

РЕНАТ ИСХАКОВИЧ АЮКАЕВ

доктор технических наук, профессор, заведующий кафедрой водоснабжения, водоотведения и гидравлики строительного факультета, Петрозаводский государственный университет

ayukaev@psu.karelia.ru

АННА ВЛАДИМИРОВНА КОРЯЙКИНА

аспирант кафедры водоснабжения, водоотведения и гидравлики строительного факультета, Петрозаводский государственный университет

akoryajkina@yandex.ru

АНДРЕЙ СЕРГЕЕВИЧ СЕЛИВАНОВ

кандидат технических наук, директор ООО «ПСФ Исток»

contact@istok-soft.ru

ЭФФЕКТИВНОСТЬ БИОСОРБЦИОННОЙ ПРЕДОЧИСТКИ ВЫСОКОЦВЕТНЫХ МАЛОМУТНЫХ ВОД ИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОИСТОЧНИКОВ

В статье рассматриваются возможности применения биологических методов очистки высокочастичных природных вод. Предложена инженерная методика расчета биосорбционных аппаратов, приведены результаты оценки сравнительной эффективности традиционных технологических схем очистки высокочастичных маломутных вод и схем биосорбционной предочистки.

Ключевые слова: технология биосорбции, подготовка высокочастичных маломутных природных вод, поверхностные источники

По данным Госсанэпиднадзора России, качество питьевой воды, производимой коммунальными и ведомственными водопроводами, продолжает оставаться неудовлетворительным: каждая пятая проба питьевой воды не отвечает гигиеническим требованиям по санитарно-химическим и микробиологическим показателям [2]. Значительная часть затрат на строительство водопроводных очистных сооружений может оказаться непроизводительной, поскольку прошедшая очистные сооружения вода не является пригодной для питья. Основными причинами сложившейся ситуации специалисты считают повышенное загрязнение водоисточников вследствие значительно возросшей в последнее время антропогенной нагрузки, а также несоответствие принятой или существующей технологической схемы водоподготовки качеству воды водоисточника.

В настоящее время улучшение качества питьевой воды как в России, так и за рубежом осуществляется при помощи применения дополнительных, часто дорогостоящих методов очистки воды: озонирования, сорбции, ионного обмена, мем-

бранный сепарации и др. [1]; особый интерес представляют относительно малозатратные биологические методы очистки природных вод, которые могут быть использованы для обработки высокочастичных маломутных вод, характерных для поверхностных источников Карелии.

Наиболее простыми сооружениями для биологической очистки воды являются имеющие двухсотлетнюю историю медленные фильтры, в которых протекает процесс пленочного фильтрования. На мелкозернистой фильтрующей загрузке медленного фильтра задерживаются наиболее крупные загрязнения, которые, заклиниваясь в порах, сужают их сечение. Благодаря этому в порах загрузки задерживаются все более мелкие загрязнения, коллоиды и бактерии. Задержанные пленкой бактерии и органические вещества обуславливают возникновение в ней биологических процессов, в том числе развитие низших микроорганизмов, поглощающих бактерии. С течением времени биологические процессы начинают захватывать более глубокие слои фильтра. В результате при медленном фильтро-

вании до 99 % содержащихся в воде бактерий задерживается пленкой и погибает. При небольшой скорости фильтрования и малых размерах пор 90–95 % взвешенных веществ задерживается в верхних слоях фильтра.

Дальнейшее развитие идеи медленного фильтрования привело к созданию систем с управляемыми гидробиоценозами, действие которых основано на том, что гидробионты осуществляют процессы минерализации органических веществ, биоседиментации и осветления воды, биологической детоксикации в специально созданных условиях [3]. Для закрепления микроорганизмов обычно применяют биоректоры с насадками для иммобилизованной микрофлоры, размещаемые в голове очистных сооружений. Благодаря иммобилизации создаются условия, способствующие задержанию и росту микроорганизмов-деструкторов трудноокисляемых органических соединений, неспособных развиваться в сооружениях со свободно плавающей биомассой. Исследования возможностей биологической предочистки природных вод в биореакторе с иммобилизованной микрофлорой с последующей реагентной очисткой на контактных осветительных и осветительно-сорбционных фильтрах свидетельствуют об эффективности метода при обработке цветных и высокоцветных вод.

