присутствует в форме оксидов. В восстановительных условиях $Fe(III)$ быстро превращается в $Fe(II)$. H_2S редуцирует $Fe(III)$ и железо осаждается в форме FeS и FeS_2 . Эти реакции в экосистемах осуществляют микроорганизмы [5]. Микробные сообщества благодаря широкому диапазону адаптационных возможностей быстро реагируют на смену экологических условий. Ведущую роль в круговороте веществ играют гетеротрофные бактерии, основной функцией которых является деструкция органических веществ. Однако в настоящий момент практически отсутствует информация о роли олиготрофных микроорганизмов в процессах самоочищения рек – приемников шахтных вод.

Цель исследования – проведение физико-химического и микробиологического анализа воды рек – приемников шахтных вод Кизеловского угольного бассейна и изучение биогеохимического потенциала микробных сообществ в восстановлении природных водных экосистем.

Материалы и методы исследования

Объектом исследований служили пробы речной воды, отбор которых проводился в сентябре 2008 года на территории Кизеловского угольного бассейна из рек – приемников шахтных вод, различающихся по темпам накопления техногенных осадков, окислительно-восстановительным условиям и физико-химическим параметрам среды. Это прибрежные районы притоков рек Яйва и Усьва.

1. Река Северная Вильва (устье), приток реки Яйва, п. Яйва, (С. Вильва-У).

2. Река Северная Вильва (среднее течение), п. Всеволодово-Вильва, (С. Вильва-СТ).

3. Река Кизел (среднее течение), приток реки Северная Вильва, г. Кизел.

4. Река Вильва (среднее течение), приток реки Усьва, а/д мост трассы Чусовой – Губаха.

5. Река Большая Гремячая (среднее течение), приток реки Вильва, г. Гремячинск.

Данные точки были выбраны с целью изучения самоочищающей способности рек Северная Вильва (длина – 107 км, общая площадь водосбора – 1180 км²) и Вильва (длина – 125 км, общая площадь водосбора – 1080 км²) от загрязнения железом, поступающим из притоков Кизела и Большой Гремячей (рек – приемников шахтных вод). Физико-химический анализ проб речной воды и ила проводили по стандартным методикам [6–7].

Для выделения колоний микроорганизмов использовали прямой посев на селективные твердые среды как поверхностным, так и глубинным способом методом предельных разведений. Определение общей численности бактерий проводили путем посева разведённой исследуемой воды (1:10, 1:100, 1:1000) объёмом 1 мл на твёрдую (1% агара) питательную среду и последующей инкубацией в течение 5 дней при температуре 24–27 °С. Результат выражали в КОЕ (колониеобразующие единицы) на мл пробы речной воды. Колонии гетеротрофных микроорганизмов получали на среде МПА, содержащей (г/л): пептон – 10,0; дрожжевой экстракт – 10,0; NaCl – 5,0. Метанотрофные бактерии выращивали на среде «Г» в атмосфере метана согласно рекомендациям В.Ф. Гальченко [1]. Отдельные колонии азотфиксирующих микроорганизмов получали на безазотистой среде Пфеннига, содержащей (г/л): $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ – 0,5; NaCl – 0,4; $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ – 0,05; $Na_2S_2O_3$ – 0,1; дрожжевой экстракт – 0,2; сукцинат натрия – 0,1; K_2HPO_4 – 1,25; KH_2PO_4 – 0,5 [3]. Витамины и микроэлементы добавляли по прописи [1]. Изучение влияния повышенных концентраций (3,0–12,0 мг/л, 10–40 ПДК) железа Fe^{2+} ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) и Fe^{3+} ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) на выживаемость азотфиксирующих бактерий при периодическом культивировании проводили на жидкой безазотистой среде Пфеннига. Оптическую плотность культур определяли на фотометре КФК-3 при 590 нм.

**Результаты исследования
и их обсуждение**

Проведенный физико-химический анализ показал, что в водах исследуемых рек – приемников шахтных вод содержание железа превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК питьевой воды) в несколько раз (табл. 1). Установлено, что содержание железа в воде в 2–6 раз выше, чем в придонном или загрязненных рек.

