© Ю.П. Галченко, 2006

УДК 622:502

Ю.П. Галченко

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ СБРОСА ШАХТНЫХ ВОД

Неделя горняка-2005
Семинар № 7

Большую экологическую проблему представляет собой изменение качества поверхностных водотоков под влиянием сброса в них вод, вовлеченных в технологический цикл горнодобывающего предприятия.

Воды горизонтов, залегающих ниже уровня грунтовых вод, не принимают активного участия в обеспечении жизнедеятельности фитоценозов, но, обводняя горные выработки, они проходят через техногенно измененные участки литосферы и существенно изменяют свое первоначальное качество, насыщаясь поллютантами различного типа от нейтральных механических взвесей до биологически и химически токсичных добавок. Это значит, что экологическая опасность сброса шахтных (рудничных) вод в природные экосистемы зависит от геологического строения месторождений и от применяемых геотехнологий.

Применительно к вопросу загрязнения водных экосистем при подземной разработке месторождений, источником загрязнения являются откачиваемые шахтные воды, насыщенные различными поллютантами, которые по своему характеру можно разделить на органические, механические и химические. Транзитная среда для всех них одинакова, а депонирующие среды - разные, что делает необходимым рассмотрение вопроса о биологической регламентации качества сбрасываемых вод дифференцированно для каждой группы техногенных примесей [1].

По отношению к органическим загрязнениям, природные водные сообщества обладают автогенера-тивными свойствами и способны к естественному самоочищению путем деструкции органических примесей и превращения их в минеральные соединения углерода и азота, за счет метаболической деятельности аэробных органотрофных микроорганизмов (углеродная стадия) и автотрофных нитрифицирующих бактерий (азотная стадия). Развитие этих процессов принято оценивать тестом биохимического потребления кислорода (БПК), определяемым по стандартным методикам. Через соотношение измеряемых величин БПК построен универсальный интегральный показатель (Рвпк) отражающий реальную антропогенную нагрузку на самоочищающую способность воды конкретного водного объекта [2]:

$$P_{БПК} = \frac{\sum\limits_{i=norma}^{i=\max} \frac{C_{cpi}}{C_H} n_i}{\sum\limits_{i=\min}^{i=\max} \frac{C_{cpi}}{C_H} n_i}$$

где C_{cpi} - средняя величина БПК по группе замеров, мг/дм^3; C_H - начальная величина БПК до загрязнения, мг/дм^3; n_i - число замеров в каждой группе.

Анализ этого выражения, методологии проведения натурных замеров и обработки их результатов показывают, что теоретически биологическим пределом загрязнения рудничных вод органическими примесями является такой его уровень, при котором расход кислорода на его окисление не превышает начальной величины этого показателя для данной водной экосистемы $C_{ср.max} = C_H$. То есть, нагрузка на водную биоту равна ее самоочищающей способности.

Вместе с тем, известно, что эта способность, в свою очередь, является функцией скорости развития гетеротрофных микроорганизмов и, следовательно, зависит от температуры среды. По этому признаку активность самоочищения природных вод делят на три фазы: оптимальную (16-24 °С); угнетения (10-16 °С) и ингибирования или торможения (до 10 °С) [2, 3].

Вполне очевидно, что вследствие непрерывности откачки рудничных вод и сброса их в водоемы, органическое загрязнение во время протекания двух последних фаз будет нарастать, вплоть до начала фазы активности. Поэтому, определяя пороговую величину такого загрязнения по условиям самоочищения, необходимо как бы зарезервировать часть природного потенциала биоты водной экосистемы для биологической переработки загрязнения, накопившихся в периоды низкой активности, введя в балансовое равенство $C_{ср.max} = C_H$, коэффициент, учитывающий это обстоятельство:

$$C_{ср.\max} = \frac{C_H}{1 + \frac{T_3}{365} + 0,5\frac{T_2}{365}},$$

где T_3 и Т2 - соответственно, длительность фаз торможения и угнетения.

Механические взвеси в сточных водах добывающих предприятий представлены, в основном, мелкодисперсными минеральными частицами с диаметром не более 0,01-0,02 мм. Концентрация их может достигать нескольких граммов на литр. Вполне очевидно, что этот вид техногенного загрязнения поверхностных вод следует рассматривать с точки зрения снижения светового потока, поступающего в водную экосистему, Поэтому индикацию и регламентацию этого техногенного фактора целесообразно проводить по состоянию альгофлоры. Степень изменения интенсивности светового потока можно определить по величине показателя прозрачности воды, измеренной диском Секки.

Предположив, что интенсивность фотосинтеза прямо пропорциональна количеству световой энергии и приняв за основу общеметодический подход, примененный для оценки и регламентации пылевого загрязнения фитоценозов, можно записать уравнение баланса биомассы для водорослей-индикаторов в фитопланктоне и в обрастаниях [2]:

$$A_p \frac{L_1}{L} = B$$

где A_p - продуктивность альгофлоры в водоеме до начала сброса шахтных вод (в реках - выше по течению от точки сброса); L, и L_1 – соответс-твенно, показатель прозрачности после сброса шахтных вод и до него; B - расход органического вещества в процессе жизнедеятельности альгофлоры водной экосистемы.