На следующем этапе изучения возможностей биотехнологии в области питьевого водоснабжения был открыт чрезвычайно эффективный метод обработки воды – биосорбция. Это метод, совмещающий процессы сорбции загрязнений и их биологического окисления [5]. Сущность метода можно кратко представить в виде следующей совокупности биологических и физических процессов, протекающих в едином биосорбционном реакторе:

- адсорбция загрязнений воды в микропористой структуре сорбционного материала;
- биологическое разложение адсорбированных, в том числе и трудноразлагаемых, соединений микроорганизмами, иммобилизованными на сорбенте;
- десорбция соединений на поверхность частиц сорбента;
- биологическое окисление соединений микроорганизмами биопленки, образующейся на поверхности частиц сорбента.

В качестве загрузки биосорбционных реакторов (сорбента), как правило, применяется гранулированный активированный уголь, который является носителем, благоприятным для иммобилизации на нем имеющихся в окружающей водной среде микроорганизмов, метаболизирующих биоразлагаемые органические вещества. Благодаря шероховатой поверхности гранул активированного угля и их способности к адсорбции органических молекул, служащих пищей для бактерий, последние имеют возможность прикрепиться к частицам угля и, более того, остаться прикрепленными к ним даже при

воздействии силы сдвига, возникающей в результате промывки или обратного тока воды.

Бактерии, иммобилизующиеся на гранулированных активированных углях, не образуют однородной биологической пленки вокруг гранул, они задерживаются в макропорах загрузки. Большинство этих бактерий характерны для почв и природных вод: *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Caulobacter*, *Alcaligenes*, *Actinomycetes*, *Bacillus*, *Moraxella* и др.

Существенно для очистки высокоцветных природных вод на биосорбционных реакторах то обстоятельство, что даже при относительно низких концентрациях органических веществ в обрабатываемой воде на поверхности гранулированного активного угля образуется монослой микроорганизмов, сами органические вещества (в том числе и относительно биорезистентные гумусовые вещества, обуславливающие высокую цветность воды) адсорбируются на поверхности угля. При этом происходит ферментативная трансформация органических молекул в биоразлагаемую форму. Модифицированный таким образом субстрат диффундирует в микропоры фильтрующей загрузки, куда способны проникать и экзоферменты микроорганизмов.

В целом применение процесса биосорбции в процессах подготовки воды для хозяйствственно-питьевых целей имеет ряд преимуществ по сравнению с традиционными методами водоподготовки [3]: оно позволяет очистить воду от органических соединений, в том числе и трудноокисляемых, обуславливающих высокие значения цветности и перманганатной окисляемости; предотвратить опасность для водопотребителя, связанную с залповыми выбросами токсичных и канцерогенных веществ в водоисточник; сократить расход реагентов, будучи включенным в технологические схемы водоподготовки крупных населенных пунктов в качестве одного из звеньев; минимизировать расход хлорсодержащих реагентов, используемых на этапе обеззараживания обработанных природных вод.

Конструкции аппаратов, использующих биосорбционный эффект для очистки природных вод, могут быть различны. Простейший вариант установки представляет собой колонну с загрузкой из активированного угля, аэратор и распределительное устройство (рис. 1а).

Наблюдения за процессом биосорбции в аппарате такого типа выявили существенный недостаток конструкции. В отсутствие механических предфильтров и нисходящей фильтрации в верхних слоях загрузки аккумулируются загрязнения, фильтрационная среда частично кольматируется, а эффект очистки резко снижается. Эффективность очистки снижается и в случае повышения скоростей фильтрации до 0,1–0,2 м/ч. Последнее обстоятельство приводит к необходимости использования «широких» фильтров, что осуществимо в лабораторных условиях, но исключает возможность практического применения. Дальнейшие

эксперименты с установками колонного типа подтвердили жизнеспособность только одного варианта компоновки биосорбера, в котором неочищенная вода движется через сорбент снизу вверх. Кроме того, устойчивый режим работы возможен только при флюидизации (ожижении) сорбента, способствующей также некоторому (на 15–20 %) увеличению удельной скорости очистки, что объясняется максимизацией обмена между биомассой, населяющей сорбент, и водой. Расширение и флюидизация сорбента происходят только при условии превышения скоростью фильтрации некоторого порогового значения.