микробных сообществ (табл. 2). В реке Кизел (самоизлив шахтных вод выше г. Кизел) повышенное содержание железа и pH 3,47 приводили к практически нулевой численности гетеротрофных и метанотрофных микроорганизмов, а при повышении концентрации Fe³⁺ от 10 до 40 ПДК выросли единичные колонии азотфиксирующих бактерий. В другом загрязненном притоке реки Вильвы, реке Большая Гремячая, при pH 4,39 и понижении

Таблица 1

Физико-химический анализ воды рек Кизеловского угольного бассейна, мг/л

Реки	pH	Fe ²⁺ ил/вода ПДК	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	CO ₃ ²⁻
С. Вильва-У	6,85	38,4/80,1	44,31	121,68	2,437	0,010	0,37	195
С. Вильва-СТ	6.56	39,3/84,3	22,16	140,8	0,670	0,007	0,40	213,5
Кизел	3,47	63,9/281,0	24,38	86,45	2,875	0,002	0,28	183
Вильва	6.17	6,9/38,0	20,68	83,25	0,625	0,011	0,29	244
Б. Гремячая	4.39	10,5/42,2	17,73	73,65	0,417	0,002	0,25	305
в питьевой воде ПДК	6,5–8,5	0,3	300,0	500,0	3,0	45,0	0,20	30–400

Примечание. Максимальные значения по ионам в мг/л.

Примечательно, что содержание сульфатов, нитратов и нитритов во всех 5 реках оказалось значительно ниже, чем в незагрязненных природных водоемах. Это свидетельствовало о том, что в условиях высокого содержания железа в реках летом в теплое время проходили процессы микробной сульфатредукции и денитрификации. В результате этих процессов из воды происходил переход Fe²⁺ и Fe³⁺ в донные отложения. Наиболее кислая реакция среды была зафиксирована в воде рек Кизел (pH 3,47) и Большая Гремячая (pH 4,39), водородный показатель воды рек Северная Вильва и Вильва при температуре воды 6–12°C отмечен в пределах нормы 6,17 и 6,85 (ПДК pH 6,5–8,5) соответственно. Одновременно с защелачиванием воды реки Северная Вильва при высоком содержании Fe²⁺ (80,1 и 84,3 ПДК) происходило повышение концентрации NH₄⁺ в 2 раза (0,37 и 0,40 мг/л).

Структура микробных сообществ в водоемах определяется филогенетически различными группами бактерий, участвующих в круговороте азота, углерода, серы. При сравнении результатов выживаемости разных функциональных групп микроорганизмов при повышенных концентрациях железа (10–40 ПДК Fe²⁺ или Fe³⁺) в среде, было отмечено достоверное повышение численности азотфиксирующих и метанотрофных бактерий в воде реки Северная Вильва (среднее течение), что указывает на возникновение в среднем течении реки устойчивых к сильному загрязнению шахтными водами

концентрации железа в 2 раза выживаемость азотфиксаторов при 10 и 40 ПДК Fe²⁺ была выше в несколько раз, чем гетеротрофных и метанотрофных микроорганизмов. В более полноводных районах рек Северная Вильва (устье) и Вильва (30 км от устья) численность микроорганизмов всех трех функциональных групп (гетеротрофов, азотфиксаторов, метанотрофов) при 10 ПДК железа (Fe²⁺ или Fe³⁺) составляла 10–30 клеток/мл, а при 40 ПДК железа происходило существенное снижение численности гетеротрофов и в меньшей степени метанотрофов. Эти данные позволили предположить, что группа аэробных азотфиксирующих микроорганизмов может запускать ряд биогеохимических процессов, приводящих к восстановлению экосистем в антропогенно нарушенных водоемах. Цикл азота в биосфере с его этапами: азотфиксацией, аммонификацией, нитрификацией, денитрификацией – целиком определяется деятельностью бактерий. Аэробные азотфиксирующие микроорганизмы, ассимилируют N₂, создавая локально или временно аноксигенные условия. При периодическом культивировании на безазотистой среде Пфеннига азотфиксирующих бактерий из рек С. Вильва и Б. Гремячая в присутствии Fe²⁺ и Fe³⁺ при разных pH (5,0; 6,0; 7,0) уже через 2 часа во всех культурах было зафиксировано появление аммонийного азота (табл. 3). Известно, что в физиологических условиях бактериальные ферменты нитрогеназы катализируют реакцию азотфиксации, которую можно записать как