Из этого уравнения можно определить критическую величину прозрачности воды, от которой легко перейти к допустимому уровню механического загрязнения сбрасываемых в экосистему шахтных вод методом калибровочного эксперимента.

Сложность состава загрязнителей рудничных вод и различный механизм их ассимиляции в природных водоемах

предопределяет формирование в них различных по размерам зон техногенного поражения биоты для каждого из типов загрязнителей.

Внешняя граница зоны распространения в водоеме органических примесей определяется в каждом конкретном случае скоростью их биохимического окисления и деструкции. Причем в периоды фаз температурного угнетения и торможения процессов самоочищения природных вод, размер зоны загрязнения увеличивается, а в фазе оптимума активности - сокращается.

Механизм естественной очистки природных вод от механических минеральных взвесей включает в себя гравитационное осаждение твердых частиц и фильтрацию вод через водную растительность. Поэтому внешняя граница зоны такого загрязнения определяется интенсивностью этих процессов.

Общим для рассмотренных выше видов техногенных загрязнений, попадающих в водные экосистемы при откачке шахтных вод, является то обстоятельство, что зоны распространения каждого из них, хотя и различны по размерам, но конечны, и в пределах этих зон за счет развития биохимических и физических процессов происходит восстановление природного состава и свойств воды. Поэтому биологическая регламентация уровня подобных загрязнений производится по условиям постоянного сохранения природными водоемами способности к естественному самоочищению.

Применительно к химическим загрязнениям шахтных вод в виде растворенных солей тяжелых металлов, хлоридов, неорганических кислот и т.п. наблюдается совершенно иная картина. Жизнедеятельность биоты водных экосистем либо подавляется действием этих веществ, либо не имеет механизма их ассимиляции. Поэтому водные системы являются только транзитной средой, а среда депонирующая - в большинстве случаев отсутствует. Поэтому размеры и характер развития зоны загрязнения естественных водоемов определяется физическими процессами перемешивания и деконцентрации в них химических веществ, привносимых с откачиваемыми шахтными водами. Теоретически внешняя граница зоны этого вида загрязнения может быть проведена по линии нулевой степени аномальности концентрации каждого вещества относительно природного содержания в районе месторождения. Воздействие химических загрязнений носит длительный характер и в соответствии с этой длительностью и постоянной, технологически обусловленной, интенсивностью, обладает кумулятивным эффектом.

Известно, что донные животные и их сообщества могут служить хорошими показателями происходящих изменений внешней среды. В отличие от фито- и зоопланктона, эти сообщества являются более консервативными, так как образующие их популяции обладают, как правило, продолжительными жизненными ци-клами и очень тесно связаны со средой своего обитания - донными биотопами. Особенности экологии зообентоса придают ему способность как бы аккумулировать изменение условий существования во времени и отражать не случайные и незначительные воздействия на водную экосистему, а воздействия, носящие длительный характер [2]. Поэтому состояние зообентоса может быть наиболее надежным индикатором реакции биоты на поступление в нее химиче-

ских загрязнений при откачке шахтных вод [4].

В каждом конкретном случае, при любом сочетании количества и качества сбрасываемых вод и типа водоема, общий методологический подход к задаче биологической регламентации этого вида техногенных загрязнений целесообразно строить на основе применения закона Либиха-Шелфорда для определения диапазонов толерантности индикаторных видов или более крупных таксонов, характеризующих зообентос реального водоема.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Галченко Ю.П., Бурцев Л.И., Ефремов А.А.* Биологическая регламентация при подземном освоении недр. – М.: Наука. Вестник РАН, 2000, Т.70, № 11, С. 994-1005.
2. *Методы* биологического анализа пресных вод. – Л.: Наука, 1976. 167 с.
3. *Трофимович Е.М., Гурвич С.И.* Охрана водных объектов при добыче и обогащении руд и углей. – М.: Недра, 1985. 191 с.
4. *Востокова Е.А., Гунин П.Д., Буян-Орших Х. и др.* Методология оценки состояния и картографирования экосистем в экстремальных условиях. Пущинский научный центр РАН. 1993. 202 с.

Коротко об авторах

Галченко Ю.П. – доктор технических наук, ИПКОН РАН.

Д И С С Е Р Т А Ц И И

ТЕКУЩАЯ ИНФОРМАЦИЯ О ЗАЩИТАХ ДИССЕРТАЦИЙ ПО ГОРНОМУ ДЕЛУ И СМЕЖНЫМ ВОПРОСАМ

Автор	*Название работы*	*Специальность*	*Ученая степень*
КУЗБАССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ			
ЮРТАШКИНА Людмила Владимировна	Исследование состава и свойств карьерных вод разрезов Кузбасса для оценки их утлизируемости	25.00.36	к.т.н.