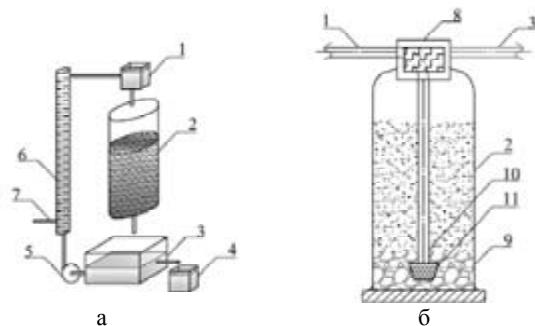


Рис.1. Конструкции биосорбционных аппаратов: а – колонного типа, б – биосорбционный фильтр
1 – обрабатываемая вода, 2 – загрузка из активированного угля, 3 – очищенная вода, 4 – емкость для сбора фильтра, 5 – циркуляционный насос, 6 – аэрационная колонна, 7 – подача воздуха, 8 – блок управления, 9 – поддерживающий гравийный слой, 10 – центральная распределительная трубка, 11 – нижний распределитель

Схема модернизированного варианта биосорбера колонного типа, названного нами «биосорбционный фильтр», представлена на рис. 1б. В качестве корпуса аппарата во многих случаях удается использовать корпусы из стекловолокна или нержавеющей стали стандартных засыпных фильтров, широко представленных на рынке водоочистного оборудования. Вода подается в фильтр через центральную распределительную трубу и поднимается вверх; при достижении критического значения скорости фильтрации восходящие токи исходной воды взмучивают загрузку и ее объем существенно увеличивается.

Для устойчивого режима работы биосорбционного фильтра с установленным эффектом очистки необходимо выполнение двух групп условий.

Во-первых, масса загрузки фильтра должна отвечать экспериментально определенной удельной скорости очистки по отдельным компонентам. Скорость окисления органических загрязнений в биосорбционном реакторе определяется моделью Моно:

$$\begin{cases} \frac{dX}{dt} = \frac{\mu_m \times S \times X}{K_s + S} \\ \frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m / Y \times S \times X}{K_s + S} \end{cases}, \quad (1)$$

где S , X – весовые концентрации субстрата (органических загрязнений) и биополимеров клетки соответственно, μ_m – максимальная скорость роста биомассы, Y – экономический коэффициент. Величина K_s определяется как

$$K_s = \frac{k_{-1} + k_{+2}}{k_{+1}} \times M_s,$$

где k_{+1} , k_{-1} , k_{+2} – константы скоростей ферментативных реакций (знак «+» обозначает прямую реакцию, знак «-» – обратную), M_s – молекулярный вес субстрата.

Во-вторых, в аппарате должны быть обеспечены гидродинамические условия для протекания процессов биологической деструкции. При достижении критической величины скорости фильтрации, соответствующей началу расширения, потери напора в фильтре стабилизируются и слабее изменяются с дальнейшим увеличением степени расширения.

Потери напора при флюидизации несущественны и не превышают 1 м. в. с. для двухметрового биосорбционного фильтра (при высоте слоя загрузки 70–80 см и 100 % расширении загрузки) для гранулированных активированных углей.