Таблица 2

Выживаемость микроорганизмов рек при высоких концентрациях железа, КОЕ/мл

Реки	Гетеротрофы				Олиготрофы							
					азотфиксаторы				метанотрофы			
	Fe ²⁺		Fe ³⁺		Fe ²⁺		Fe ³⁺		Fe ²⁺		Fe ³⁺	
	10 ПДК	40 ПДК	10 ПДК	40 ПДК	10 ПДК	40 ПДК	10 ПДК	40 ПДК	10 ПДК	40 ПДК	10 ПДК	40 ПДК
С. Вильва-У	3·10 ²	0	1·10 ²	0	1·10 ²	3·10 ²	2·10 ²	1·10 ²	3·10 ²	6·10 ¹	2·10 ²	5·10 ¹
С. Вильва-СТ	1·10 ²	1·10 ¹	4·10 ²	4·10 ¹	2·10 ³	1·10 ³	2·10 ³	2·10 ³	1·10 ²	1·10 ²	3·10 ³	1·10 ³
Б. Гремячая	2	0	3	0	3·10 ¹	1·10 ¹	6	2	4	1	2	0
Вильва	1·10 ²	14	2·10 ²	12	2·10 ²	1·10 ²	2·10 ²	1·10 ²	3·10 ²	1·10 ²	1·10 ²	1·10 ²
Кизел	0	0	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0

В результате реакции водородный показатель изменяется, в среде происходит накопление газообразного водорода. Обычно значение pH в области 6,5–8,5, оптимальное для бактериального роста, совпадает с оптимальным значением для выделения водорода. В соответствии с используемым бактериями типом метаболизма молекулярный водород может использоваться как источник энергии при дыхании, как донор электронов при фотосинтезе и в процессе метаногенеза. На протяжении всего эксперимента нитратов и нитритов в среде не

было зафиксировано. Однако со временем при культивировании происходило снижение концентрации кислорода (табл. 3). Эти данные позволили предположить, что поскольку процесс микробной нитрификации практически не был зафиксирован, то возможно часть кислорода использовалась бактериями при окислении железа. В природных условиях превращение солей закисного железа в окисные происходит при участии железобактерий, широко распространенных в водоемах и заболоченных почвах. Реакция окисления протекает по уравнению

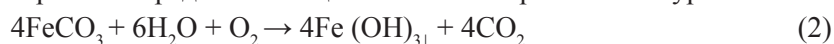
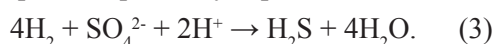


Таблица 3

Изменение физико-химических характеристик среды при периодическом культивировании азотфиксирующих бактерий в присутствии Fe²⁺ и Fe³⁺

Время, ч	Северная Вильва						Большая Гремячая					
	Fe ³⁺ 7,0	Fe ³⁺ 6,0	Fe ³⁺ 5,0	Fe ²⁺ 7,0	Fe ²⁺ 6,0	Fe ²⁺ 5,0	Fe ³⁺ 7,0	Fe ³⁺ 6,0	Fe ³⁺ 5,0	Fe ²⁺ 7,0	Fe ²⁺ 6,0	Fe ²⁺ 5,0
Оптическая плотность культур, λ 590 нм												
2	0,090	0,085	0,074	0,100	0,095	0,089	0,105	0,110	0,083	0,120	0,098	0,121
24	0,215	0,220	0,095	0,259	0,270	0,112	0,235	0,258	0,120	0,269	0,305	0,117
48	0,330	0,440	0,230	0,360	0,560	0,195	0,400	0,540	0,300	0,398	0,580	0,160
72	0,482	0,590	0,520	0,540	0,540	0,495	0,565	0,610	0,470	0,530	0,610	0,515
pH												
2	7,07	6,10	5,10	7,03	6,11	5,00	7,04	6,08	5,10	7,03	6,14	5,00
24	7,25	6,36	5,16	7,22	6,38	5,03	7,28	6,44	5,17	7,24	6,43	5,02
48	7,53	6,90	5,72	7,69	7,15	5,46	7,70	7,19	5,87	7,87	7,25	5,12
72	8,52	7,74	6,73	8,72	7,81	6,87	8,60	7,75	7,08	8,71	7,79	7,01
NH ₄ ⁺ (мг/л)												
2	0,243	0,125	0,124	0,250	0,145	0,161	0,360	0,320	0,148	0,344	0,210	0,337
24	0,200	0,225	0,180	0,290	0,330	0,200	0,267	0,220	0,343	0,303	0,300	0,240
48	0,142	0,181	0,126	0,175	0,240	0,135	0,215	0,144	0,260	0,135	0,180	0,140
O ₂ (мг/л)												
2	4,87	2,02	3,99	4,76	4,00	4,36	3,72	2,09	2,41	2,44	2,23	2,67
24	0,40	0,49	0,09	0,25	0,09	0,22	0,04	0,04	0,05	0,06	0,05	0,10
48	0,12	0,07	0,06	0,07	0,08	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
72	0,10	1,98	0,08	0,22	1,78	0,06	0,09	0,89	0,40	1,21	0,37	0,06
Fe												
Процент сорбции	0,425 мг/л	0,420 мг/л	0,400 мг/л	0,800 мг/л	0,860 мг/л	0,860 мг/л	0,425 мг/л	0,420 мг/л	0,400 мг/л	0,800 мг/л	0,860 мг/л	0,860 мг/л
24	74	80	81	78	89	80	49	66	35	83	79	65
48	86	87	79	91	91	78	82	80	71	92	90	55
72	73	81	79	79	90	91	82	80	70	91	90	78