Из гидромеханики известно, что при наличии неподвижного слоя увеличение скорости потока жидкости приводит к увеличению перепада давления в слое. Слой сохраняет неподвижное состояние до тех пор, пока вес слоя, приходящийся на единицу площади, не станет равным перепаду давления. При дальнейшем увеличении скорости слой переходит во флюидизационное состояние и потери напора стабилизируются [4]. Для реального биосорбционного фильтра, как показали проведенные нами эксперименты, участок стабилизации потерь напора в псевдоожженном слое отсутствует (или, по крайней мере, выражен неявно). Последнее обстоятельство объясняется тем, что для обеспечения флюидизации потока требуется поддерживать скорости движения потока воды в аппарате не ниже 9–10 м/ч, что возможно при вытянутой форме фильтра (высота значительно превышает площадь поперечного сечения). В этих условиях, вероятно, значительный вклад в величину потерь напора вносит эффект взаимодействия гранул сорбента со стенками фильтра.

После обобщения известных теоретических и получения дополнительных экспериментальных данных нами предложена математическая модель биосорбционного фильтра для очистки природных вод, исследование которой доведено до получения инженерной методики расчета биосорбционных аппаратов:

$$M = \frac{(L_0 - L_e) \times Q}{\frac{p_m \times L_e^2}{K_L \times L_0 + L_e^2}}. \quad (2)$$

$$p_m = p_{0m} \times k^{t-t_0}, \quad (3)$$

$$d = \sqrt{\frac{Q \times 4}{24 \times v \times \pi}}, \quad (4)$$

$$h = \frac{4 \times M}{\rho \times \pi \times d^2} \times e_n, \quad (5)$$

$$e_n = 1 - \frac{H_{ads}}{H_{ads}^f} \times (1 - e), \quad e = 1 - \frac{\gamma_{sb}^{nac}}{\gamma_{sb}^{kak}}, \quad (6)$$

$$e_n = \left(\frac{a \times Re + b \times Re^2}{Ar} \right)^c, \quad (7)$$

$$Ar = \frac{g \times d_{sb}^3 \times \gamma_{sb}^{nac} - \gamma_b}{v^2 \times \gamma_b} \times (1 - P_i), \quad P_i = \frac{\gamma_{sb}^{nac} - \gamma_{sb}^{kak}}{\gamma_{sb}^{nac}}, \quad (8)$$

$$v = \frac{Re \times \nu}{d_{sb}}, \quad (9)$$

$$\frac{H_{ads}}{H_{ads}^f} = K, \quad (10)$$

где M – масса сорбента, г, Q – расход обрабатываемой воды, м³/сут, L_0 – обобщенная характеристика загрязнения воды на входе по рассматриваемому ингредиенту, мг/л, L_e – обобщенная характеристика загрязнения воды на выходе по рассматриваемому ингредиенту, мг/л, P_m – максимальная удельная скорость окисления ингредиента (в мг) 1 г сорбента за сутки,

$$\left(\frac{\text{мг}}{\text{г} \times \text{сут}} \right),$$

K_L – положительная константа, характеризующая уровень насыщения субстрата, k – температурная поправка в уравнении Аррениуса (3), P_{0m} – скорость окислительного процесса для рассматриваемого ингредиента при некоторой фиксированной температуре t_0 , t – температура обрабатываемой воды, d – диаметр биосорбционного аппарата, м, v – скорость движения воды в биосорбционном аппарате, м/с, h – высота биосорбера, м, ρ – истинная плотность гранул сорбента, г/м³, e – порозность сорбента, e_n – порозность расширенного слоя сорбента, H_{ads} – высота флюидизационного слоя, м, H_{ads}^f – высота слоя загрузки в неподвижном состоянии, м, Re – критерий Рейнольдса, Ar – число Архимеда, a , b , c – некоторые константы (приняты в соответствии с рекомендациями [4] равными 18, 0,36, 0,21 соответственно), d_{sb} – диаметр гранулы сорбента, м, γ_{sb}^{nac} – истинная плотность сорбента, кг/м³, γ_b – плотность воды, кг/м³, P_i – удельная пористость сорбента, v – кинематическая вязкость воды, м²/с, γ_{sb}^{kak} – кажущаяся плотность сорбента, кг/м³, γ_{sb}^{nac} – насыпная плотность сорбента, кг/м³, K – коэффициент расширения слоя сорбента.