Когда железобактерии отмирают, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, что содержится в них, оседает на дно водоемов, со временем это приводит к образованию «болотных руд». Анализ на карбонат-ионы с бактериальными культурами обеих рек показал, что с увеличением pH от 5,0 до 7,0 происходит увеличение в среде ионов CO_3^{2-} . Через сутки наибольшая концентрация карбонат-ионов была зафиксирована при pH 7,0 в бактериальной культуре азотфиксаторов реки Б. Гремячая с Fe^{2+} . Карбонат-ионы в небольшой концентрации присутствовали также при pH 7,0 с Fe^{2+} и с Fe^{3+} в культуре азотфиксаторов реки С. Вильва, и с Fe^{3+} в бактериальной культуре реки Б. Гремячая. Через 2-е суток концентрация карбонатов в среде при pH 7,0 была в 2 раза выше, чем при pH 6,0, для азотфиксаторов обеих рек. Причем вместе с защелачиванием среды выше pH 7,0 в образцах с Fe^{3+} карбонат-ионов было в 2 раза меньше, чем с Fe^{2+} . Сульфатредуцирующие бактерии способны получать энергию за счёт окисления в анаэробных условиях водорода, используя в качестве конечного акцептора электронов сульфат:

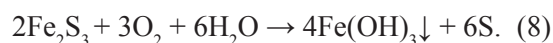
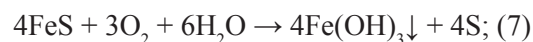
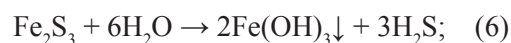
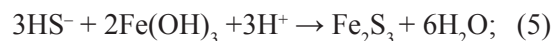


Некоторые пурпурные бактерии, такие как *Thiocapsa roseopersicina*, кроме фиксации азота и выделения водорода способны при участии ферментов гидрогеназ восстанавливать серу [8], в соответствии с уравнением



Сероводород в природных водах находится в виде недиссоциированных молекул H_2S , ионов гидросульфида HS^- и весьма редко – ионов сульфида S^{2-} . Соотношение между концентрациями этих форм определяется значениями pH воды: при pH < 10 содержанием ионов сульфида можно пренебречь, при pH = 7 содержание H_2S и HS^- примерно одинаково, при pH = 4 сероводород почти полностью (99,8%) находится в виде H_2S . Анализ наличия сероводорода в культуральной жидкости показал, что во время выращивания азотфиксирующих бактерий из рек С. Вильва и Б. Гремячая на минеральной среде с тиосульфатом натрия, с первого часа и на протяжении всего эксперимента, происходило выделение сероводорода (гидросульфида). Причем на изменения концентрации сероводорода в среде практически не влияло значение pH (5,0; 6,0; 7,0), отличие в концентрациях сероводорода, выделяемого микробными сообществами рек С. Вильва (152 мг/л) и Б. Гремячая (236 мг/л) было отмечено лишь через 15 минут от начала эксперимента. Скорее всего, это было связано с разным

видовым составом микробных сообществ рек. Связывание ионов гидросульфида с Fe^{3+} и последующая регенерация сульфида железа в нейтральной и щелочной средах происходит согласно уравнениям



Поскольку на протяжении всего эксперимента черного осадка FeS не было зафиксировано в бактериальных культурах, можно предположить, что в течение первых суток в присутствии сероводорода и кислорода образование гидроксидов железа проходило согласно уравнениям (5)–(8). Известно, что химические процессы окисления $\text{Fe}(\text{II})$ доминируют над микробиологическими только при концентрациях O_2 выше 50 μM ($\approx 1,5$ мг/л) [2]. Согласно полученным данным (табл. 3) через сутки концентрация растворенного кислорода во всех вариантах с Fe^{2+} и Fe^{3+} при разных pH была отмечена ниже 0,5 мг/л. Следовательно, что в дальнейшем окисление $\text{Fe}(\text{II})$ и снижение его концентрации в среде (процент сорбции) было связано с биогеохимической активностью микрофлоры рек С. Вильва и Б. Гремячая. Через 3 суток снижение содержания ионов железа и установление pH выше 7,0 приводило в некоторых бактериальных культурах к повышению концентрации кислорода. Можно предположить, что в исследуемых микробных сообществах рек С. Вильва (pH 6,0; с Fe^{2+} и Fe^{3+}) и Б. Гремячая (pH 7,0; с Fe^{2+}) происходило размножение окислительных фототрофных бактерий, выделяющих кислород.