Уравнение (2), полученное в рамках ферментативной теории Михаэлиса–Ментен, описывает идеализированную схему окисления однокомпонентных загрязнений и связывает скорость окис-

ления с потребной массой сорбционной загрузки в аппарате; уравнение (3) учитывает связь максимальной удельной скорости окисления с температурой среды; уравнения (4), (5) определяют конструктивные размеры фильтра, а соотношения (6)–(9) – расчетную скорость фильтрования при нормированном значении расширения слоя загрузки (10).

Результаты проведенных нами исследований по изучению возможностей биологических методов очистки высокоцветных маломутных вод, в частности технологий биосорбционной предочистки и медленного фильтрования, нашли свое применение на некоторых объектах водоснабжения Республики Карелия и успешно апробированы на ряде объектов. Дальнейшие исследования были направлены на обоснование целесообразности применения технологии биосорбции как самостоятельного или вспомогательного процесса при очистке высокоцветных природных вод, критерием которой является стоимость жизненного цикла водоочистной станции.

Постановка оптимизационной задачи выбора технологической схемы очистных сооружений формулируется следующим образом: из конечного набора станций, состоящих из группы отдельных (независимых) сооружений, выбрать такие, которые при обеспечении необходимого эффекта очистки обладают минимальной стоимостью жизненного цикла.

Для формализованного описания процесса очистки исходной воды на водоочистной станции рассмотрим ориентированный связанный граф, инкапсулирующий структуру водоочистной станции и схематично отображающий процесс переноса i-го ингредиента, характеризующего один из показателей исходной воды, внутри станции (рис. 2).

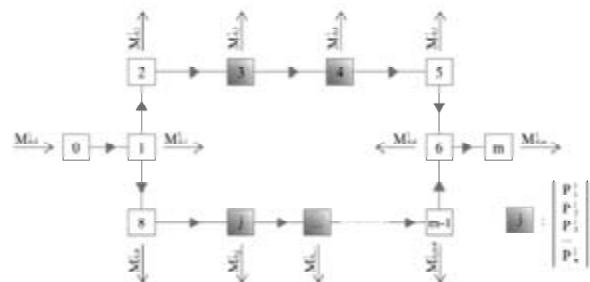


Рис. 2. Граф, инкапсулирующий структуру водоочистной станции

В графе водоочистной станции имеется 3 группы узлов:

- Ординарные (узлы 1, 2, 5, 6, 8, m-1 на рис. 2), необходимые для полноты описания коммуникационных связей между сооружениями очистной станции;
- Узел входа в станцию (узел 0) и выхода из станции (узел m);
- Узлы технологического оборудования (узлы 3, 4, j, ... на рис. 2), моделирующие отдельные сооружения очистной станции.

Каждый j -й узел схемы характеризуется набором из n параметров $P_1^j, P_2^j, P_3^j, \dots, P_n^j$, образующих вектор C_{j3} , с необходимой для моделирования полнотой описывающий элемент коммуникации или сооружение очистной станции. Вектор \mathbf{M}^i описывает массоперенос i -го ингредиента внутри станции, а вектор \mathbf{M}_0^i – подачу (для узла 0) или отбор (для всех остальных узлов) массы i -го ингредиента внутри станции отдельными сооружениями.

Задача по определению минимальной стоимости жизненного цикла для заданной технологической схемы очистки воды при условии обеспечения ею эффекта очистки до гигиенических требований при наихудших (наибольших) значениях массы i -го ингредиента на входе в станцию может быть сформулирована следующим образом:

$$A \times \mathbf{M}^i = \mathbf{M}_0^i, \quad (11)$$

$$\mathbf{M}_{0,j}^i = \mathbf{M}_{0,j}^i \left(P_1^j, P_2^j, \dots, P_n^j, \sum_k M_{k,j}^i \right) j \in T, \quad (12)$$

$$M_{0,0}^i = M_{ent,max}^i, \quad (13)$$

$$M_{0,m}^i \leq M_{ex,max}^i, \quad (14)$$

$$P^j = P^j(M_{0,j}^i, M_{0,0}^i, M_{0,m}^i), j \in T, \quad (15)$$

$$C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z) \rightarrow \min, \quad (16)$$