Заключение

Интенсивное техногенное минералообразование наблюдается в реках Кизеловского угольного бассейна в результате самоизлива шахтных вод. На основе проведенного химического анализа проб воды из рек Кизеловского угольного бассейна было установлено многократное превышение ПДК по железу в реках Северная Вильва, Большая Гремячая, Вильва и Кизел. Основные факторы, влияющие на самоочищающую способность рек – приемников шахтных вод являются окислительно-восстановительные условия среды, а также биоразнообразие микробных сообществ. Полученные результаты могут быть использованы в мониторинге рек – приемников шахтных вод.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ-Урал № 07-04-96027 и Программы УрО РАН «Молекулярная и клеточная биология» (№ 01201256858).

Список литературы

1. Гальченко В.Ф. Метанотрофные бактерии. – М.: GEOS, 2001. – 500 с.
2. Дубинина Г.А., Сорокина А.Ю. Нейрофильные литотрофные железоокисляющие прокариоты и их участие в биогеохимических процессах цикла железа // Микробиология. – 2014. – Т.83. – № 2. – С. 127–142.
3. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
4. Максимович Н.Г., Черемных Н.В., Хайрулина Е.А. Экологические последствия ликвидации Кизеловского угольного бассейна // Географический вестник. – 2006. – № 2. – С. 1–9.
5. Потехина Ж.С. Метаболизм Fe(III) восстанавливающих бактерий. –Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. – 225 с.
6. Руководство по анализу шахтных вод / под ред. Л.Б. Старцевой. – Пермь.: Министерство угольной промышленности СССР, 1980. – 284 с.
7. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.
8. Цыганков А.А., Хуснутдинова А.Н. Участие H₂ в метаболизме пурпурных бактерий и перспективы практического использования // Микробиология. – 2015. – Т. 84. – № 1. – С.3–26.

References

1. Galchenko V.F. Metanotrofnye bakterii. M.: GEOS, 2001. 500 p.

2. Dubinina G.A., Sorokina A.Ju. Nejrofilnye litotrofnye zhelezookisljajushhie prokarioty i ih uchastie v biogeohimicheskikh processah cikla zheleza // Mikrobiologija. 2014. T.83. no. 2. pp. 127–142.

3. Kuznecov S.I., Dubinina G.A. Metody izuchenija vodnyh mikroorganizmov. M.: Nauka, 1989. 288 p.

4. Maksimovich N.G., Cheremnyh N.V., Hajrulina E.A. Jekologicheskie posledstvija likvidacii Kizelovskogo ugolnogo bassejna // Geograficheskij vestnik. 2006. no. 2. pp. 1–9.

5. Potehina Zh.S. Metabolizm Fe(III) vosstanavlivajushhh bakterij. –Toljatti: IJeVB РАН, 2006. 225 p.

6. Rukovodstvo po analizu shahtnyh vod / pod red. L.B. Starcevoj. Perm.: Ministerstvo ugolnoj promyshlennosti SSSR, 1980. 284 p.

7. Rukovodstvo po himicheskomu analizu poverhnostnyh vod суши. L.: Gidrometeoizdat, 1977. 541 p.

8. Cygankov A.A., Husnutdinova A.N. Uchastie H₂ v metabolizme purpurnyh bakterij i perspektivy prakticheskogo ispolzovanija // Mikrobiologija. 2015. T. 84. no. 1. pp. 3–26.

Рецензенты:

Плотникова Е.Г., д.б.н., ведущий научный сотрудник, ФГБУН «Институт экологии и генетики микроорганизмов» УрО РАН, профессор кафедры ботаники и генетики растений, ФГБОУ ВПО «Пермский государственный национальный исследовательский университет», г. Пермь;

Саралов А.И., д.б.н., зав. лабораторией водной микробиологии, ФГБУН «Институт экологии и генетики микроорганизмов» УрО РАН, профессор, г. Пермь.