где A – матрица главных сечений графа водопроводных сооружений, \mathbf{M}^i – вектор массораспределения i -го ингредиента на отдельных участках станции, \mathbf{M}_0^i – вектор отбора массы i -го ингредиента отдельными узлами (сооружениями) станции, M_{k-j}^i – компонента вектора \mathbf{M}^i , представляющая собой массу i -го ингредиента, переносимого по участку с началом в узле k и концом в узле j , P^1, P^2, \dots, P^m – набор векторов, полностью определяющих параметры отдельных сооружений станции, T – множество индексов узлов графа сети очистной станции, $M_{ent,max}^i$ – максимальная масса i -го ингредиента на входе в станцию, $M_{ex,max}^i$ – максимально допустимая (по санитарно-химическим и микробиологическим нормативами) масса i -го ингредиента на выходе из станции (на выходе в магистрально распределительную сеть системы водоснабжения), $P^j = P^j(M_{0,j}^i, M_{0,0}^i, M_{0,m}^i)$ – функции связи, определяющие взаимосвязь массораспределения i -го ингредиента внутри водоочистной станции и параметры отдельных сооружений станции, $C = C(P_1^1, P_2^1, \dots, P_n^1, P_1^2, P_2^2, \dots, P_n^2, \dots, P_n^m, E_1, E_2, \dots, E_z)$ – функция, отражающая стоимость жизненного цикла станции.

Для ряда технологических схем очистки высококоличественных маломутных природных вод при

фиксированной производительности станции и цветности воды в водоисточнике была решена задача (11–16). Результат моделирования – минимально возможная стоимость жизненного цикла водоочистной станции.

Показателем сравнительной эффективности технологических схем является удельная стоимость единицы подготовленной на станции воды питьевого качества, которая для удобства интерпретации измеряется в интервальной шкале в баллах (минимальное значение стоимости очищенной воды соответствует 10 баллам, максимальное – 1 баллу). Результаты сравнения различных технологий очистки цветных вод приведены на рис. 3.

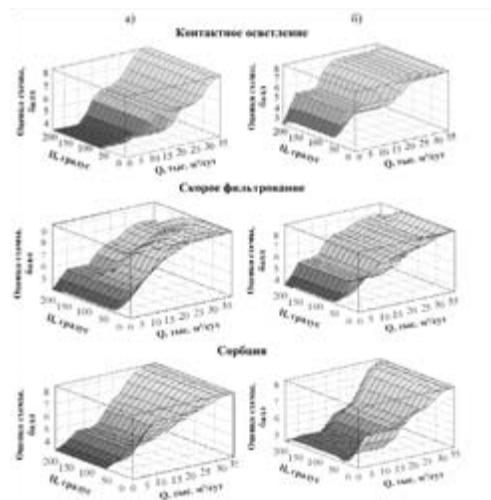


Рис. 3. Результаты моделирования: стоимость жизненного цикла водопроводных очистных сооружений в зависимости от их производительности (Q) и цветности ($Ц$) природных вод: а – для схем без биосорбционной предочистки, б – для схем с биосорбционной предочисткой

Общий вид построенных поверхностейносит вполне предсказуемый характер: с повышением производительности станции себестоимость очистки единицы объема воды значительно снижается, повышение цветности выше некоторого порогового значения, определяющегося технологией очистки воды, приводит к резкому повышению себестоимости очистки. Результаты моделирования свидетельствуют, что включение в технологическую схему сооружений биологической предочистки высококоличественных вод (расчетный при параметрическом моделировании эффект предочистки по цветности равен 40 %) позволяет снизить себестоимость очистки за счет понижения составляющей капитальных затрат, связанных со строительством реагентного хозяйства и сопутствующих структур, а также эксплуатационных затрат на реагенты уже при производительностях от 5000 м³/сут. При предустановленном (в процессе параметризации) эффекте предочистки по цветности 40 % оптимальная область использования биосорбционной предо-

чистки ограничивается сверху 150–161 градусами платино-кобальтовой шкалы.

При изменении стоимости реагентов в большую сторону эффективность включения в технологическую схему элементов биологической предочистки повышается за счет роста эксплуатационной составляющей, обусловленной использованием реагентов, в стоимости жизненного цикла очистных сооружений и значительно падает нижний предел производительности станций, при котором целесообразно предусматривать такую предочистку (рис. 4).

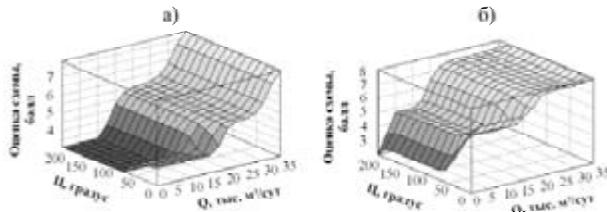


Рис. 4. Результаты моделирования: эффективность использования биосорбционных аппаратов при максимальной (при принятой расчетной схеме) стоимости коагулянта: а – контактное осветление, б – контактное осветление с биосорбционной предочисткой

Как особый случай следует рассматривать очистные сооружения малой производительности в удаленных и труднодоступных районах: соотношение между стоимостью одной тонны коагулянта на заводе и затратами на его доставку в этом случае таковы, что по мере движения вглубь региона стоимость реагента возрастает на порядок, а то и на два. Поскольку для сооружений малой производительности характерно превалирование эксплуатационных затрат над капитальными в стоимости

жизненного цикла, становится очевидной целесообразность использования в данных условиях малозатратных сооружений биологической (пред) очистки природных вод (рис. 5).

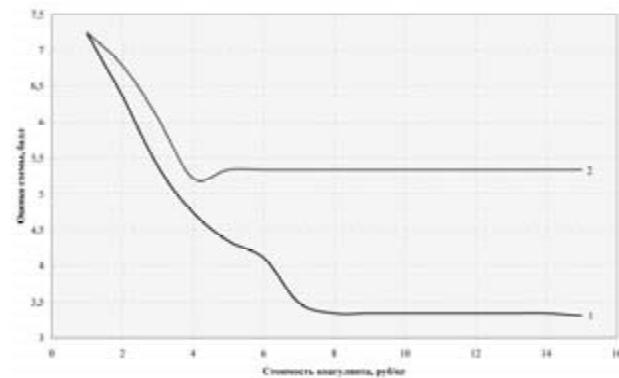


Рис. 5. Результаты моделирования: эффективность технологических схем водоподготовки для очистных сооружений малой производительности: 1 – реагентное склоное фильтрование без биосорбционной предочистки, 2 – реагентное склоное фильтрование с биосорбционной предочисткой

Таким образом, по результатам расчетов отчетливо «вырисовывается» область эффективного применения биосорбционной технологии для предочистки высокоцветных маломутных вод. При фиксировании эффективности предочистки по показателю цветности на уровне 30–40 % наибольший выигрыш по стоимости жизненного цикла очистных станций достигается на малых производительностях (до 100 м³/сут) в случае высокой стоимости реагентов и электроэнергии и в диапазоне расходов от 5000 м³/сут и выше при цветности воды в водоисточнике до 150 градусов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Водоподготовка / Под ред. С. Е. Беликова. М.: Аква-Терм, 2007. 240 с.
2. Драгинский В. Л., Алексеева Л. П., Гетманцев С. В. Коагуляция в технологии очистки природных вод. М.: Науч. изд-во, 2005. 576 с.
3. Журба М. Г., Соколов Л. И., Говорова Ж. М. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений: В 3 т. Т. 2. Очистка и кондиционирование природных вод. М.: АСВ, 2004. 496 с.
4. Разумов И. М. Пневмоожижение и пневмотранспорт сыпучих материалов. М.: Химия, 1972. 240 с.
5. Швецов В. Н., Морозова К. М., Пушников М. Ю., Кристаев А. В., Семенов М. Ю. Перспективные технологии биологической очистки сточных и природных вод // Водоснабжение и санитарная техника. 2005. № 12. Ч. 2. С. 17–25.